

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA

**ABUNDÂNCIA RELATIVA SAZONAL E
AMEAÇAS POTENCIAIS A JUVENIS DE
TARTARUGA-VERDE (*Chelonia mydas*) EM
DUAS ÁREAS DO ATLÂNTICO SUL
OCIDENTAL**

GUSTAVO MARTINEZ SOUZA

Tese apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Oceanografia
Biológica da Universidade Federal do
Rio Grande, como requisito parcial à
obtenção do título de DOUTOR.

Orientador: Paul Gerhard Kinas

RIO GRANDE

Outubro, 2014

ÍNDICE

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	3
1. INTRODUÇÃO.....	5
1.1. Introdução Geral.....	5
1.2. A distribuição global da tartaruga-verde <i>Chelonia mydas</i> e o status de conservação.....	6
1.3. Ciclo de vida da tartaruga-verde <i>Chelonia mydas</i>	8
1.4. Estágio juvenil nerítico da tartaruga-verde <i>Chelonia mydas</i>	10
1.5. Juvenis neríticos de tartaruga-verde em médias latitudes.....	11
1.6. Áreas de alimentação em médias latitudes do Atlântico Sul Ocidental.....	12
1.7. A região de Cerro Verde, Rocha, Uruguai.....	13
1.8. Estratégias de amostragem – monitoramento <i>in-water</i>	14
1.9. Seleção de áreas de amostragem.....	15
1.10. Realização do monitoramento <i>in-water</i>	16
1.11. Efetividade do monitoramento <i>in-water</i>	17
1.12. Objetivos e estrutura da tese.....	17
2. AMEAÇAS À TARTARUGA-VERDE <i>Chelonia mydas</i> (TESTUDINATA, CHELONIIDAE) PELA PESCA ARTESNAL DE ITAPIRUBÁ, SANTA CATARINA, BRASIL.....	19
2.1. Introdução.....	19
3.2. Material & Métodos.....	22
2.2.1. Manejo de tartarugas.....	25
3.3. Principais Resultados.....	25
2.3.1. Monitoramento de desembarque pesqueiro.....	25
2.3.2. Tartarugas marinhas capturadas incidentalmente.....	31
2.4. Discussão.....	32

3. ABUNDÂNCIA RELATIVA SAZONAL JUVENIS DE TARTARUGA-VERDE *Chelonia mydas* EM CERRO VERDE, ROCHA35

3.1. Introdução.....35

3.2. Material & Métodos.....37

3.2.1. Área de Estudo.....37

3.2.2. Captura Intencional de juvenis.....39

3.2.3. Manejo dos indivíduos capturados.....40

3.2.4. Análise dos dados.....41

3.2.4.1. Abundância relativa sazonal.....41

3.2.4.2. Estrutura populacional.....42

3.2.4.3. Índice de Condição Corporal (ICC).....42

3.2.4.4. Presença de Fibropapiloma (FP).....43

3.2.4.5. Temperatura corporal.....43

3.3. Principais Resultados.....43

3.3.1. Abundância relativa sazonal.....43

3.3.2. Estrutura populacional.....48

3.3.3. Índice de Condição Corporal (ICC).....49

3.3.4. Presença de Fibropapiloma (FP).....51

3.3.5. Temperatura corporal.....53

3.4. Discussão.....53

4. POTENCIAIS AMEAÇAS AOS JUVENIS DE TARTARUGA-VERDE *Chelonia mydas* ASSOCIADAS AO DESENVOLVIMENTO PORTUÁRIO DE LA PALOMA, ROCHA, URUGUAI.....57

4.1. Introdução.....57

4.2. Material & Métodos.....59

4.3. Principais Resultados.....59

4.4. Discussão.....	61
5. CONCLUSÕES.....	64
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	67
7. ANEXOS.....	83
7.1. Artigo 1.....	96
7.2. Artigo 2.....	107
7.3. Artigo 3.....	140

RESUMO

A temperatura superficial do mar (TSM) influencia diretamente os limites latitudinais na distribuição da tartaruga-verde *Chelonia mydas*. A presente tese tem como objetivo avaliar a abundância relativa sazonal e identificar potenciais ameaças às tartarugas-verde em duas áreas oceanograficamente distintas do Atlântico Sul Ocidental. Foi realizado um intenso programa de monitoramento na região de Itapirubá, sul de Santa Catarina, Brasil (28°19'S; 48°43'O) e Cerro Verde, Rocha, Uruguai (33°56'S; 53°30'O). O estudo confirmou a presença anual de juvenis de tartaruga-verde em ambas áreas, mas não foi possível avaliar a abundância relativa sazonal em Itapirubá, Santa Catarina. Entretanto, foi possível avaliar a ameaça potencial e efetiva da pesca artesanal de Itapirubá às tartarugas marinhas da região, nas quais as principais pescarias da comunidade de Itapirubá (pesca da anchova, da tainha e da corvina) podem ser consideradas pescarias com baixa ameaça potencial e ausência de mortalidade. No entanto, a pesca do linguado pode ser considerada uma ameaça potencial local às tartarugas marinhas, com maior probabilidade de captura e taxa de mortalidade. Em Cerro Verde, durante 162 dias de captura (589 horas), foram registradas 703 capturas, sendo identificados 675 espécimes, com a abundância relativa variando sazonalmente. As estações com maior e menor abundância relativa, fim de Outono e início da Primavera, respectivamente, apresentam intervalo térmico semelhante (TSM de 14°C a 20°C), e por isso, esperava-se que a razão entre as abundâncias relativas fosse próxima de 1:1, ao contrário de 0,3, que representa uma abundância relativa de tartarugas na primavera de apenas 30% do que o observado no final do outono, antes da temperatura ultrapassar o limite de atividade (14°C). Uma explicação plausível para essa variação sazonal da abundância relativa estaria na segregação das estratégias de seleção térmica

de habitat frente ao limite de atividade (14°C): algumas tartarugas (aproximadamente 70% - associada a presença de fibropapilomas) realizariam migrações sazonais para outras áreas de alimentação costeiras em melhores condições térmicas (estoque sazonal de tartaruga-verde); enquanto outras tartarugas (aproximadamente 30%) permaneceriam na mesma região, em inatividade e/ou hibernação, associados ao fundo (estoque residente de tartaruga-verde). A alta ocorrência de juvenis de tartaruga-verde com epibiontes típicos do substrato rochoso de Cerro Verde pode ser uma evidência que tais espécimes residentes estiveram em estado de torpor ou dormência durante os períodos frios. Pode-se considerar que Cerro Verde apresenta uma tendência de estabilidade ou aumento na abundância relativa. Apesar disso, ameaças potenciais foram identificadas: ocorrência do caracol invasor *Rapana venosa* como epibionte; e a interação com a atividade de dragagem.

Palavras-chave: abundância relativa, limite térmico de atividade, potenciais ameaças, captura incidental, dragagem

ABSTRACT

The seawater surface temperature (SST) directly influences the latitudinal distribution of green turtle *Chelonia mydas*. The aim of this study was to assess the relative seasonal abundance and recognize potential threats to green turtles in two oceanographically distinct areas of the Southwestern Atlantic Ocean. An intensive monitoring and intentional capture program in Itapirubá, South of Santa Catarina, Brazil (28°19'S; 48°43'O) and Cerro Verde, Rocha, Uruguay (33°56'S , 53°30'O) was proposed. Results confirmed the year-round presence of juvenile green turtles in both areas but the relative abundance was not assessed for Itapirubá, Santa Catarina. However, the potential and effective threats for most important fisheries of this region were quantified. The main fisheries in Itapirubá (bluefish, mullet and whitemouth croaker fisheries) appeared to present an overall low direct threat to green turtles in the fishing area (500 Km²). However, the flounder fishery can become an important threat to green turtles in Itapirubá, South of Santa Catarina based on estimated capture probability and mortality rate. In Cerro Verde, during 162 sampling days (589 hours), a total of 703 green turtles were captured intentionally, suggesting that a SST of 14°C-15°C may be a thermal activity threshold for green turtles in the region and the relative abundance varied seasonally. The highest and lowest relative abundance, Late Autumn and Early Spring seasons respectively, presents SST ranged from 14°C to 20°C and, therefore the ratio between the expected values would be close to 1:1. However, the difference between predicted relative abundance of turtles before and after winter was 30%. This seasonal variation in relative abundance may be a combination of two strategies: some turtles undertake seasonal migrations to alternative coastal foraging grounds with preferred thermal habitats (*seasonal green turtle stock* – associated as presence of FP); or (2)

while other turtles remain in the same foraging region and overwinter on the sea floor, either in dormancy or brumation (*resident green turtle stock* – associated as presence of benthonic epibionts). The relative abundance in Cerro Verde oscillates over time, currently appears as stabilize or increasing. However, potential threats which could directly impact the green turtles in the long term were identified: occurrence of rapa whelk *Rapana venosa* bio-fouling green turtles and dredging impacts in green turtles.

Keywords: relative abundance, thermal threshold activity, threats, bycatch, dredging

1. INTRODUÇÃO

1.1. Introdução Geral

As condições oceanográficas de um ambiente são fatores determinantes na distribuição e abundância de organismos nos Oceanos, sejam estes integrantes da comunidade planctônica, nectônica ou bentônica (Lalli & Parsons, 1997). Essa relação é considerada a base da Oceanografia Biológica.

Embora as tartarugas marinhas sejam pouco estudadas no Brasil através de uma abordagem oceanográfica, a sua distribuição e abundância estão relacionadas diretamente com a temperatura superficial do mar (TSM). Com exceção da tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*), que pode criar gradientes térmicos de até 17°C (Frair *et al.*, 1972), as demais espécies de tartarugas marinhas apresentam temperatura corporal relacionada diretamente à temperatura do ambiente. Ao longo da distribuição, qualquer variação na temperatura do ambiente gera uma alteração no nível metabólico e na atividade das tartarugas marinhas (Williard, 2013).

Os limites austrais e boreais na distribuição dessas espécies são determinados diretamente pela TSM. Entretanto, o limite térmico de atividade é variável tanto entre as espécies de tartarugas marinhas quanto entre as populações de uma mesma espécie. A relação da TSM na ocorrência e abundância da tartaruga-verde *Chelonia mydas* dentro

de duas áreas de alimentação no limite de distribuição do Atlântico Austral faz parte do escopo da presente tese.

1.2. A distribuição global da tartaruga-verde *Chelonia mydas* e o status de conservação

A tartaruga-verde *Chelonia mydas* (Figura 1.1) é uma espécie circumglobal, encontrada em águas tropicais e temperadas de Oceano Atlântico, Pacífico e Índico (Hirth, 1997).



Figura 1.1. Exemplar de juvenil de tartaruga-verde, capturada e marcada em Cerro Verde, Uruguai

Globalmente, a tartaruga-verde está catalogada como “em perigo de extinção” na lista vermelha da União Internacional pela Conservação da Natureza, IUCN (IUCN, 2013). Esta classificação da espécie (*status*) é baseada nas Avaliações Populacionais das tartarugas marinhas, utilizado genericamente para descrever uma avaliação de dados a

fim de determinar o status e as tendências de uma população em relação à sua condição no passado e/ou potencial condição no futuro (National Research Council, 2010).

Segundo o National Research Council (2010), uma completa avaliação da população deve incluir a descrição e avaliação das mudanças, ao longo do tempo e do espaço, nos seguintes aspectos: (1) Estrutura populacional (2) História de vida da população e demografia; (3) Tendências na abundância relativa populacional; (4) Ecologia de populações e comportamento; (5) Tamanho Populacional (Abundância absoluta); (6) Ameaças atuais e futuras; e (7) Fontes de variabilidade (genéticos, demográficos, ambientais).

Através de uma abordagem que integrou todos os estudos disponíveis de biogeografia (monitoramentos de abundância, análises genéticas, estudos de marcação-recaptura e telemetria), foram estabelecidas 17 Unidades Regionais de Manejo (RMUs) para a tartaruga-verde ao longo de sua distribuição global (Wallace *et al.*, 2010a; Figura 1.2) e diferentes “status” de conservação baseado em classificações gerais de risco (tendências de abundância populacional) e ameaças (Walace *et al.*, 2011). Na costa Atlântica da América do Sul, duas RMUs são identificadas: Atlântico Sul Central e Atlântico Sul Ocidental, sendo que a última é considerada uma das mais saudáveis RMUs de tartarugas marinhas no mundo.

Dentre as principais ameaças a tartaruga-verde no mundo, destacam-se o abate de fêmeas (Wilson & Tisdell, 2001), coleta de ovos (Válverde *et al.*, 2012) e perda de habitat (Fuentes *et al.*, 2011), ingestão de resíduos sólidos (Schuyler *et al.*, 2014), interação com pescarias (Wallace *et al.*, 2010b) e enfermidades como a fibropapillomatose (Aguirre & Lutz, 2004).

Após um período médio de 60 dias de desenvolvimento embrionário, os neonatos eclodem dos ovos, submergem à linha de praia, percorrem o ambiente praiar e iniciam uma natação frenética de cinco a sete dias, período suficiente para cruzar o ambiente nerítico (plataforma continental) e alcançar o ambiente oceânico (Wyneken & Salmon, 1992; Davenport, 1997). No ambiente oceânico, neonatos de diferentes praias de desova se desenvolvem próximo à superfície por um período variável de tempo, conhecida como fase dos “anos perdidos” (Carr, 1987). Para a tartaruga-verde, a fase dos “anos perdidos” é estimada em três anos para o Oceano Atlântico Norte, variando de um a sete anos (Goshe *et al.*, 2010).

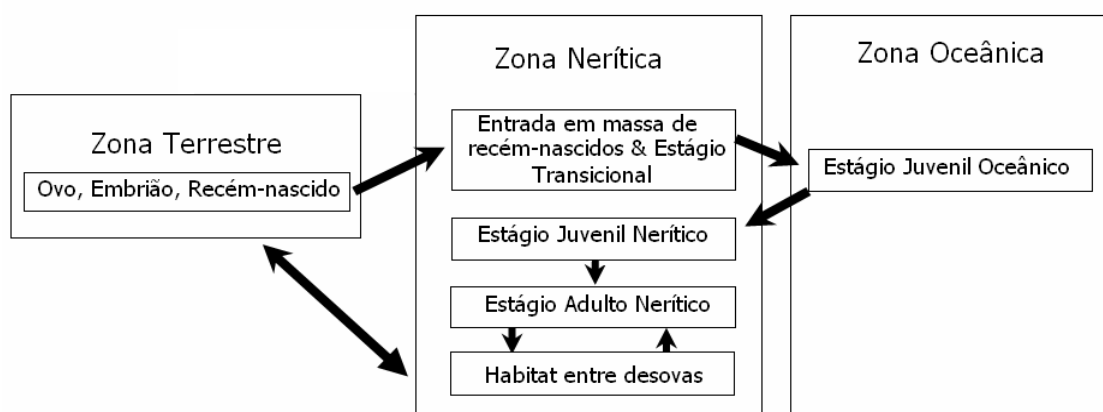


Figura 1.3. Modelo de ciclo de vida para tartaruga-verde *Chelonia mydas* separando o desenvolvimento juvenil em duas fases distintas. Modificado de Bolten (2003).

Ao longo da variação ontogenética, os juvenis de tartaruga-verde se deslocam do ambiente oceânico-pelágico (estágio Juvenil Oceânico) para áreas de forrageio bentônico rasa (estágio Juvenil Nerítico) (Figura 1.3). Segundo o principal estudo sobre a distribuição global de juvenis oceânicos de tartaruga-verde (Putman & Naro-Maciel, 2013), a costa Sul do Brasil, Uruguai e Argentina correspondem às prováveis localidades de recrutamento de juvenis neríticos oriundos de Ilha Ascención e, possivelmente, das demais praias de desova do Atlântico Sul.

Entretanto, estas agregações de juvenis de tartaruga-verde no ambiente nerítico não são consideradas populações e, tão pouco, metapopulações (Bowen *et al.*, 2005). A resolução de populações é confundida nesse caso por uma sobreposição geográfica, em que populações demograficamente independentes se misturam em áreas de alimentação. Tal mescla de populações não caracteriza uma metapopulação, já que esta mistura ocorre em períodos não-reprodutivos. No Atlântico Sul Ocidental, a sobreposição geográfica entre populações foi observada em todas as áreas de alimentação, com similaridade no aporte genético entre as principais praias de desova já mencionadas anteriormente (Proietti *et al.*, 2012; Prodosimi *et al.*, 2012).

Mesmo compartilhando áreas de alimentação durante o desenvolvimento e até após a maturação, cada indivíduo retornará a sua praia de desova ou cercanias de forma independente – hábito conhecido como filopatria – descartando a existência de facilitação social (Meylan *et al.*, 1990; Lohmann *et al.*, 2013). Apesar desta sobreposição geográfica de populações não caracterizar uma metapopulação, a fase de desenvolvimento é fundamental para a compreensão do ciclo de vida das tartarugas marinhas, sendo as unidades de agregação de tartarugas em uma área de alimentação referidas como um estoque-misto (National Research Council, 2010).

1.4. Estágio juvenil nerítico da tartaruga-verde *Chelonia mydas*

Com diferentes histórias de desenvolvimento, esses estoques-mistos agregados localmente podem variar substancialmente nas taxas de crescimento e sobrevivência, os quais influenciarão diretamente no número de adultos efetivos que retornarão à praia de desova ao longo do tempo (Heppell *et al.*, 2003). Por isso, avaliar agregações locais em áreas de alimentação como unidades de estudo são importantes na compreensão do ciclo

de vida geral das tartarugas marinhas e, conseqüentemente, na sua conservação (Bjorndal *et al.*, 2000).

Para o Atlântico Sul Ocidental, essa mudança do ambiente oceânico para o nerítico inicia-se aos 30 cm de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), concomitantemente com a mudança na dieta de onívora para prioritariamente herbívora (Hirth, 1997; Gallo *et al.*, 2006). Apesar de ser considerada como herbívora obrigatória em muitos estudos, a tartaruga-verde alimenta-se oportunisticamente de animais em diversos locais, inclusive no Atlântico Sul Ocidental (Seminoff *et al.*, 2002; Cardona *et al.*, 2009; Carrion-Cortez *et al.*, 2010; González-Carman *et al.*, 2011; Reisser *et al.*, 2013).

A fidelidade a áreas de alimentação também é observada para juvenis no ambiente nerítico, o que poderia caracterizar diferentes grupos de indivíduos para cada agregação local (Limpus *et al.*, 1992; Bellini & Sanches, 1996). Entretanto, outras estratégias poderão ser observadas para juvenis no ambiente nerítico, desde retorno ao ambiente oceânico até a realização de migrações sazonais latitudinais, o que caracterizaria fidelidade a duas ou mais áreas de alimentação (Morreale *et al.* 1992; Epperly *et al.* 1995; Musick & Limpus 1997; González-Carman *et al.* 2012). Possivelmente a estratégia de ocupação, ligada diretamente ao processo de migração e fidelidade a áreas de alimentação, está relacionada a seleção térmica de habitat (Willard, 2013).

1.5. Juvenis neríticos de tartaruga-verde em médias latitudes

A temperatura do ambiente pode influenciar o metabolismo e o nível de atividade das tartarugas marinhas (Moon *et al.*, 1997). Juvenis de tartaruga-verde podem apresentar limitações em relação à temperatura da água, diretamente relacionada a sua temperatura corporal (TC) (Read *et al.*, 1996). Dessa forma, a TSM influencia

diretamente os limites latitudinais na distribuição dos juvenis de tartaruga-verde. Mendonça (1983) observa inatividade de juvenis no Atlântico Norte quando as TCs estiveram abaixo dos 18°C. Na Austrália, a inatividade foi observada para juvenis aos 14°C (Read *et al.*, 1996). Seminoff *et al.* (2000) sugerem que o limite térmico de inatividade para um juvenil de tartaruga-verde no Pacífico está próximo dos 15°C, limite semelhante ao observado por Koch *et al.* (2007). Felger *et al.* (1976) observaram indivíduos em estado de torpor e dormência quando o TSM ultrapassou o limite térmico de atividade. Tal registro indicaria que algumas populações de tartaruga-verde poderiam utilizar-se do hábito de hibernação como estratégia de sobrevivência a baixas temperaturas. Apesar de ser considerada uma hipótese viável na maioria dos limites latitudinais de distribuição, juvenis de tartaruga-verde em estado de hibernação não foram mais registrados (Willard, 2013).

1.6. Áreas de alimentação em médias latitudes do Atlântico Sul Ocidental

Apesar de apresentar temperaturas abaixo do limite térmico estabelecido anteriormente para populações do Atlântico, as médias latitudes do Atlântico Sul Ocidental apresentam diversas agregações locais de juvenis de tartaruga-verde. No Brasil, são destacadas as regiões de Ubatuba (Gallo *et al.*, 2006) e Cananéia (Nagaoka *et al.*, 2008), em São Paulo; a Baía de Paranaguá (Guebert-Bartholo *et al.*, 2012, López-Barrera *et al.*, 2012), no Paraná; e a Ilha do Arvoredo (Reisser *et al.*, 2014) e Ilha de Florianópolis (Stahelin *et al.*, 2012), em Santa Catarina.

No Uruguai, agregações locais de tartarugas-verde foram observadas nos Departamentos de Canelones, Maldonado e Rocha (Vélez-Rubio *et al.*, 2013), todas áreas caracterizadas por praias arenosas e pontas rochosas com alta abundância e diversidade de macroalgas (López-Mendilaharsu *et al.*, 2006).

1.7. A região de Cerro Verde, Rocha, Uruguai

Desde 2000, a região de Cerro Verde é monitorada durante o verão pela organização não-governamental Karumbé, voltada à pesquisa e conservação de tartarugas marinhas no Uruguai. Juvenis de tartaruga-verde foram registrados em todos os anos amostrados. Entretanto, os monitoramentos foram restritos a TSM acima do limite térmico de atividade para as populações do Atlântico – registrado em 18°C por Mendonça, 1983 – e não existem registros prévios de ocorrência em temperaturas inferiores ou mesmo nas demais estações do ano para esta região.

Buscando registrar a ocorrência anual de juvenis de tartaruga-verde na região, foram instalados transmissores por satélite em três espécimes capturados em janeiro de 2007. Um dos indivíduos morreu com menos de 2 meses de seguimento, os demais animais foram monitorados por um período superior a um ano, tendo permanecido na região de Cerro Verde até julho de 2007 (Figura 1.7).

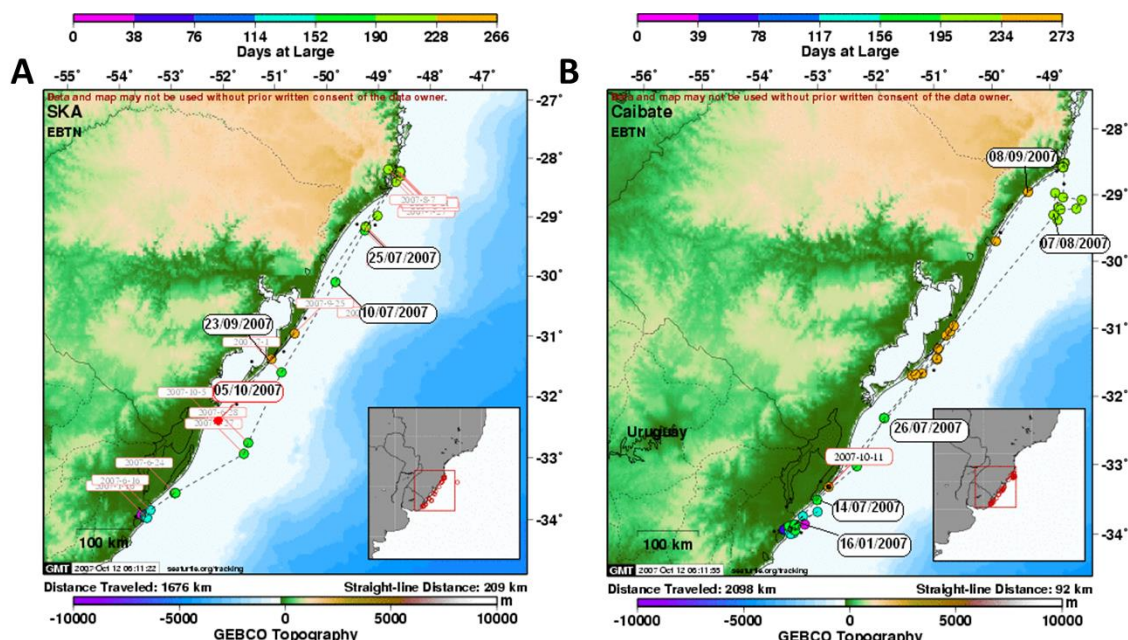


Figura 1.7. Mapa de deslocamento dos dois juvenis de tartaruga-verde monitorados por López-Mendilaharsu. Os transmissores foram instalados em 15 de Janeiro de 2007.

A partir deste mês, os dois indivíduos iniciaram, com intervalo de 2 semanas, um deslocamento ao Norte, migrando para a região Sul de Santa Catarina, onde permaneceram até o início de outubro, quando começaram a retornar a região de Cerro Verde (López-Mendilaharsu, comunicação pessoal). O Sul de Santa Catarina seria a região mais próxima ao Norte com características geomorfológicas similares à região de Cerro Verde. Apesar de apresentar características propícias a ser uma área de alimentação de juvenis de tartaruga-verde, não existia um monitoramento contínuo de tartarugas marinhas na região.

Os juvenis de tartaruga-verde monitorados por satélite poderiam indicar a existência de uma migração sazonal latitudinal entre estas duas áreas de alimentação, que compartilhariam do mesmo estoque-misto. Dessa forma, o objetivo inicial da presente tese era avaliar a abundância relativa de juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) nestas duas distintas áreas frequentadas pelas tartarugas monitoradas por satélite e avaliar a existência de migração sazonal latitudinal de juvenis de tartaruga-verde entre as duas áreas. Deste modo, a tese se baseava nas seguintes hipóteses: (1) Cerro Verde é uma área de alimentação de juvenis neríticos com pico de abundância durante o verão, enquanto o Sul de Santa Catarina é uma área de alimentação de juvenis neríticos com pico de abundância durante o inverno; (2) Cerro Verde e Sul de Santa Catarina apresentam variação sazonal na abundância de juvenis neríticos devido à existência de uma migração; (3) A variável oceanográfica temperatura influencia os processos de migração sazonal latitudinal, crescimento e índice corporal de juvenis neríticos de tartaruga-verde, além de poder induzir à hibernação.

1.8. Estratégia de amostragem – monitoramento *in-water*

Para poder avaliar tais diferenças sazonais nas agregações locais de tartarugas-verde *Chelonia mydas*, foi selecionado o método de amostragem submersa, conhecido internacionalmente como programa de monitoramento *in-water*, os quais são uma das principais fontes de dados para a preparação de estratégias de conservação em áreas de alimentação (National Research Council, 2010).

A atividade central do monitoramento *in-water* é a captura intencional de tartarugas marinhas em uma área de agregação, destacando-se pela utilização de diversos métodos que não causam a morte do animal, como a captura “rodeio” (Bjorndal *et al.*, 2000), a captura manual em mergulhos (Reisser *et al.*, 2008), redes de cerco (Meylan *et al.*, 2011) e redes de espera (Koch *et al.*, 2007; Eguchi *et al.*, 2010) – conforme características etológicas, ambientais e culturais encontradas em cada área. Para esta tese, foi selecionado o método de captura por rede de espera, aplicado em Bahía de Los Angeles, México e replicado desde 2000 no Uruguai.

1.9. Seleção de áreas de amostragem

As áreas de amostragem na região de Cerro Verde, Rocha, foram aquelas previamente avaliadas por Karumbé na região entre 2000 e 2009, Punta Coronilla ou Pesquero, e Punta Loberos ou Cerro Verde. Como a faina de captura intencional é realizada na face norte de Cerro Verde, a área de amostragem será referida ao longo da tese como Cerro Verde Norte (Capítulo 4).

Para selecionar a área a ser monitorado na região Sul de Santa Catarina, foi realizada expedição em maio de 2010 aos municípios de Garopaba, Imbituba e Laguna. Durante seis dias, as principais pontas rochosas dos três municípios foram avaliadas segundo os seguintes critérios: (1) ocorrência de ocupação por parte dos exemplares monitorados por satélite; (2) registros de moradores locais e pescadores artesanais sobre

a ocorrência de tartarugas marinhas na região; e (3) viabilidade da realização das amostragens selecionadas no monitoramento *in-water*. Baseado nestes três critérios, a ponta de Itapirubá (28°19'S; 48°43'O) foi selecionada como o principal ponto de amostragem na região. A receptividade da comunidade de pesca artesanal de Itapirubá em relação a atividades de monitoramento *in-water* foi preponderante para a seleção desta área de amostragem.



Figura 1.2. Paisagem da ponta de Itapirubá, Sul de Santa Catarina, Brasil

1.10. Realização do monitoramento *in-water*

Entre os principais projetos *in-water* no mundo, as temporadas de amostragem variam de 7 a 15 dias, sendo, normalmente, uma temporada por ano (Bjorndal *et al.*, 2005; Meylan *et al.*, 2011); mas para considerar variações sazonais são necessárias múltiplas temporadas por ano (Bjorndal *et al.*, 2005; Koch *et al.*, 2007; Eguchi *et al.*, 2010; Meylan *et al.*, 2011). O monitoramento na região de Cerro Verde iniciou-se na Primavera de 2009, enquanto no Sul de Santa Catarina teve início apenas no Inverno de 2010. A partir da primavera de 2010, cada estação do ano foi dividida em três temporadas de amostragem: uma temporada em Santa Catarina (de aproximadamente 30 dias) intercalando duas temporadas no Uruguai (de em média 24 dias). Este esforço

de amostragem foi necessário para manter a viabilidade de comparações sazonais, já que condições oceanográficas impróprias à amostragem são comuns ao longo de todas as estações do ano. No total, foram realizadas 26 expedições de amostragem no Uruguai e 12 expedições de amostragem no Sul de Santa Catarina, representando mais de três anos de monitoramento *in-water*.

1.11. Efetividade do monitoramento in-water

Durante os 740 dias de monitoramento na região de Cerro Verde, Uruguai, foram possíveis coletar dados suficientes para avaliar a abundância relativa sazonal de tartaruga-verde como proposto, além de viabilizar amostragens oportunas em outras potenciais áreas de alimentação na região próxima da área de estudo, como a região do Porto de La Paloma. O Porto de La Paloma, distante 110 km de Cerro Verde, é o único porto comercial do Departamento de Rocha, cujo calado está sendo ampliado através de dragagem. Apesar da interação com dragas não ser amplamente registrada, a dragagem pode ser considerada uma potencial ameaça às tartarugas marinhas (Dickerson *et al.*, 1995).

Já para o monitoramento na região de Santa Catarina, o método de monitoramento *in-water* proposto não apresentou a eficácia esperada do ponto de vista qualitativo e quantitativo, como os coletados em Cerro Verde. Por isso, não foi possível avaliar a tendência de abundância relativa e muito menos se existe um compartilhamento de juvenis entre as duas áreas de alimentação. Mesmo que sem a avaliação de uma tendência de abundância relativa, o envolvimento direto com os pescadores artesanais viabilizou a um primeiro panorama sobre a relação entre a pesca artesanal e as tartarugas marinhas na região de Itapirubá, Santa Catarina, Brasil.

1.12. Objetivos e estrutura da tese

Desde o início, a presente Tese buscava gerar conhecimento base para algum dos aspectos necessários a uma completa avaliação de status de uma população, como apresentado por National Research Council (2010). Portanto, o objetivo geral desta Tese foi avaliar a abundância sazonal relativa de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) e detectar potenciais ameaças presentes em duas distintas áreas de do Atlântico Sul Ocidental: Sul de Santa Catarina, Brasil, e Rocha, Uruguai.

Para isso, esta Tese foi dividida em três capítulos. No primeiro capítulo, buscou-se avaliar a ameaça efetiva e potencial das diferentes artes de pesca praticadas pela comunidade de pesca artesanal de Itapirubá, Santa Catarina, Brasil. Este capítulo resultou no artigo científico submetido a *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* intitulado “Threats to green sea turtles *Chelonia mydas* (Testudinata, Cheloniidae) by artisanal fisheries at Itapirubá, Santa Catarina state, Brazil” (em anexo 7.1).

No segundo capítulo, buscou-se avaliar as tendências de abundância e estrutura populacional da tartaruga-verde na região de Cerro Verde, Uruguai. Este capítulo resultou no artigo científico submetido a *Endangered Species Research* intitulado “Relative seasonal abundance of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in the temperate foraging area of Cerro Verde, Uruguay” (em anexo 7.2).

Além dos dois capítulos centrais da Tese, o monitoramento oportuno em áreas adjacentes a área de Cerro Verde, viabilizou a realização de um terceiro capítulo, uma nota breve focada em potenciais ameaças as tartarugas marinhas na região do Porto de La Paloma, Uruguai (em anexo 7.3).

2. AMEAÇAS À TARTARUGA-VERDE *Chelonia mydas* (TESTUDINATA, CHELONIIDAE) PELA PESCA ARTESANAL DE ITAPIRUBÁ, SANTA CATARINA, BRASIL

Baseado no artigo científico submetido a *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* intitulado “*Threats to green sea turtles Chelonia mydas (Testudinata, Cheloniidae) by artisanal fisheries at Itapirubá, Santa Catarina state, Brazil*”.

2.1. Introdução

Identificar e quantificar a interação entre pesca e tartarugas marinhas é fundamental para fornecer subsídios para o gerenciamento costeiro e conservação das tartarugas marinhas, principalmente quando as áreas de atuação da pesca estão inseridas em unidades de conservação ou no seu entorno. Os caminhos que as tartarugas marinhas percorrem ao longo do seu ciclo de vida cruzam-se com aqueles utilizados pelo homem, como no encontro de uma tartaruga marinha com a arte de pesca de um pescador (Gilman *et al.*, 2010; Lewison *et al.*, 2013). A captura incidental em diversas artes de pesca como redes de emalhe, arrastos e espinhéis, é apontada como a principal responsável pelo declínio em diversas populações de tartarugas marinhas em áreas de alimentação (Chuenpagdee *et al.*, 2003; Lewison *et al.*, 2004; Zollett, 2009; Moore *et*

al., 2009; Casale, 2010; Wallace *et al.*, 2010b; Finkbeiner *et al.*, 2011; Fiedler *et al.*, 2012).

A costa do Atlântico Sul Ocidental é caracterizada pela presença de juvenis de tartaruga-verde *Chelonia mydas* (Hirth, 1997; Reisser *et al.*, 2013). Embora a região seja considerada uma das mais saudáveis para as populações de tartaruga-verde (Wallace *et al.*, 2011), juvenis dessa espécie são capturados incidentalmente pela pesca artesanal no Brasil – São Paulo, Gallo *et al.*, 2006; e Paraná, Lopez-Barrera *et al.*, 2012 – Uruguai (Lezama, 2009) e Argentina (Gonzalez-Carmen *et al.*, 2011). Em Santa Catarina, juvenis de tartaruga-verde foram registrados no norte (Ilha do Arvoredo, Reisser *et al.*, 2013) e centro do Estado (Ilha de Florianópolis, Stahelin *et al.*, 2012), contudo, não existem registros científicos da presença de juvenis de tartaruga-verde no Sul do Estado de Santa Catarina.

A região Sul de Santa Catarina está incluída no Sistema Nacional de Unidades de Conservação através da Área de Proteção Ambiental (APA) da Baleia Franca (Figura 2.1). Dentro dessa APA, entre Laguna e Garopaba, a linha de costa é caracterizada pela formação de cabos e costões rochosos entre praias (1-20 quilômetros de extensão), formando enseadas e baías. A geomorfologia da região é propícia à presença de juvenis de tartaruga-verde, mas também viabiliza portos naturais para embarcações pesqueiras artesanais.

Os moradores do litoral catarinense são descendentes de colonizadores portugueses da ilha dos Açores, que têm na pesca um dos principais legados culturais e atividade econômica da costa de Santa Catarina (Nunes, 2011). O Estado é responsável por 25% do desembarque de pescado marinho no Brasil, atividade que emprega quase 39 mil pescadores, dentre os quais, 95% na pesca artesanal (MPA/IBGE, 2011; Martins, 2012).

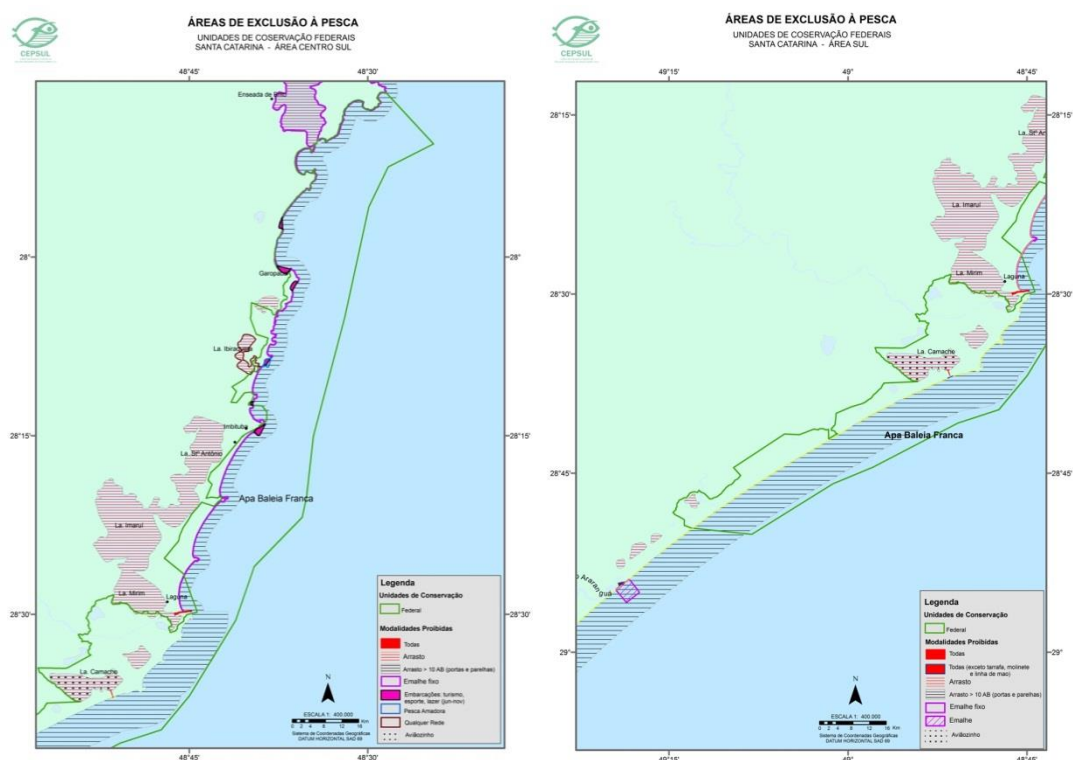


Figura 2.1. Mapas da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca (limite norte e limite Sul) considerando as restrições de pesca (Modificado de Cepsul – ICMBio/MMA)

No limite entre Laguna e Imbituba, a comunidade de Itapirubá está fortemente ligada a economia pesqueira, atuando numa área de 500 km² no entorno do costão de Itapirubá. Durante o ano, quatro pescarias se destacam nesta comunidade: da tainha (*Mugil liza*), da anchova (*Pomatomus saltatrix*), da corvina (*Micropogonias furnieri*) e do linguado (*Paralichthys orbignyanus*).

A pesca da tainha, com início em 15 de maio e duração por 60 dias, é a única pescaria que utiliza arte de pesca ativa (IN IBAMA Nº171/2008). A pesca da anchova é permitida de abril a novembro, mas o maior esforço é registrado entre julho/agosto e outubro/novembro. A pesca da corvina é permitida e realizada durante todo o ano, mas apresenta um maior esforço entre os dois períodos de anchova. Com o intuito de diminuir o esforço de pesca e garantir a sustentabilidade do recurso (neste caso, a anchova), foi instituído entre 1º de dezembro a 31 de março o Período de defeso da

anchova (INI MMA/MPA N°2). Durante esse período, algumas embarcações acabam pescando linguado, embora tal pescaria possa ser realizada esporadicamente durante todo o ano. Como as quatro principais pescarias atuam na mesma área de pesca, é fundamental conhecer os métodos de pesca utilizada pelos pescadores artesanais, pois somente assim será possível avaliar a potencial e efetiva ameaça das capturas incidentais, dando assim suporte ao gerenciamento costeiro na unidade de conservação.

Dessa forma, o presente capítulo tem como objetivo investigar a ocorrência de captura incidental e mortalidade de tartarugas marinhas na pesca artesanal de Itapirubá e quantificar a ameaça efetiva e potencial às tartarugas marinhas entre as quatro principais pescarias da comunidade.

2.2. Material & Métodos

Entre fevereiro de 2011 e novembro de 2013, foram monitorados desembarques pesqueiros em todas as estações do ano, em um esforço total de 380 dias de acompanhamento. Em cada dia de acompanhamento, foram acompanhados os desembarques de todas as embarcações de Itapirubá, sempre que possível acompanhada de observadores de bordo. Cada desembarque foi definido como a viagem de uma embarcação de pesca artesanal, que em Itapirubá não ultrapassa 24 horas.

A área de estudo foi limitada pela atuação da pesca artesanal de Itapirubá, entre as Ilhas de Santana (10 km ao Norte), dos Lobos (15 km ao Sul) e Tacami (20 km ao Leste) (Figura 2.2). A comunidade de pesca artesanal de Itapirubá está localizada na parte norte do costão, protegida assim do vento Sul e Oeste. A região é caracterizada por baixa variação na maré astronômica (> 1 m), mas com maiores variações decorrentes de maré meteorológica (componente meridional do vento) (Angulo *et al.*, 1999). Entre Novembro e Fevereiro, ventos de Nordeste podem promover ressurgência

de águas frias próximo da costa, diminuindo a temperatura superficial do mar na região (Pereira *et al.*, 2009).

Uma abordagem bayesiana foi empregada para avaliar a ameaça efetiva e potencial às tartarugas marinhas pelas quatro pescarias, utilizando-se do registro de desembarques para comparar a probabilidade de captura incidental em cada uma das pescarias. Cada desembarque foi categorizado pela estação, arte de pesca e ocorrência de captura incidental de tartarugas marinhas.



Figura 2.2. Mapa da área de estudo, na região sul de Santa Catarina e, e as comunidades de pesca artesanal (círculos pretos). Linha tracejada representa a área de pesca da comunidade de Itapirubá, limitada pela Ilha das Araras (1), Ilha do Tacami (2) e Ilha dos Lobos (3).

Nossa amostra consistiu em cada tartaruga (n) capturada incidentalmente, onde cada tartaruga foi caracterizada por um vetor aleatório:

$$X_j = (x_{j1}, x_{j2}, x_{j3}, x_{j4})$$

Onde $j = 1, 2, \dots, n$

$x_{ji} = 1$, para a pescaria i que capturou a tartaruga j ;

$x_{ji} = 0$, para as demais pescarias.

Portanto, X_j segue uma distribuição Multinomial com parâmetro $\Theta = (\theta_1, \theta_2, \theta_3, \theta_4)$, onde $\theta_i \geq 0$ representa a probabilidade que uma tartaruga marinha capturada seja oriunda da pescaria i ; e $\sum_{i=1}^4 \theta_i = 1$, onde apenas tartarugas capturadas por estas quatro pescarias foram consideradas.

A probabilidade *a priori* para Θ foi modelada através de uma distribuição de Dirichlet (Gelman *et al.*, 1995),

$$\Theta \sim \text{Dirichlet}(A = (\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3, \alpha_4))$$

Onde os parâmetros $\alpha_i > 0$ são números positivos reais e $\alpha_0 = \sum \alpha_i$.

A verossimilhança para Θ será:

$$L(\Theta) = \prod_{j=1}^n \frac{n!}{y_1! y_2! y_3! y_4!} \theta_1^{y_1} \theta_2^{y_2} \theta_3^{y_3} \theta_4^{y_4},$$

onde y_i é o total de número de tartarugas capturadas pela pescaria i , calculado como $y_i = \sum_{j=1}^n x_{ji}$.

Na descrição do parâmetro (Θ) da distribuição *a priori*, foi utilizada uma padrão não-informativa com $\alpha_0 = 4$. Como o número de desembarques registrados para cada pescaria foi diferente, o valor α_i foi dividido proporcionalmente segundo o esforço de cada pescaria. Se todas as pescarias tiverem a mesma probabilidade de captura incidental, então a probabilidade esperada de captura incidental para cada pescaria deve

ser dada pela proporção do número de desembarques registrados. Variação para cima (ou para baixo) nesta probabilidade, devido à informação contida nos dados observados de captura incidental indicaria maior (ou menor) ameaça potencial de captura incidental.

Tal qual a probabilidade *a priori*, a probabilidade *a posteriori* também é modelada através de uma distribuição de Dirichlet (Gelman *et al.*, 1995), com parâmetro $A^* = (\alpha_1^*, \alpha_2^*, \alpha_3^*, \alpha_4^*)$, onde $(\alpha_i^* = \alpha_i + y_i)$ para $i = (1, 2, 3, 4)$ (Gelman *et al.*, 1995).

Consequentemente, as distribuições marginais *a posteriori* para θ_i segue uma distribuição Beta, $\theta_i \sim \text{Beta}(\alpha_i^*, \alpha_0^* - \alpha_i^*)$, onde $\alpha_0^* = \sum_{i=1}^4 \alpha_i^*$ e $i = (1, 2, 3, 4)$.

As diferenças entre as probabilidades *a priori* e *a posteriori* foram utilizadas para avaliar a ameaça potencial de captura incidental de cada pescaria. A probabilidade *a posteriori* pode ser considerada a ameaça efetiva de captura incidental para cada pescaria, já que o número efetivo de tartarugas capturadas está diretamente relacionado à ameaça potencial de cada pescaria e o seu esforço atual de pesca.

2.2.1. Manejo das tartarugas

As tartarugas capturadas incidentalmente tiveram suas carapaças medidas (Comprimento Curvilíneo de Carapaça, CCC) através de fita métrica flexível ($\pm 0,1$ cm), foram identificadas individualmente através de marcas metálicas do tipo *inconel* (Estilo 681, National Band and Tag Company, Newport, KY) fornecidas pelo Projeto Tamar-ICMBio e posteriormente liberadas.

2.3. Principais Resultados

2.3.1. Monitoramento de desembarque pesqueiro

Durante os 380 dias de monitoramento, 192 desembarques foram registrados sendo que 40 destes contavam com observadores de bordo (20%), distribuídos entre todas as

embarcações em operação. O plano amostral proposto neste estudo torna o número de desembarques monitorados proporcional ao esforço real de cada uma das principais pescarias, nas diferentes estações do ano (Tabela 2.1). Dos 192 desembarques, 86 foram da pesca da anchova (45%). Em Itapirubá, quatro embarcações dedicaram-se à pesca da anchova com redes de emalhar de fundo e de superfície próximo a parcéis (comprimento médio de 2000 m, altura média de 15 m e malha de 80 a 90 mm entrenós opostos) (Tabela 2.2). Do entardecer ao amanhecer, as redes são lançadas e rapidamente recolhidas (com intervalos entre meia hora a duas horas, Figura 2.3).



Figura 2.3. Registro da pesca da anchova (*Pomatomus saltatrix*). Ao fundo, a Ilha do Tacami.

Tabela 2.1. Desembarques pesqueiros registrados em cada estação para as principais pescarias de Itapirubá, Santa Catarina, Brasil, monitorados de Fevereiro de 2011 a Novembro de 2013. “C” representa período de defeso da pescaria.

Pescaria	Anchova	Tainha	Corvina	Linguado	Total
Verão	C	C	0	6	6
Outono	10	36	0	3	49
Inverno	62	0	0	2	65
Primavera	14	C	51	8	73
Total	86	36	51	19	192

A pescaria da corvina foi registrada em 51 desembarques monitorados (27%), registrados por redes de emalhar de fundo (comprimento médio de 2000 m, de 15 m de

altura e malha de 80 a 90 mm entrenós opostos), normalmente fixadas paralelas à costa sobre fundo arenoso durante 2 a 6 horas.

A pescaria da tainha foi registrada durante 36 desembarques monitorados, capturada através de redes de cerco. Após a avistagem de um cardume de tainha, inicia-se o cerco com redes altas, de até 50 m. A altura da rede dificulta a faina do cerco e por isso, são necessários dez pescadores em cada embarcação de até 11 metros, além de transportar os caícos de 4 a 5 metros de comprimento.

Tabela 2.2. Características das principais pescarias artesanais realizadas pela comunidade de Itapirubá, Santa Catarina, Brasil.

Pescaria	Anchova	Tainha	Corvina	Linguado
Período	1 Mar – 30 Nov	15 Mai – 15 Jul	1 Jan – 31 Dez	1 Jan – 31 Dez
Embarcações	5	5	7	1
Arte de pesca	Emalhe	Cerco	Emalhe	Emalhe
Pescadores/embarcação	4-6	9-11	4-6	1-2
Método de pesca	Rede de deriva	Purse-seine	Rede de fundo	Rede de fundo
Material da rede	Nylon monofilamento	Nylon monofilamento	Nylon monofilamento	Nylon monofilamento
Tempo de submersão (h)	0.5 – 2	0.75 – 2	2 – 6	6 – 24
Tamanho de malha /entrenós (mm)	80/90	110	120/140	180/200
Comprimento da rede (mín – máx, m)	10 – 20	40 – 50	3 – 5.5	3 – 5
Altura da rede (mín – máx, m)	1500 – 2500	350 – 1000	100 – 1850	1000 – 2600
Tipo de substrato	Arenoso e rochoso	Arenoso	Arenoso	Arenoso e rochoso
Profundidade (m)	10 – 35	10 – 35	15 – 20	5 – 15

A pesca do linguado foi registrada em 19 desembarques, por apenas uma embarcação que pesca esporadicamente linguado com rede de emalhar de fundo (Tabela 2.2, Figura 2.4). A rede era lançada e recolhida por apenas um pescador, o mestre da embarcação, em intervalos de 24 horas.

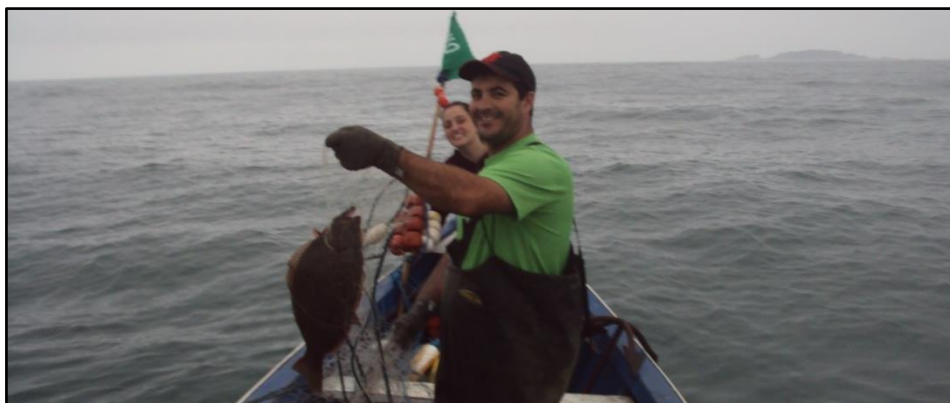


Figura 2.4. Registro da pesca do linguado (*Paralichthys orbignyanus*). Ao fundo, a Ilha das Araras.

Nos 192 desembarques registrados, $n = 11$ juvenis de tartaruga-verde foram capturados incidentalmente. (Tabela 2.3). Com exceção de uma tartaruga morta na pesca do linguado durante o verão, todas as demais tartarugas foram capturadas vivas e liberadas ao mar.

Tabela 2.3. Tartarugas-verde *Chelonia mydas* capturadas pelas principais artes de pesca artesanal de Itapirubá, Santa Catarina, Brasil, durante fevereiro de 2011 a novembro de 2013.

Pescaria	Anchova	Tainha	Corvina	Linguado	Total
Verão	-	-	-	2	2
Outono	0	1	-	0	1
Inverno	2	-	-	1	3
Primavera	3	-	1	1	5
Total	5	1	1	4	11

Avaliando a ameaça potencial, reflexo da diferença entre a probabilidade *a priori* e *a posteriori*, a pescaria do linguado foi aquela que apresentou uma maior diferença e, portanto maior ameaça potencial as tartarugas marinhas da região (Tabela 2.4, Figura

2.5). Quase não houve diferença entre a distribuição *a priori* e *a posteriori* para a pesca da anchova, enquanto as pescas da corvina e da tainha apresentaram probabilidade menor do que a probabilidade esperada (*a priori*).

Efetivamente, as tartarugas marinhas podem ser capturadas pelas quatro pescarias, conforme ilustram as estimativas apresentadas por suas distribuições de probabilidade (Figura 2.4). Embora a pesca do linguado apresente maior potencial de capturar tartarugas marinhas devido ao incremento entre a mediana de distribuição *a priori* e distribuição *a posteriori*, a pesca da anchova representa o maior esforço pesqueiro da comunidade Itapirubá e por isso, foi a arte de pesca que apresentou maior probabilidade de captura efetiva entre todas as pescarias de Itapirubá (Figura 2.6, Tabela 2.4).

Tabela 2.4. Parâmetros da inferência Bayesiana e resumos estatísticos utilizados para avaliar a ameaça potencial e efetiva das principais pescarias da comunidade Itapirubá, Santa Catarina, às tartarugas marinhas da região durante fevereiro de 2011 a novembro de 2013.

Pescaria	Anchova	Tainha	Corvina	Linguado
Parâmetro da <i>Priori</i> (α_i)	1.79	0.75	1.07	0.39
Tartarugas capturadas	5	1	1	4
Parâmetro da <i>Posteriori</i> (α_i^*)	6.79	1.75	2.07	4.39
<i>A Priori</i> (Média)	0.45	0.19	0.27	0.09
<i>A Posteriori</i> (Média)	0.45	0.09	0.12	0.28
Intervalo de Credibilidade <i>a Posteriori</i> (95%)	[0.21- 0.69]	[0.01-0.31]	[0.019- 0.34]	[0.1- 0.53]

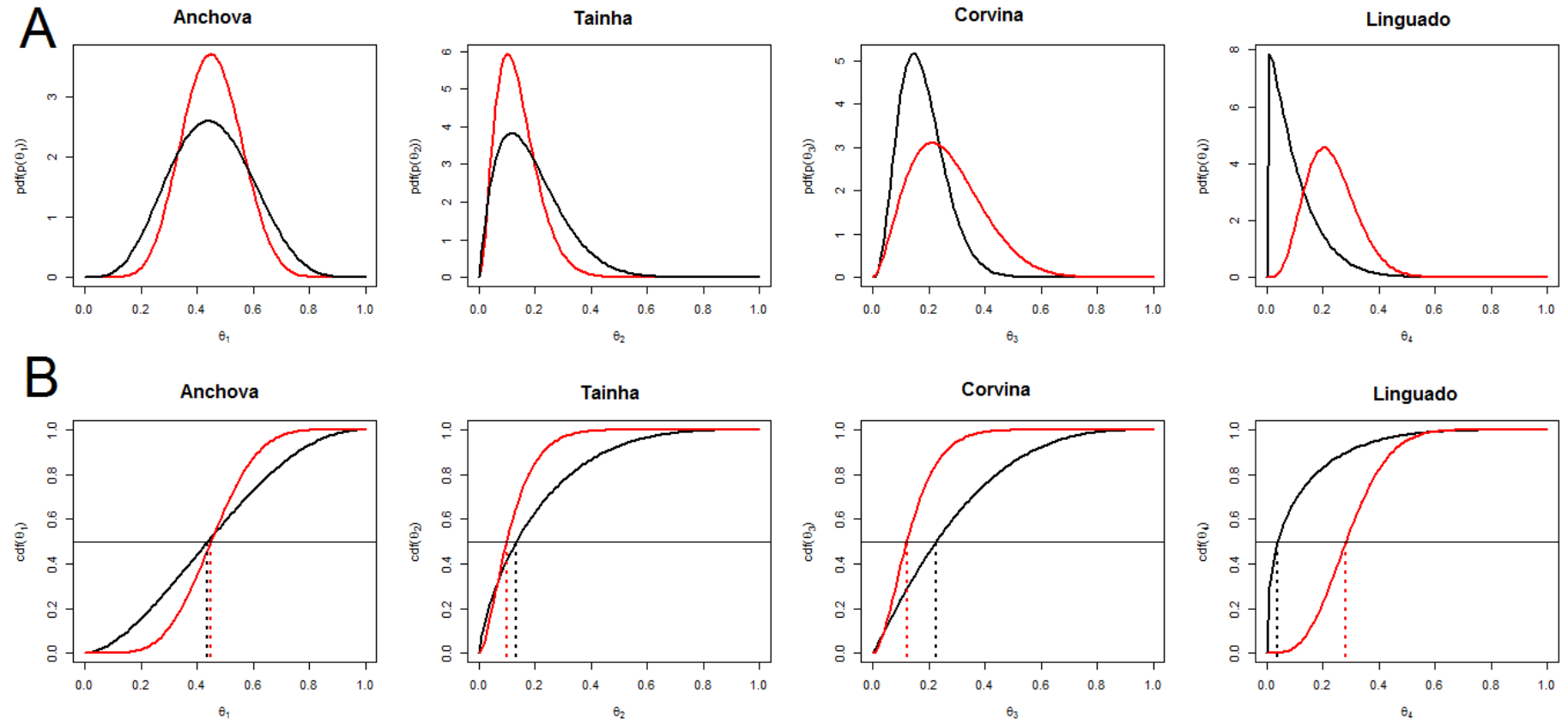


Figura 2.5. (A) Distribuições de densidade marginal (pdf) *a priori* (linha preta) e *a posteriori* (linha vermelha) e (B) funções de distribuição marginal acumulada (cdf) *a priori* (linha preta) e *a posteriori* (linha vermelha) para cada pescaria artesanal de Itapirubá, Santa Catarina, Brasil.

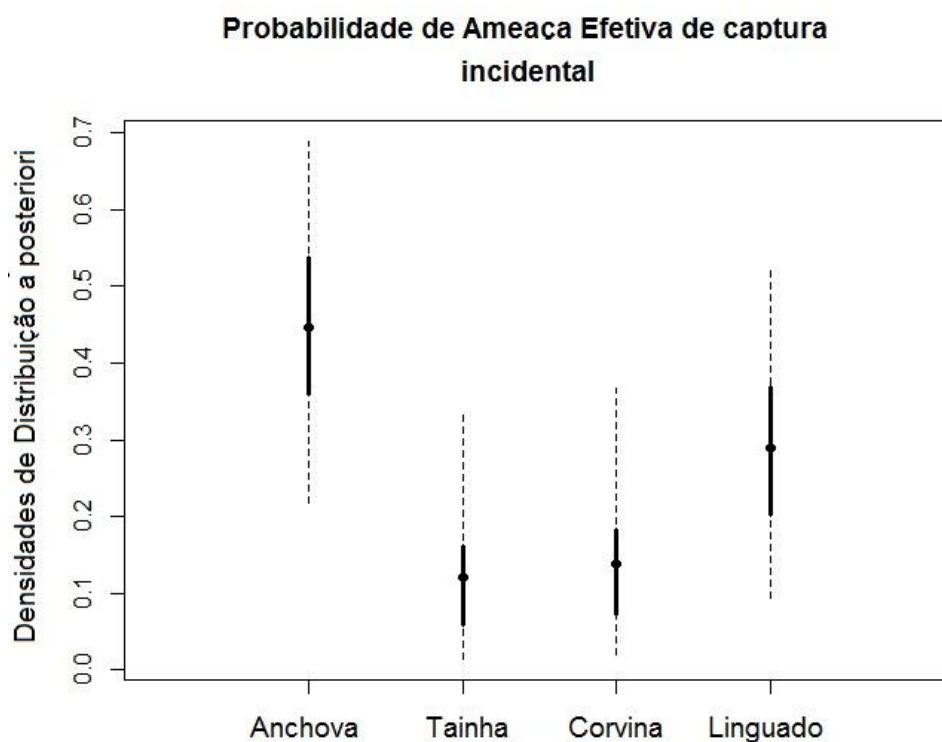


Figura 2.6. Probabilidade de ameaça efetiva de captura incidental pelas principais pescarias de Itapirubá, Santa Catarina, Brasil: distribuições marginais *a posteriori* para cada pescaria. Linhas em negrito e tracejado representam intervalos de credibilidade de 50% e 95%, respectivamente; o ponto na linha em negrito indica a mediana *a posteriori*.

2.3.2. *Tartarugas marinhas capturadas incidentalmente*

No total, 14 tartarugas marinhas foram capturadas incidentalmente, identificadas e marcadas – três espécimes foram identificados antes do início do monitoramento dos desembarques. Todas as tartarugas capturadas incidentalmente foram identificadas como da espécie tartaruga-verde *Chelonia mydas* – variando de 30,4 cm a 46,4 cm (média de 38,0 cm $\pm$ 4,63 de CCC) e classificadas como juvenis por estarem abaixo do menor tamanho de fêmea para a área de desova mais próxima (90 cm de CCC, Ilha de Trindade, Almeida *et al.*, 2011).

2.4. Discussão

O presente capítulo destaca as ameaças efetivas e potenciais para juvenis de tartaruga-verde por cada pescaria da comunidade Itapirubá, Santa Catarina, Brasil. A combinação entre a estação do ano, área de pesca, artes de pesca, o tempo de imersão e tamanho da malha pode resultar em efeitos diretos sobre a ameaça de cada pescaria às tartarugas marinhas.

O calendário de pesca da comunidade de Itapirubá, Santa Catarina, apresenta um padrão bimestral. Nos dois primeiros bimestres, período de defeso da pesca da anchova, o esforço de pesca é reduzido a apenas desembarques esporádicos de pesca do linguado. Os quatro bimestres seguintes representam 91% dos desembarques registrados para a pesca artesanal de Itapirubá, visando, em sequência, a tainha (maio a julho), a anchova (julho-agosto), a corvina (setembro a outubro) e anchova novamente (outubro-novembro). Apesar desta variação sazonal no esforço de pesca, todas as pescarias registraram a ocorrência de capturas incidentais de tartaruga-verde. Capturas incidentais nestas quatro pescarias (redes de emalhar de superfície e fundo e redes de cerco), foram observadas anteriormente para outras áreas de alimentação (Gallo *et al.*, 2006 Murray, 2009).

Entre as quatro principais pescarias de Itapirubá, a pesca do linguado foi aquela que apresentou maior ameaça à tartaruga-verde na região, como já havia sido registrada para outras áreas de alimentação (Epperly *et al.*, 1995; Byrd *et al.*, 2011; Lopez-Barrera *et al.*, 2012). A área de calado das redes de linguado está associada aos costões rochosos, substrato de macroalgas e por isso, bastante visitadas por tartarugas marinhas. Além disso, a característica da pescaria do linguado também pode influenciar na probabilidade de captura incidental (Epperly *et al.*, 1995). As redes utilizadas para a

pesca do linguado tem um maior tamanho de malha e permanecem na água por períodos mais longos em comparação com outras pescarias praticadas em Itapirubá. Esses dois fatores apresentaram alta correlação positiva com a captura incidental de tartaruga na Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil (López-Barrera *et al.*, 2012).

A combinação entre ameaça potencial e esforço pesqueiro influenciam diretamente na ameaça efetiva às tartarugas marinhas por cada pescaria. A pesca da anchova representa a principal arte de pesca de Itapirubá, com o maior número de desembarques e por isso, apresenta também a maior probabilidade de captura efetiva de tartaruga-verde. Entretanto, a sobrevivência de todas as tartarugas capturadas pela pesca da anchova, possivelmente dado o baixo tempo de submersão da rede, sugere que a pesca da anchova não representa um risco para o estoque de tartarugas marinhas da região.

Embora apresente a maior ameaça potencial, a pesca do linguado em Itapirubá é esporádica e por isso representa a segunda maior ameaça efetiva às tartarugas da região. Entretanto, a pesca do linguado foi a única pescaria a registrar a mortalidade tartarugas marinhas, sendo que as demais pescarias, representantes de 91% do esforço total de pesca, apresentaram baixo risco de mortalidade. Além de aumentar a probabilidade de captura, o tempo de imersão do petrecho apresenta relação direta com a taxa de mortalidade de tartarugas marinhas em diversas artes de pesca (Henwood & Stuntz, 1987; Oravetz, 1999; Lee Lum, 2006; Sasso & Epperly, 2006; Lezama, 2009; López-Barrera *et al.*, 2012).

Estudos apontaram redes de deriva como artes de pesca potenciais na captura de tartarugas marinhas, o que torna necessário seu monitoramento para avaliação de impacto e estudos para o desenvolvimento de métodos de mitigação (Fiedler, 2012). Uso de iluminação Ultravioleta (UV) foi apontado como eficiente método de redução da

captura intencional de tartarugas marinhas (Wang *et al.* 2013). Entretanto, o alto custo operacional torna insustentável economicamente a aplicação em outras regiões, tanto à avaliação da eficiência do método como à aplicação comercial aos pescadores.

Propor aos pescadores a redução no intervalo de checagem do petrecho na água poderia não diminuir a probabilidade de captura incidental de juvenis de tartaruga-verde na região. Mas ao menos reduziria a mortalidade das tartarugas marinhas que por ventura fossem capturadas incidentalmente. O acompanhamento deste programa de redução do tempo de imersão da rede do linguado poderia servir de estimador da abundância relativa na região e compor um programa de marcação e identificação de tartarugas marinhas para, em longo prazo, viabilizar estimar a abundância absoluta de tartarugas marinhas na região.

3. ABUNDÂNCIA RELATIVA SAZONAL DE JUVENIS DE TARTARUGA- VERDE *Chelonia mydas* EM CERRO VERDE, URUGUAI

Baseado no no artigo científico submetido a *Endangered Species Research* intitulado “*Relative seasonal abundance of juvenile green turtles (Chelonia mydas) in the temperate foraging area of Cerro Verde, Uruguay*”.

3.1. Introdução

Os limites setentrionais e meridionais na distribuição de tartarugas verdes estão diretamente relacionados com as mudanças sazonais na Temperatura Superficial do Mar (TSM). Consequentemente, a SST pode influenciar diretamente a ocorrência de tartarugas verdes, sua abundância, o seu crescimento e índice de condição somática como a ocorrência de doenças. Embora adultos tenham sido registrados com temperaturas do corpo superiores a temperatura do ambiente (de 3,7°C a 8°C, Standora *et al.*, 1982), vários outros estudos demonstraram que a temperatura corporal de juvenis refletia a variação ambiental (Read *et al.*, 1.996, Southwood *et al.*, 2003a).

Sabe-se que juvenis de tartaruga-verde no Atlântico Sul Ocidental adotaram padrões sazonais de migrações durante período de inverno-primavera (González-Carman *et al.*, 2012). No entanto, diversas áreas de alimentação em climas subtropicais

registram a ocorrência de tartarugas verdes durante todo o ano (López-Castro *et al.*, 2010 e Senko *et al.*, 2010), permanecendo em atividade e forrageio até o limite térmico próximo de 15°C (Felger *et al.*, 1976; Seminoff, 2000).

Abaixo deste limite térmico, as tartarugas podem permanecer em torpor, repousando no fundo marinho e, portanto, tornando-se vulnerável à colonização de organismos bentônicos característicos da região, que acabam se assentando em carapaça de tartarugas relativamente sedentárias (Frick *et al.*, 2000).

O Índice de Condição Corporal (ICC) foi proposto como uma resposta compensatória para avaliar os efeitos dependentes da densidade em populações de tartarugas marinhas (Bjorndal *et al.*, 2000). Kock *et al.* (2007) sugeriram que BCI tem efeito direto na abundância relativa e pode ser utilizada para testar as tendências sazonais e anuais.

A fibropapilomatose é uma doença neoplásica das tartarugas marinhas que provoca tumores externos (fibropapiloma - FP), documentada em diversas áreas de alimentação do Atlântico Sul Ocidental (Santos *et al.* 2010, Guimarães *et al.*, 2013), que pode ser utilizada como indicadora da saúde dos ecossistemas (Aguirre & Lutz, 2004).

Embora se saiba que Cerro Verde, Rocha, Uruguai, localizado a 25 Km da fronteira Brasil-Uruguai, é uma importante área de alimentação para juvenis de tartaruga-verde durante o verão, não foi registrado anteriormente sua ocorrência e tendência de abundância ao longo do ano.

Em face do exposto, os objetivos do presente capítulo foram avaliar: (1) abundância sazonal relativa em diferentes cenários oceanográficos (TSM, onda, vento, correntes locais); (2) a presença de epibiontes característicos da comunidade bentônica; (3) a estrutura populacional em diferentes estações, anos e locais; (4) a relação entre a

presença de FP e covariáveis (mês, ano, local de captura e tamanho - CCC); (5) a relação entre o ICC e covariáveis (mês, ano, local de captura e tamanho tartaruga); e (6) a relação entre TSM e a temperatura corporal de tartarugas-verde na área de Cerro Verde, Uruguai.

3.2. Material & Métodos

3.2.1. Área de Estudo

Na região de Cerro Verde ($33^{\circ}56'S$ $53^{\circ}30'O$), Rocha, Uruguai (Figura 3.1) foram selecionadas as duas pontas rochosas que se destacam na região: “Punta Coronilla” e “Punta Loberos”.

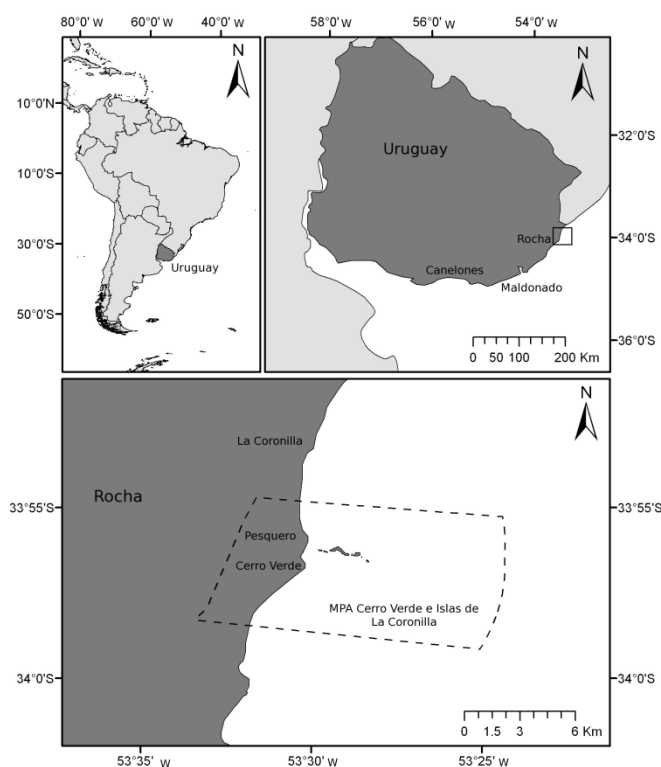


Figure 3.1. A área de estudo, a região de Cerro Verde e suas principais pontas rochosas, Pesquero e CerroVerde Norte, no Departamento de Rocha, Uruguai. Linha tracejada representa o limite da Área Costeiro-Marinha Protegida de Cerro Verde.

Punta Coronilla é a menor ponta e servia de porto natural para a comunidade de pescadores artesanais, razão porque também é conhecida como Pesquero de La Coronilla, e será denominada no decorrer desta tese como “Pesquero” (Figura 3.2). O extremo Norte, com 100 m de comprimento aproximadamente, servia tradicionalmente para calar redes de emalhe e transmalhe. Carlos Romero, o último morador e pescador da comunidade de Pesquero, confirma que juvenis de tartaruga-verde sempre foram capturados incidentalmente nesta região. A 5 km do povoado de La Coronilla, se localiza “Punta Loberos”, popularmente conhecida como Cerro Verde.

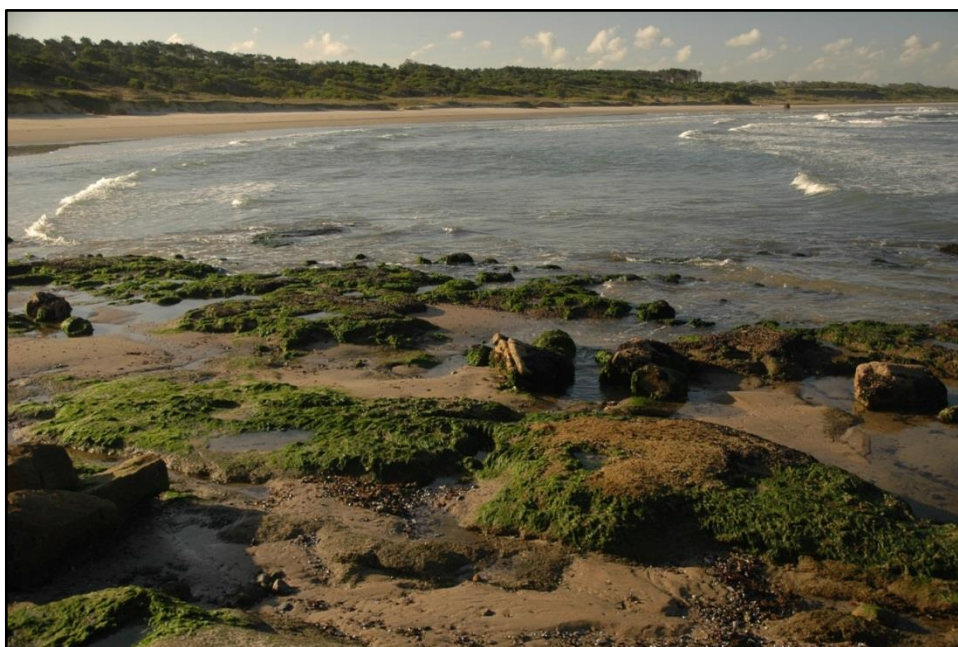


Figura 3.2. Paisagem da enseada de Punta Coronilla ou Pesquero, Rocha, Uruguai

Com 1000 metros de comprimento, Cerro Verde Norte forma a maior enseada da região (Figura 3.3). No verão, o pacote sedimentar concentra-se na parte aérea, engordando a praia e aumentando a profundidade média da enseada e de suas cavas (Pereira *et al.*, 2012). No inverno, porém, a praia sofre erosão e o pacote sedimentar é transportado à parte aquosa, diminuindo a profundidade média da enseada e

aumentando a área dos bancos. Entretanto, a morfodinâmica de praias arenosas varia diariamente, sazonalmente e anualmente (Calliari *et al.*, 2003).



Figura 3.3. Paisagem da enseada de Punta Loberos ou Cerro Verde, Rocha, Uruguai.

3.2.2. Captura Intencional de juvenis

Para alcançar os objetivos deste capítulo, foi proposto capturar intencionalmente juvenis de tartaruga-verde através de redes de emalhe, entre novembro de 2009 e dezembro de 2012, durante 724 dias.

As redes para captura foram confeccionadas por pescadores artesanais e pelo próprio autor, padronizadas com redes de nylon monofilamento (fio 0,5 mm) de 50 metros de comprimento, 3,2 metros de altura e malha de 30 cm entrenós com abertura de 50%. Bóias de isopor (tipo corvina) foram fixadas a tralha superior a cada 1 metro, enquanto peças de chumbo (3 Kg no total) foram inseridas à tralha inferior, ambas as tralhas formadas com cabo polifilamento (fio 10 cm).

A faina de captura intencional foi executada por uma equipe de 3-6 pessoas em água, sem auxílio de embarcações, mas com equipamentos considerados de proteção

individual: roupa de neoprene (3-5 mm no verão, de 5-7 mm no inverno), botas de neoprene e nadadeiras. Além desta equipe em água, uma em terra permanecia de prontidão para o manejo das tartarugas marinhas. Em viáveis condições oceanográficas, a rede foi calada na água durante todo o dia (até 12 horas), sendo constantemente monitorada visualmente pela equipe de terra e em água. Com o apoio de uma poita, a rede é calada praticamente no mesmo ponto em todas as amostragens.

Em caso de captura, o animal era imediatamente retirado da rede, sem o recolhimento do apetrecho, sempre prezando pela segurança do animal. Para se evitar acidentes com possíveis animais capturados incidentalmente (elasmobrânquios e mamíferos marinhos), a rede foi sempre monitorada pela tralha inferior, antecipando a visualização e identificação dos animais capturados.

3.2.3. Manejo dos indivíduos capturados

As tartarugas marinhas capturadas intencionalmente foram medidas como sugerido por Bolten (1999), do escudo central a ponta do escudo caudal. Todos os indivíduos capturados foram caracterizados pela presença e ausência de tumores visíveis e de epibiontes típicos de substrato fixo. Estes tumores visíveis podem ser causados por uma fibropapilomatose cutânea e por isso tais tumores são chamados de fibropapilomas (Aguirre & Lutz, 2004).

Para alguns indivíduos, a temperatura corporal (TC) foi registrada imediatamente após a captura, com um termômetro de mercúrio, lubrificado com vaselina, inserido de 5 a 10 cm na cloaca, onde foi mantido até a estabilização para leitura (2 a 3 minutos) (Read *et al.*, 1996). O mesmo termômetro também foi utilizado para medir a TSM *in situ*, coletada três vezes em uma profundidade de 1,5 a 2 m, a 30-50 cm distantes da superfície.



Figura 3.4. Registro de temperatura corporal logo após a captura de um juvenil de tartaruga-verde em Cerro Verde Norte, Uruguai.

3.2.4. *Análise dos dados*

3.2.4.1. Abundância relativa sazonal

A abundância relativa em Cerro Verde foi modelada através de um Modelo Aditivo Generalizado (GAM), uma extensão de um modelo linear generalizado com um preditor linear envolvendo a soma de funções suavizadas das covariáveis (Hastie & Tibshirani, 1990). O grau de suavidade dos termos no modelo foi modelado através de um *spline* cúbico penalizado, GAM, como função das seguintes variáveis: componentes do vento (zonal e meridional), período de onda, nível do mar, presença de corrente longitudinal, presença de corrente de retorno, TSM e estação do ano. Os GAMs foram modelados assumindo um erro de distribuição Poisson, com função de ligação “log” e o esforço amostral como “offset”. O esforço amostral foi considerado a soma das unidades de esforço (rede padrão por hora). A seleção de todos os modelos propostos foi baseada no Critério de Informação de Akaike (AIC), no qual o melhor modelo é aquele que apresenta um menor valor de AIC. Todos os modelos foram gerados através

do programa R (R Development Core Team, 2013), sendo que os modelos GAM foram gerados através do pacote de análise “mgcv” (1.7-5, Wood, 2011).

As medições oceanográficas e meteorológicas foram baseadas na metodologia “Sentinelas do Mar” (Melo, 1991). Cada estação do ano foi dividida em um período inicial e final, somando oito estações no modelo.

Para prever a abundância relativa de tartarugas marinhas em diferentes cenários, foi utilizada a função *mgcv* do programa R (Wood, 2001), sendo o número predito o número de tartarugas capturadas durante 3 horas de esforço e valores fixos para as demais variáveis explanatórias (TSM = 15°C, NS = 0, LO = 0). Para prever a abundância relativa de tartarugas marinhas ao longo do período, foram selecionados três potenciais dias, na estação do verão com um ano de intervalo entre eles. Mais uma vez, as demais variáveis explanatórias foram fixas (Esforço = 3 horas, TSM = 15°C, NS = 0, LO = 0).

3.2.4.2. Estrutura populacional

A estrutura populacional foi analisada através de um modelo linear generalizado (GLM), considerando as seguintes variáveis independentes: local de captura (Pesquero ou Cerro Verde Norte), estação do ano e ano de amostragem. Apenas indivíduos capturados pela primeira vez foram considerados na análise de estrutura populacional.

3.2.4.3. Índice de Condição Corporal (ICC)

O ICC de cada indivíduo foi baseado no tamanho (CCC) e biomassa (W) e calculado como sugerido por Bjorndal *et al.*, (2000):

$$ICC = (W/CCC) * 10.000$$

O ICC dos indivíduos capturados foi analisado através de um GAM. As seguintes covariáveis foram selecionadas para análise: mês de captura, ano de captura, local de

captura e CCC. O grau de suavidade dos termos no modelo foi modelado através de um *spline* cúbico penalizado, com o erro seguindo uma distribuição Gaussiana com função identidade de ligação.

3.2.4.4. Presença de Fibropapiloma (FP)

Um modelo GAM também foi utilizado para avaliar a relação entre presença de fibropapilomas e as mesmas variáveis utilizadas no modelo de ICC. Como neste caso não foi considerado o número e/ou o tamanho dos tumores, mas sim a presença ou ausência de tumores nos indivíduos capturados, as análises GAM consideraram um erro Binomial com uma função de ligação “*logit*”.

3.2.4.5. Temperatura corporal

Um modelo de regressão linear foi utilizado para correlacionar a Temperatura Corporal e Temperatura Superficial do Mar.

3.3.Principais Resultados

3.3.1. Abundância relativa sazonal

Entre novembro de 2009 e dezembro de 2012, uma equipe capacitada para realizar capturas intencionais esteve de prontidão durante 724 dias. Entretanto, a viabilidade da atividade de captura ocorreu em apenas 162 oportunidades, somando 589 horas de esforço na água e 703 eventos de captura, identificando 675 juvenis de tartaruga-verde (Tabela). Além da captura da espécie-alvo (tartaruga-verde), 267 raias (maioria do gênero *Myliobatis*), quatro lobos-marinhos (*Arctocephalus australis*), três cações-anjo (gênero *Squatina*) e duas mangonas (*Carcharias taurus*) foram capturadas incidentalmente (Figura 3.5), que posteriormente, foram liberados vivos.



Figura 3.5. Capturas incidentais registradas durante o período amostral: cação-mangona (*Carcharias taurus*), cação-anjo (gênero *Squatina*), raia (gênero *Myliobatis*) e lobo-marinho (*Arctocephalus australis*). Citado do início em sentido horário.

A Temperatura Superficial do Mar variou entre 10,5°C e 27°C. O evento de captura com menor TSM foi com 13°C, em Cerro Verde Norte. Em Pesquero, foram realizadas atividades de captura intencional em 82 dias, somando 360 horas de esforço na água e capturando tartarugas em 265 ocasiões. Em Cerro Verde Norte, foram realizadas atividades de captura intencional em 80 dias, somando 229 horas de esforço na água e capturando tartarugas em 437 ocasiões. Em 16 dias não foram capturadas tartarugas em Cerro Verde, enquanto em Pesquero não foram capturadas em 22 dias (Figura 9.4.2). O

maior número de tartarugas capturadas em apenas um dia foi 29 e 27 tartarugas em Cerro Verde Norte e Pesquero, respectivamente.

Dentre os 703 eventos de captura, em 51 (7,5%) oportunidades as tartarugas tinham epibiontes característicos do fundo rochoso de Cerro Verde, com espécies de mexilhões, algas e cracas, variando de 12 g até 2255 g (Figura 3.6). Após o TSM retornar a temperaturas acima dos 14°C, a maioria dos espécimes capturados apresentava tal epibiota na carapaça: 75%, 79,3% e 26% do total de exemplares capturados no Final do Inverno, Início da Primavera e Final da Primavera, respectivamente.



Figura 3.6. Juvenis de tartaruga-verde com epibiontes característicos do fundo rochoso de Cerro Verde, Rocha, Uruguai.

O modelo que melhor se ajustou aos dados de captura intencional incluíam as variáveis TSM, Estação do Ano, Período Amostral e interação entre componentes de vento como preditores da abundância relativa de tartarugas em Cerro Verde Norte (Tabela 3.1). O poder explicativo deste modelo foi considerado alto, com valor de 78,1%. As relações não-lineares entre as covariáveis e abundância relativa foram ilustradas na Figura 3.7.

Table 3.1. Parâmetros estimados para o GAM que descreve a abundância relativa de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) em Cerro Verde, Rocha, Uruguai, entre Novembro de 2009 e Dezembro de 2012, como função das covariáveis (Temperatura Superficial do Mar (TSM), estações do ano, período amostral (em dias) e interação entre as componentes do vento). Edf = Graus de liberdade estimados para o modelo; Ref.df = graus de liberdade estimados para os resíduos; Chi.sq = teste estatístico para avaliar a significância dos termos suavizados; NS = componente meridional do vento; EW = componente zonal do vento.

MODELO – tartarugas capturadas ~offset(log(Esforço)) + s(TSM, bs = "cs") + s(NS, EW) + s(Estação, bs = "cc", k = 8) + s(Dia)					
	Nome	Edf	Ref.df	Chi.sq	p-valor
Significância aproximada dos termos suavizados	(Intercepto)	8.540	2.094	14.791	0.008
	s(TSM)	6.634	7.404	16.59	0.025
	s(NS, EW)	14.161	17.762	14.11	0.702
	s(Estação)	5.021	5.656	26.17	0.0001
	s(Dia)	2.321	2.731	11.92	0.006

Apesar da variação térmica encontrada durante o período amostral, a abundância relativa esteve aproximadamente constante quando a TSM está acima dos 14°C. Abaixo dos 14°C, no entanto, a abundância de tartaruga marinha apresenta valores negativos, indicando a inviabilidade de encontrar tartarugas marinhas em tal condição oceanográfica.

O período amostral apresentou uma relação positiva com a abundância relativa de juvenis de tartaruga-verde. Neste caso, há uma tendência de estabilidade ou aumento populacional relativo ao período amostral. Para quantificar a variação na abundância relativa ao longo do período, valores foram preditos para os três anos amostrais (Dia 100, Dia 465, Dia 830). Para o verão de 2010 (Dia 100), 3,87 tartarugas seriam capturadas no cenário proposto (erro padrão = 1,46). Para o verão de 2011 (Dia 465), 8,54 tartarugas seriam capturadas (erro padrão = 3,36), aumentando o número de tartarugas em 118%. Já para o verão de 2012 (Dia 830), 8,087 tartarugas seriam capturadas (erro padrão = 3,18), diminuindo o número de tartarugas em 4,4%.

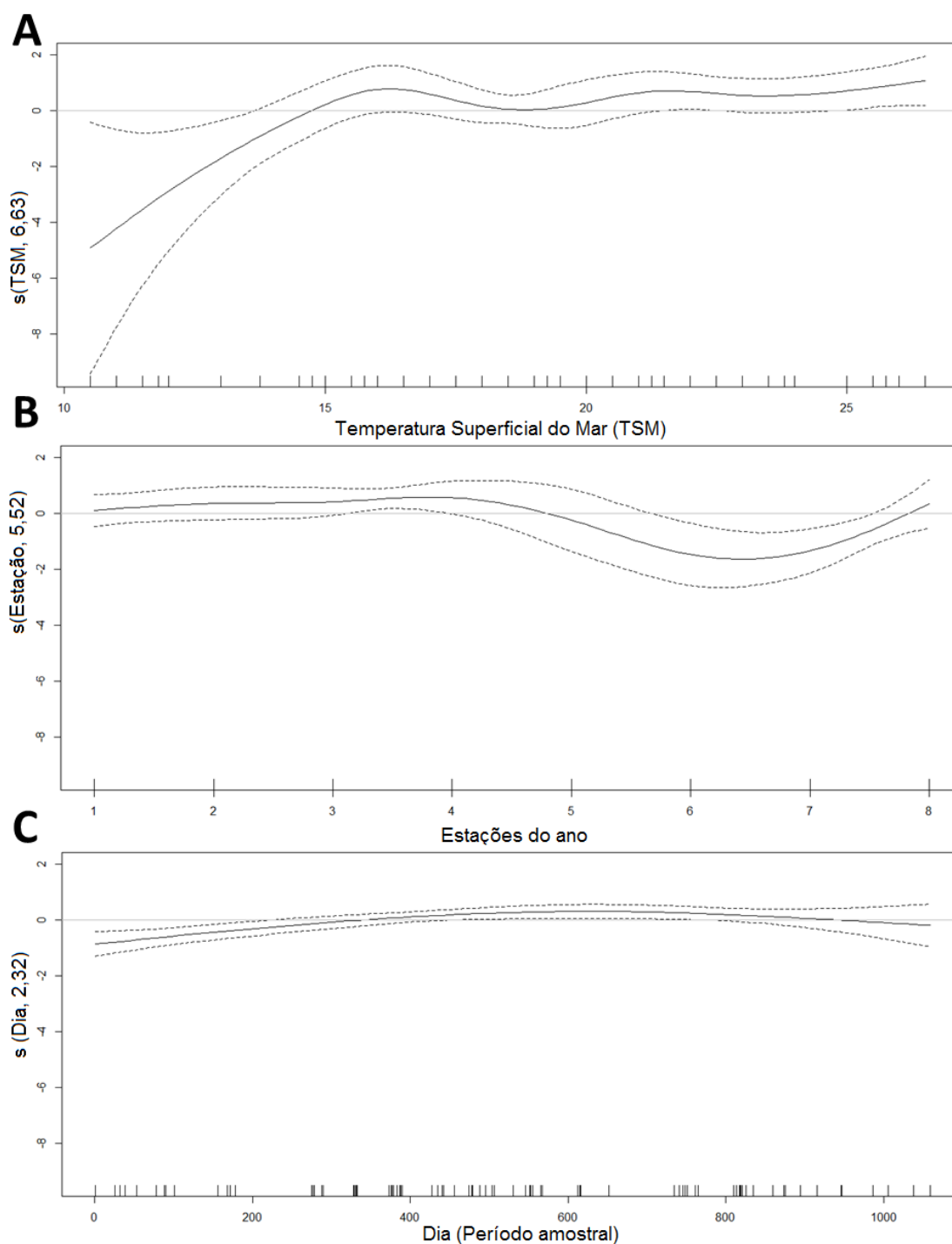


Figura 3.7. Termos significativos do modelo GAM para abundância relativa de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) em Cerro Verde, Uruguai, entre novembro de 2009 e dezembro de 2012. Funções suavizadas estimadas (linhas sólidas) com 95% de intervalo de confiança (linhas tracejadas) são apresentadas para cada variável explanatória.

A abundância relativa variou sazonalmente. A maior abundância relativa foi encontrada no final do outono, quando a TSM está próxima de 14°C e ainda é viável a

captura das tartarugas. Após o período mais frio (abaixo dos 14°C), foi observada a menor abundância relativa do ano, sendo que a abundância relativa segue aumentando ao longo do ano, até o próximo período de temperaturas inferiores a 14°C, quando mais uma vez a abundância relativa decai. Para um cenário semelhante (TSM = 15°C, Esforço = 3 horas, NS = 0, LO = 0), foram preditos o número de tartarugas capturadas nestas estações com maior (final do outono) e menor abundância relativa (início da primavera). Para o final de outono, 6,45 tartarugas seriam capturadas no cenário proposto, variando de 3,63 a 9,30. Para o início da primavera, 1,98 tartarugas seriam capturadas no cenário proposto, variando de 0,86 a 3,10. A razão entre as abundâncias relativas preditas para o início da primavera e final do inverno é próxima de 0,30.

3.3.2. Estrutura populacional

Foram identificadas 675 tartarugas marinhas, todas juvenis de tartaruga-verde *Chelonia mydas*, por variarem de 29 cm a 61,5 cm e estarem abaixo de 90 cm de CCC, tamanho mínimo das fêmeas na Ilha de Trindade, Brasil (Almeida *et al.*, 2011). A estrutura populacional não variou ao longo das estações e dos anos amostrados (média = $40,0 \pm 5,4$ cm de CCC), mas variou segundo os diferentes locais de amostragem (Tabela 3.2).

Tabela 3.2. Parâmetros estimados para o melhor modelo que descreve a estrutura populacional (Comprimento Curvilíneo de Carapaça – CCC) de tartarugas-verde (*Chelonia mydas*) capturadas em Cerro Verde, entre novembro de 2009 e dezembro de 2012, como função do local de captura (Zona).

MODELO – CCC ~ Zona					
	Zona	Estimativa	Erro Padrão	t valor	p (>t)
Locais de captura	Cerro Verde Norte	40.01	0.710	14.791	
	Pesquero	37.78	0.736	11.92	0.0006

Em Pesquero, a média das tartarugas foi menor (média = 37.8 ± 4.3 cm de CCC), variando de 29 cm a 60,1 cm de CCC, do que a média de tartarugas de Cerro Verde Norte (média = $40,6 \pm 5,1$ cm de CCC), variando de 30,8 cm a 61,5 cm de CCC (Figura 3.8).

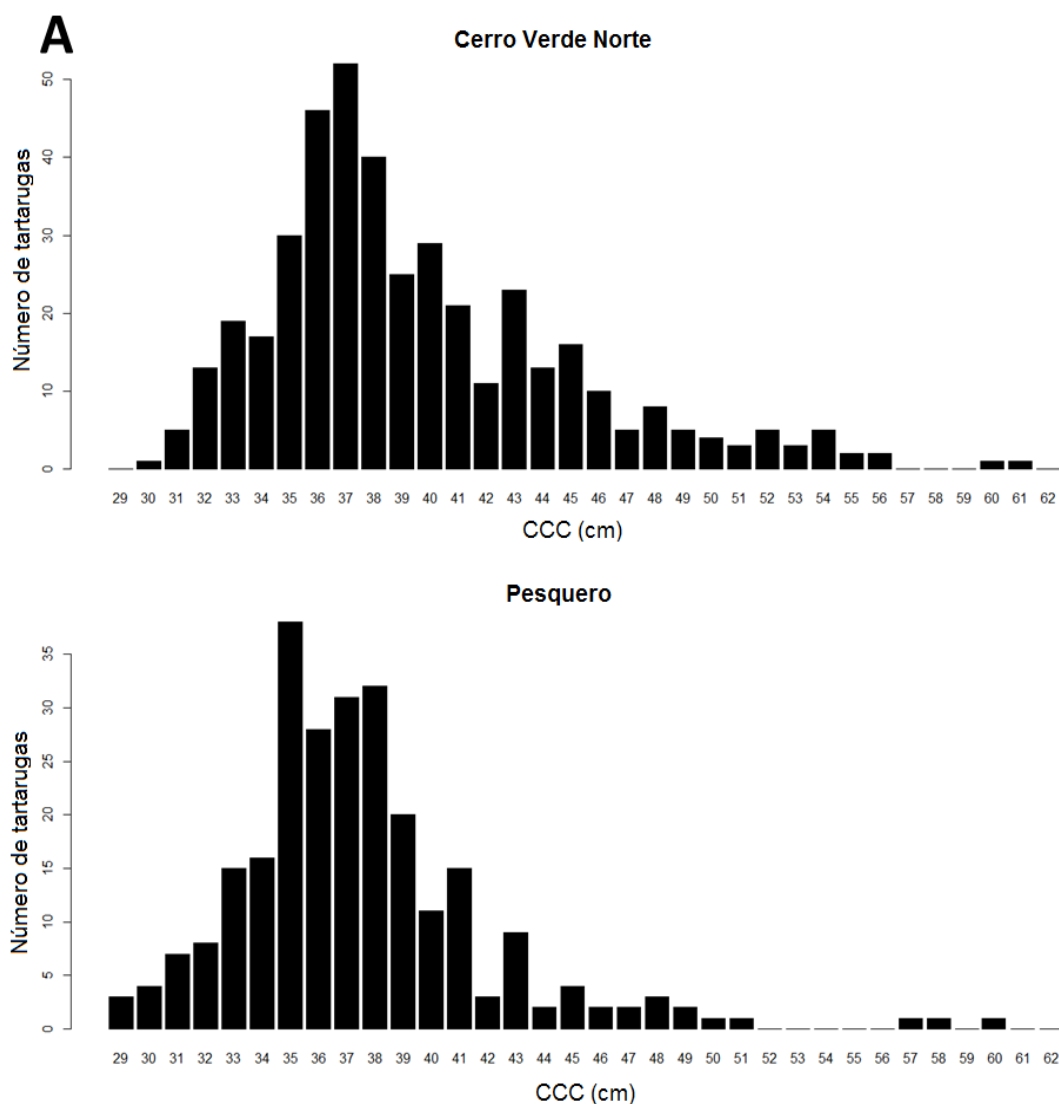


Figura 3.8. Composição de tamanho (categorizado por 1 cm, como 29,0-29,9) de tartarugas-verde (*Chelonia mydas*) que foram capturadas em Cerro Verde Norte (A) e Pesquero (B), ambas na região Cerro Verde, Rocha, Uruguai, entre fevereiro de 2009 e dezembro de 2012.

3.3.3. Índice de Condição Corporal (ICC)

O ICC médio das tartarugas variou entre 0,68 e 1,44 (média = $1,14 \pm 0,10$). Segundo o melhor modelo, o ICC varia não-linearmente ao longo do ano (variável mês, Figura

3.9, Tabela 3.3) e linearmente entre os anos amostrais (variável ano). Ao longo dos anos, o ICC das tartarugas apresentou uma tendência linear de diminuição.

Tabela 3.3. Parâmetros estimados para o GAM que descreve o Índice de Condição Corporal (ICC) de tartarugas-verde (*Chelonia mydas*) em Cerro Verde, Rocha, Uruguai, entre Novembro de 2009 e Dezembro de 2012, como função das covariáveis “ano” e “mês de captura”. Edf = Graus de liberdade estimados para o modelo; Ref.df = graus de liberdade estimados para os resíduos; F = teste estatístico para avaliar a significância dos termos suavizados.

MODEL – BCI ~ s(Month, bs = “cr”) + Year					
	Nome	Estimativa	Erro Padrão	t valor	p (> t)
Componente linear do modelo	Intercepto	1.141	0.011	106.962	<0.001
	Ano amostral	-0.011	0.004	-2.369	0.0181
	Nome	Edf	Ref.df	F	p-valor
Significância aproximada dos termos suavizados	s (Mês)	6.741	7.744	4.31	<0.001

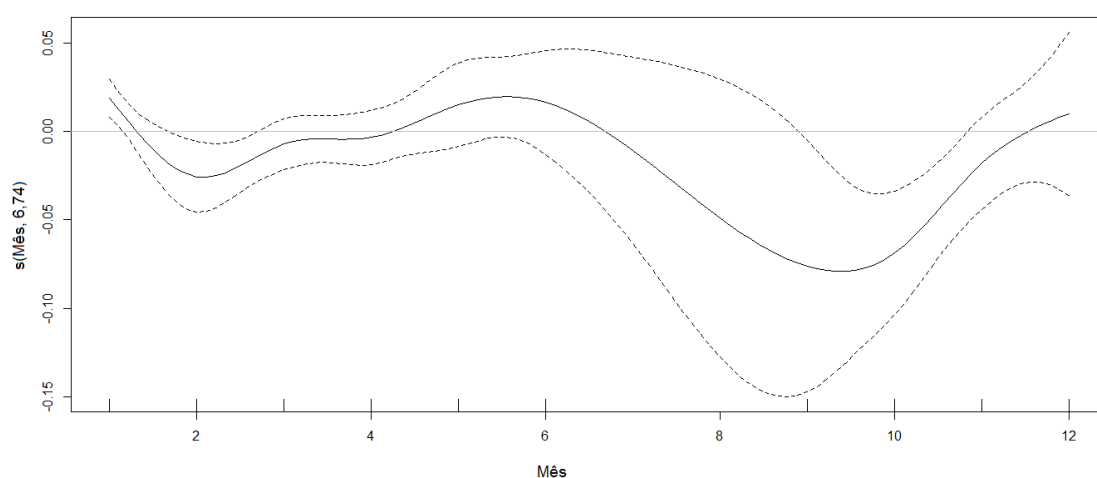


Figura 3.10. Termo significativo do modelo GAM (mês) para o Índice de Condição Corporal (ICC) de tartarugas-verde (*Chelonia mydas*) em Cerro Verde, Rocha, Uruguai, entre Novembro de 2009 e Dezembro de 2012. Função suavizada estimada (linha sólida) com 95% de intervalo de confiança (linhas tracejadas) é apresentada para a variável explanatória.

Ao longo dos meses, o ICC diminuiu durante os meses de inverno e aumentou em dois períodos: entre os meses de Outubro e Janeiro (Primavera – Verão) e Março e Junho (Verão – Outono), e foi observado um inesperado decréscimo no ICC no mês de

fevereiro, metade do verão, em relação ao verão, primeira parte do período ótimo ao desenvolvimento de tartarugas. Mesmo assim, o poder de explicação do modelo foi considerado baixo, com valor de variância explicada de apenas 6,62%.

3.3.4. Presença de Fibropapiloma (FP)

A presença de fibropapilomas visíveis (Figura 3.11) foi registrada em 27 tartarugas dentre 703 eventos de captura (3,84%).



Figura 3.11. Tumores visíveis (fibropapilomas) em juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) capturados em Cerro Verde, Rocha, Uruguai

De acordo com o melhor modelo selecionado, a presença de FP é influenciada não-linearmente pelo mês de captura (Figura 3.12A) e tamanho das tartarugas (variável CCC, Figura 3.12B), além de linearmente entre os anos amostrais (Tabela 3.4). Enquanto juvenis menores de 38 cm de CCC apresentam efeitos negativos na presença de FP, juvenis maiores de 38 cm de CCC apresentam efeitos positivos na presença destes tumores. Ao longo dos anos, a presença de FP diminuiu linearmente. Entre os meses do ano, a probabilidade de encontrar tartarugas com FP é maior entre os meses de janeiro e abril enquanto nos demais meses a probabilidade é reduzida. O poder explicativo deste modelo foi relativamente maior, com a variância explicada de 42,4%.

Tabela 3.4. Parâmetros estimados para o GAM que descreve a presença de fibropapiloma (FP) em tartarugas-verde (*Chelonia mydas*) capturadas em Cerro Verde, Rocha, Uruguai, entre Novembro de 2009 e Dezembro de 2012, como função das covariáveis “ano”, “mês de captura” e “local de captura”. Edf = Graus de liberdade estimados para o modelo; Ref.df = graus de liberdade estimados para os resíduos; F = teste estatístico para avaliar a significância dos termos suavizados. CVN = Cerro Verde Norte.

MODELO – FP ~ s(Mês, bs = “cr”) + Ano + Zona					
	Nome	Estimativa	Erro Padrão	t valor	$p(>t)$
Componente linear	Intercepto (CVN)	1.141	0.011	106.962	<0.001
	Ano	-0.917	0.338	-2.715	0.006
	Pesquero	-0.011	0.004	-2.369	0.125
	Nome	Edf	Ref.df	F	p-valor
Significância aproximada dos termos suavizados	s (Mês, bs = “cr”)	1.364	1.623	5.594	0.042
	s (CCC, bs = “cr”)	2.687	3.403	31.193	<0.001

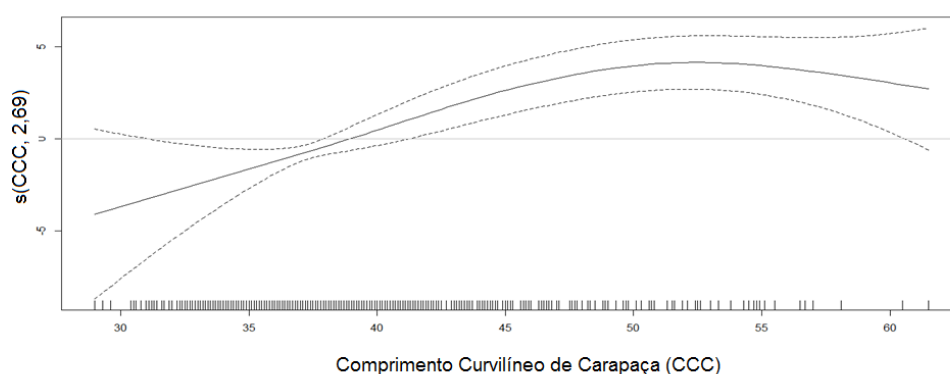
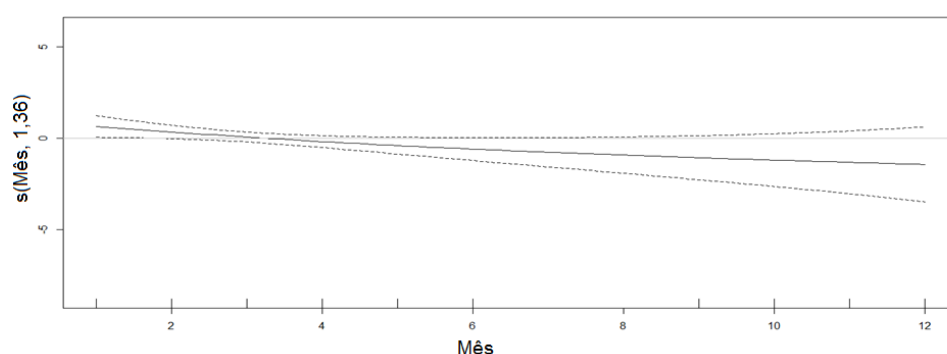
A**B**

Figura 3.12. Termos não-lineares significativos do modelo GAM (Mês e Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC)) para presença de Fibropapiloma (FP) em juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) em Cerro Verde, Uruguai, entre novembro de 2009 e dezembro de 2012. Funções suavizadas estimadas (linhas sólidas) com 95% de intervalo de confiança (linhas tracejadas) são apresentadas para cada variável explanatória.

3.3.5. Temperatura corporal

Foi obtida a temperatura corporal de 38 juvenis de tartaruga-verde, entre junho de 2010 e novembro de 2012, a qual variou de 13°C, no inverno, a 26°C, no verão. A TC está linearmente relacionada com a TSM, sendo que mais de 99.2% da TC é explicada pela temperatura do ambiente ($R^2 = 99,19$, $y = -0,44 + 1,02x$). Portanto, não há evidências indicando que os juvenis de tartaruga-verde de Cerro Verde apresentam adaptação fisiológica que acarrete uma diferença entre TSM e temperatura corporal.

3.4. Discussão

No presente capítulo, foi registrada a captura em mais baixa temperatura (13°C) entre vários programas de monitoramento em áreas subtropicais, cujas temperaturas de captura mais frias estão próximos de 15°C a 18°C (Mendonça, 1983; Read *et al.*, 1996; Seminoff, 2000; Southwood *et al.*, 2003; Kock *et al.*, 2007; Eguchi *et al.*, 2010). A temperatura corporal de juvenis de tartaruga-verde em Cerro Verde apresenta relação direta com a TSM. Ainda que as tartarugas tenham sido capturadas em temperaturas mais baixas, os resultados de nossa análise GAM sugerem que o limite térmico de atividade de tartarugas na região está próximo de 14°C-15°C, semelhante ao observado para outras regiões (Read *et al.*, 1996; Seminoff, 2000).

Sobre a abundância relativa, foi demonstrada a presença de juvenis de tartaruga-verde *C. mydas*, na área de alimentação e desenvolvimento de Cerro Verde, Rocha, Uruguai, ao longo de todo ano, com a abundância relativa variando sazonalmente. As estações com maior e menor abundância relativa, fim de Outono e início da Primavera, respectivamente, apresentam intervalo térmico semelhante (TSM de 14°C a 20°C), e por isso, esperava-se que a razão entre as abundâncias relativas fosse próxima de 1:1, ao contrário da razão de 0,3, que representaria uma abundância relativa de tartarugas na

Primavera de apenas 30% do que o observado no final do outono, antes da temperatura ultrapassar o limite de atividade (14°C). Uma explicação plausível para essa variação sazonal da abundância relativa estaria na segregação das estratégias de seleção térmica de habitat frente ao limite de atividade (14°C): (1) algumas tartarugas (aproximadamente 70%) realizariam migrações sazonais para outras áreas de alimentação costeiras em melhores condições térmicas (estoque sazonal de tartaruga-verde); enquanto (2) outras tartarugas (aproximadamente 30%) permaneceriam na mesma região, em inatividade e/ou hibernação, associados ao fundo (estoque residente de tartaruga-verde). A alta ocorrência de juvenis de tartaruga-verde com epibiontes típicos do substrato rochoso de Cerro Verde pode ser uma evidência que tais espécimes residentes estiveram em estado de torpor ou dormência durante os períodos frios. Até o momento, no entanto, a localização exata destes locais de hibernação não foi identificada.

Além de uma variação sazonal, a relativa abundância de tartarugas verdes também variou ao longo do estudo. A abundância relativa dobra do primeiro verão (2010) ao segundo verão (2011) e diminuiu ligeiramente (5%) no terceiro verão (2012). Embora esta não seja uma amostragem de longo período, os resultados indicam que a abundância relativa varia ao longo do tempo com uma tendência à estabilidade ou aumento populacional, corroborando com a tendência observada nas principais áreas de desova da região o observado nas potenciais áreas de desova (Almeida *et al.*, 2011; Weber *et al.*, 2014).

A média de tamanho encontrada neste trabalho foi semelhante ao observado em outras áreas de alimentação do Atlântico Sul Ocidental, entre 38 cm e 41 cm (Gallo *et al.*, 2006; Gonzalez-Carman *et al.* 2011; López-Barrera *et al.*, 2012). Porém, o CCC dos

juvenis de tartaruga-verde não foi estatisticamente diferente entre as estações, o que sugere que a residência em Cerro Verde durante o inverno foi impulsionado pela estratégia de seleção térmica dos indivíduos.

Apesar de não apresentar diferenças na estrutura populacional, o ICC variou ao longo do ano, possivelmente influenciada pela variação na TSM (Kock *et al.*, 2007), com tendência de aumento nos meses quentes e diminuição nos meses frios.

Além da variação sazonal, espera-se que a abundância relativa ao longo do tempo influencie diretamente no ICC das tartarugas (Seminoff *et al.*, 2003, Kock *et al.* 2007). A estabilidade/aumento da abundância relativa observada neste capítulo, associada a endência negativa anual no ICC, poderia indicar que essa relação também poderia ser observada às tartarugas em Cerro Verde, como foi observada por Koch *et al.* (2007) em um monitoramento sazonal de três anos, embora muito menos pronunciado do que o observado por Bjørndal *et al.* (2000) no Caribe.

Comparativamente com demais áreas de alimentação no Atlântico Sul Ocidental, a presença de fibropapilomas visíveis em tartarugas capturadas em Cerro Verde foi abaixo (inferior a 4%) do que o observado na Paraíba (27%, Mascarenhas & Iverson, 2007), Espírito Santo (34%, Torezani *et al.*, 2010), e Rio de Janeiro (31%, Guimarães *et al.*, 2013). Tartarugas maiores apresentaram maior relação com a presença destes tumores do que menores, possivelmente porque FP está associado com o tempo de exposição aos poluentes e para o desenvolvimento dos tumores (Adnyana *et al.*, 1997; Chaloupka & Balazs, 2005). A presença de fibropapiloma em juvenis de tartaruga-verde foi positivamente correlacionada com os meses de verão, o que poderia indicar que os tumores estão diretamente ligados ao estoque sazonal de tartaruga-verde. A presença de fibropapilomas visível foi negativamente correlacionada com o ano de amostragem e

pode ser explicado por duas hipóteses: (1) regressão espontânea dos tumores durante o período de estudo; ou (2) o estoque sazonal de tartaruga-verde durante o verão não mostram fidelidade para a área de alimentação entre diferentes anos amostrais. A regressão espontânea dos tumores tem sido observada em várias áreas de alimentação (Hirama & Ehrhart, 2007; Guimarães *et al.*, 2013).

Através dos resultados apresentados neste capítulo, pode-se concluir que região de Cerro Verde é uma importante área de alimentação de tartaruga-verde ao longo do ano com tendência de estabilidade ou aumento populacional. Mesmo assim, seus principais índices variam sazonalmente. Estudos sobre os mecanismos fisiológicos para a sobrevivência ao longo do ano em Cerro Verde seriam de grande interesse para compreender o processo de ocorrência e abundância relativa, além da hibernação em tartarugas marinhas. Uma compreensão integradora de sua biologia que engloba fisiologia, comportamento e ecologia é fundamental para a elaboração de estratégias eficazes de gestão e conservação das tartarugas marinhas (Williard, 2013).

4. POTENCIAIS AMEAÇAS AOS JUVENIS DE TARTARUGA-VERDE

***Chelonia mydas* ASSOCIADAS AO DESENVOLVIMENTO PORTUÁRIO EM LA PALOMA, ROCHA, URUGUAI**

4.1. Introdução

Conforme o resultado do capítulo anterior, a costa de Rocha pode ser considerada zona de alimentação e desenvolvimento de juvenis de tartaruga-verde *Chelonia mydas* durante o ano todo, mesmo com a variação na temperatura superficial do mar (TSM) entre 10°C, no inverno, e 27°C, no verão.

Além dos resultados apresentarem tendência de aumento de abundância (capítulo 4), as populações da região são avaliadas como de baixo risco (Wallace *et al.*, 2011) por estarem protegidas por leis nacionais (Decreto Presidencial 144/998, Decreto 514/001, Decreto 164/996) e convenções internacionais de conservação de tartarugas marinhas (CIT e CITES (Lei 14.205)), além daquelas focadas na conservação do ecossistema (Sistema Nacional de Áreas Protegidas, RAMSAR (Decreto de Lei 15,366)).

Atualmente, o Departamento de Rocha está em processo de desenvolvimento socioeconômico. Até o momento, o Porto de La Paloma, 52 km e 100 km ao Sul da

Área Costeira Marinha Protegida (ACMP) de Cabo Polônio e a ACMP de Cerro Verde, respectivamente, é o único porto comercial em operação no Departamento (Figura 4.1).

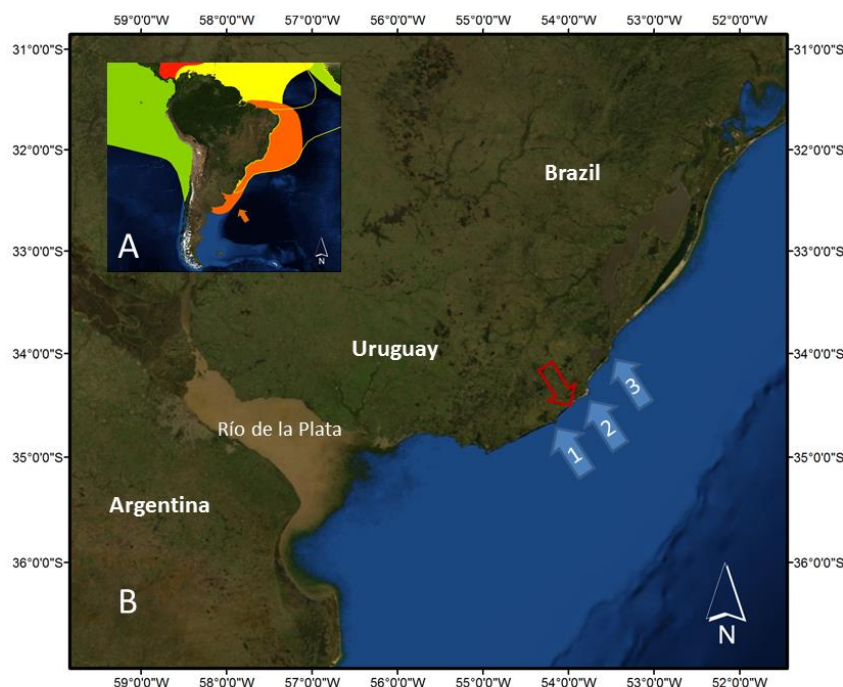


Figura 4.1. (A) Oceano Atlântico Sul Ocidental e as Unidades Regionais de Manejo (RMUs) da tartaruga-verde *Chelonia mydas* (B) detalhe da costa uruguaia com as áreas mencionadas: (1) La Paloma; (2) Cabo Polonio; e (3) Cerro Verde; em vermelho o local proposto para o novo porto.

Tanto as ACMPs como a região de La Paloma foram registradas como potenciais áreas de alimentação de tartarugas marinhas (Vélez-Rubio *et al.*, 2013). Tradicionalmente, a pesca é a principal atividade econômica do Porto de La Paloma, cujo canal está sendo ampliado, por meio de dragagem, para aumentar o calado e receber grandes embarcações madeireiras.

Mesmo com a presença de portos ao longo de toda a distribuição de tartarugas marinhas, o registro de interação entre atividade de dragagem e tartarugas marinhas é escasso, sendo a maioria registros e avaliações realizadas pelos próprios

administradores portuários, como o Corpo de Engenharia do Exército dos Estados Unidos (USACE, Banks & Alexander, 1994; Dickerson *et al.*, 1995).

Baseado neste contexto, o presente capítulo pretende avaliar a presença de juvenis de tartaruga-verde nas imediações do Porto de La Paloma e identificar potenciais ameaças às tartarugas que frequentem a região.

4.2. Material & Métodos

Para isso, três monitoramentos pontuais foram realizados próximos ao antigo molhe do Porto de La Paloma (Figura 4.2), dois deles no outono e um no inverno, todos no ano de 2012.



Figura 4.2. Captura no interior da área portuária de La Paloma, Rocha, Uruguai. Na segunda foto, a draga responsável pela ampliação do canal.

Os monitoramentos buscavam encontrar tartarugas encalhadas mortas e capturar intencionalmente tartarugas marinhas na área interna do Porto de La Paloma, através do mesmo método de captura descrito nos capítulos anteriores, assim como a biometria dos animais capturados e medição da temperatura superficial do mar.

4.3. Principais Resultados

Durante o primeiro monitoramento, cinco juvenis de tartaruga-verde (entre 30 e 45 cm de CCC) foram encontrados encalhados no antigo molhe do Porto de La Paloma, todos com a presença de severas fraturas na carapaça (Figura 4.3).



Figura 4.3. Juvenis de tartaruga-verde com severas fraturas na carapaça, resultado da interação com a draga responsável pela ampliação do canal de acesso do Porto de La Paloma, Uruguai.

No segundo monitoramento, apenas uma tartaruga foi encontrada com fraturas severas na carapaça. Pela primeira vez houve tentativa de captura intencional durante 45 minutos. A TSM era de 16°C e uma tartaruga foi capturada (39,8 cm de CCC). Nesta ocasião, diversas tartarugas foram avistadas, até mesmo em zonas rasas (menor do que 30 cm de profundidade).

Durante o terceiro monitoramento, não foi encontrada tartaruga encalhada. Apesar da baixa temperatura (TSM=14°C), uma tartaruga-verde foi capturada (43,8 cm de CCC). Aderido a sua carapaça havia três indivíduos adultos do caracol exótico *Rapana venosa* (Figura 6.4).



Figura 4.4. Juvenil de tartaruga-verde capturado no Porto de La Paloma, Rocha, Uruguai, com três exemplares do caracol invasor *Rapana venosa*.

4.4. Discussão

Este registro pontual no Porto de La Paloma demonstra a presença de juvenis de tartaruga-verde na região, assim como em outros pontos do Departamento de Rocha (Vélez-Rubio *et al.* 2013). Mesmo quantitativamente limitados, os dados apresentados representam importantes informações sobre as populações de tartaruga-verde da região.

Neste contexto, a atividade de dragagem no porto de La Paloma, em conjunto com o uso provável da zona como área de descanso para juvenis de tartaruga-verde podem constituir uma nova ameaça para a espécie em águas uruguaias. O Corpo de Engenheiros do Exército (USACE) e o Serviço Nacional de Pesca Marinha (NMFS) Estados Unidos, juntamente com a indústria portuária e de dragagem trabalharam em conjunto para identificar métodos para minimizar os impactos de dragagem sobre tartarugas marinhas, incluindo modificações nas operações de dragagem e equipamentos, criação de períodos sem realização de dragagem e remanejo das tartarugas marinhas (Dickerson *et al.*, 2004). O remanejo das tartarugas marinhas dos locais de dragagem para áreas seguras é considerado um dos principais métodos para mitigar acidentes com tartarugas marinhas e assim reduzir a mortalidade (Dickerson *et*

al., 2007), e poderia ser uma opção razoável para reduzir os impactos de dragagem na costa do Uruguai.

Além disso, foi registrada a primeira observação do caracol *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) como “*bio-fouling*” de tartaruga-verde no Departamento de Rocha. Esta espécie invasora apresenta ampla distribuição na região e alta densidade ao longo do estuário do Rio da Prata, mas nunca havia sido registrado um exemplar de adulto no Departamento de Rocha (Scarabino *et al.* 2006). Este primeiro registro poderia sugerir que a tartaruga-verde esteja dispersando este caracol invasor em zonas de influência oceânica da costa uruguaia. A ampliação de distribuição desta espécie invasora para áreas de influência oceânica através de tartarugas marinhas foi apresentada inicialmente por Harding *et al.*, (2011), para tartarugas-cabeçuda *Caretta caretta* em Chesapeake Bay.

Em que pese estas considerações, o Governo do Uruguai aprovou recentemente a construção de um porto de águas profundas no Departamento de Rocha, que, por um lado, se converteria na maior infraestrutura portuária na história do país; mas por outro suscitaria problemáticas sociais e ambientais para a região.

Ainda que as ACMPs foram excluídas na seleção da área portuária, a área selecionada está a 25 km da ACMP de Cabo Polonio e 50 km da ACMP de Cerro Verde. Por tal opção política, é de extrema necessidade o monitoramento e desenvolvimento de programas de pesquisa em longo prazo, tanto na zona costeira como oceânica para recopilar e integrar de forma contínua informação biogeofísica e socioeconômica relevante sobre a zona. Atualmente, o Uruguai conta com a presença de uma das populações mais saudáveis de tartaruga marinha (Wallace *et al.*, 2011) e por isso mesmo é de suma importância conservá-la, cumprindo com os acordos nacionais e

internacionais ratificados, sem importar as opções políticas pontuais dos tomadores de decisão.

5. CONCLUSÕES

Dentro do contexto de tendências de abundância e evidência de ameaças, espera-se que esta tese tenha contribuído para o conhecimento sobre aspectos relevantes na avaliação populacional de juvenis de tartaruga-verde nas áreas de alimentação do Atlântico Sul Ocidental, selecionadas como áreas de estudo.

Mesmo que sem a avaliação de uma tendência de abundância relativa para a região de Itapirubá, Santa Catarina, Brasil, esta tese apresenta um primeiro panorama sobre ameaça potencial e efetiva da captura incidental às tartarugas marinhas na região. Portanto, as principais pescarias da comunidade de Itapirubá (pesca da anchova, da tainha e da corvina) podem ser consideradas pescarias com baixa ameaça potencial e ausência de mortalidade. Entretanto, a pesca do linguado pode ser considerada um risco local às tartarugas marinhas, com maior probabilidade de captura (ameaça potencial) e taxa de mortalidade, conclusão incongruente com a gestão da pesca em Santa Catarina, já que a pescaria do linguado é uma alternativa econômica durante o período de defeso da pesca da anchova.

Através do monitoramento proposto, conclui-se que a região de Cerro Verde, Rocha, Uruguai, é uma agregação local de juvenis de tartaruga-verde ao longo de todo o ano. A abundância relativa da região varia sazonalmente, o que resultaria no seguinte

modelo de desenvolvimento para região: (1) um processo de imigração durante todo o ano, que incrementaria abundância de tartarugas ao longo do ano até (2) a TSM alcançar o limite térmico de atividade, em torno de 14°C–15°C, quando (a) parte do estoque (estoque sazonal, aproximadamente 70%) migra, enquanto (b) a outra parte do estoque (estoque residente, aproximadamente 30%) permanece na região durante todo o período, em estado de inatividade, hibernação ou torpor, tornando-se suscetíveis à colonização de organismos bentônicos típicos da região. Quando a TSM retorna a valores superiores ao limite térmico de atividade, os juvenis de tartaruga-verde voltam à atividade e consequentemente passam a ser capturados na região. Concomitantemente, retorna-se a fase (1), com a imigração de novos recrutas e o retorno de indivíduos do estoque sazonal.

A presença de fibropapiloma (FP) em juvenis de tartaruga-verde está diretamente relacionada com o tamanho das tartarugas, a sazonalidade e a variação interanual: tartarugas > 38 cm de CCC possuem maior probabilidade de apresentar FP; o período entre janeiro e abril apresenta o maior número de ocorrência de tartarugas com FP; e 3) ao longo dos anos há uma diminuição na ocorrência de tartarugas com FP.

Apesar de não estarem diretamente relacionadas com os juvenis de tartaruga-verde presentes em Itapirubá e Cerro Verde, duas importantes ameaças às tartarugas marinhas foram registradas na região do Porto de La Paloma. A interação de atividade de dragagem com tartarugas marinhas na região pode ser considerada uma nova e crescente ameaça à tartaruga-verde na região sendo necessárias medidas urgentes de mitigação do impacto. A ocorrência de juvenis de tartaruga-verde incrustados com os caracóis invasores *Rapana venosa* podem ser consideradas uma ameaça futura ao estoque local, não apenas pela incrustação em si, que pode levar ao óbito por afogamento, mas

também pela ampliação da distribuição desta espécie, considerada uma ameaça aos ambientes bentônicos de áreas invadidas.

O encaminhamento dos principais resultados em publicações científicas é fundamental para o processo de difusão do conhecimento entre a comunidade científica, além de fornecer aos tomadores de decisão informações e ferramentas que possam dar suporte à gestão costeira e conservação das tartarugas marinhas. É importante ressaltar que compartilhar tais considerações entre todos os atores locais inseridos na problemática ambiental pode ser fundamental para a gestão compartilhada do ambiente, valorizando aspectos ecológicos, econômicos e culturais através de uma abordagem ecossistêmica.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acha, E. M., Mianzan, H. W., Guerrero, R. A., Favero, M. & Bava, J. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America: physical and ecological processes. **Journal of Marine Systems**, 44: 83-105.
- Adnyana, W., Ladds, P. W. & Blair, D. 1997. Observations of fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*) in Indonesia. **Australian veterinary journal**, 75: 737-742.
- Aguirre, A. A. & Lutz, P. L. 2004. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: Is fibropapillomatosis an indicator? **EcoHealth**, 1: 275-283.
- Almeida, A. P., Moreira, L. M. P., Bruno, S. C., Thomé, J. C. A., Martins, A. S., Bolten, A. B. & Bjorndal, K. A. 2011. Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. **Endangered Species Research**, 14:193-201.
- Angulo, R. J., Giannini, P. C. F., Suguio, K. & Pessenda, L. C. R. 1999. Relative sea-level changes in the last 5500 years in southern Brazil (Laguna-Imbituba region, Santa Catarina State) based on vermetid ^{14}C ages. **Marine Geology**, 159: 323-339.

- Banks, G. E. & Alexander, M. P. 1994. Development and Evaluation of a Sea Turtle-Deflecting Hopper Dredge Draghead. **Miscellaneous Paper HL-94-5**, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Bellini, C. & Sanches, T. M. 1996. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, 74, 12-13.
- Bjorndal, K. A., Bolten, A. B. & Chaloupka, M. 2000. Green turtle somatic growth model: Evidence for density dependence. **Ecological Applications**, 10:269-282
- Bjorndal, K. A., Bolten, A. B. & Chaloupka, M. 2005. Evaluating Trends in Abundance of Immature Green Turtles, *Chelonia Mydas*, in the Greater Caribbean. **Ecological Applications**, 15: 304-314.
- Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., Moreira, L., Bellini, C., & Marcovaldi, M. Â. 2006. Population structure and diversity of Brazilian green turtle rookeries based on mitochondrial DNA sequences. **Journal Information**, 5(2).
- Bolten, A. B. 1999. Techniques for measuring sea turtles. **Research and management techniques for the conservation of sea turtles**, 4, 1-5.
- Bolten, A. B. 2003. Variation in Sea Turtle Life History Patterns: Neritic vs. Oceanic Developmental Stages. In: Lutz, P. L., Musick, J. A. & Wyneken, J. (Eds). **The Biology of Sea Turtles, Vol II**. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. 243 – 257.
- Byrd, B. L., Hohn, A. A. & Godfrey, H. M. 2011. Emerging fisheries, emerging fishery interactions with sea turtles: A case study of the large-mesh gillnet fishery for flounder in Pamlico Sound, North Carolina, USA. **Marine Policy**, 35: 271-285.

- Cardona, L., L. Pazos, & L. Aguilar. 2009. Delayed ontogenic dietary shift and high levels of omnivory in green turtles (*Chelonia mydas*) from the NW coast of Africa. **Marine Biology**, 156: 1487-1495.
- Casale, P., 2010. Sea turtle by-catch in the Mediterranean. **Fish and Fisheries**, 12: 299-316.
- Carr, A. 1987. New Perspectives on the Pelagic Stage of Sea Turtle Development. **Conservation Biology**, 1: 103-121.
- Carrion-Cortez, J. A., Zarate, P. & Seminoff, J. A. 2010. Feeding ecology of the green sea turtle (*Chelonia mydas*) in the Galapagos Islands. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 90: 1005-1013.
- Chaloupka, M. & Balazs, G. 2005. Modelling the effect of fibropapilloma disease on the somatic growth dynamics of Hawaiian green sea turtles. **Marine Biology**, 147: 1251-1260.
- Chuenpagdee, R., Morgan, L. E., Maxwell, S. M., Norse, E. A. & Pauly, D. 2003. Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in US waters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 10(1): 517-524.
- Davenport, J., De Verteuil, N. & Magill, S.H. 1997. The effects of current velocity and temperature upon swimming in juvenile green turtles *Chelonia mydas*. **Herpetological Journal**, 7: 143-147.
- Davis, E. E., Rice, M. R., Harrington, K. A. & Balazs, G. H. 2000. Green turtle diving and foraging patterns in Puako, Hawaii. In: Kalb, H., Wibbels, T. (Eds). **In: Proceedings of the 19th annual symposium on sea turtle conservation and biology**. NOAA (Nat'l Ocean Atmos Adm) Tech Memo NMFS (Nat'l Mar Fish Serv), 443: 153-154.

- Defeo, O. & de Alava, A. 1995. Effects of human activities on long-term trends in sandy beach populations: the wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay. **Marine Ecology Progress Series**, 123: 73-82.
- Dickerson, D. D., Reine, K. J., Nelson, D. A., & Dickerson Jr, C. E. (1995). Assessment of Sea Turtle Abundance in Six South Atlantic US Channels (**No. WES/MP/EL-95-5**). Army Engineer Waterways Experiment Station Vicksburg Ms Environmental Lab.
- Dickerson, D., Wolters, M., Theriot, C., & Slay, D. 2004. Dredging impacts on sea turtles in the southeastern USA: A historical review of protection. In: **Submitted for proceedings of the World Dredging Congress**, Hamburg, Germany (Vol. 27).
- Dickerson, D. D., Theriot, C., Wolters, M., Slay, C., Bargo, T., & Parks, W. 2007. Effectiveness of relocation trawling during hopper dredging for reducing incidental take of sea turtles. In **2007 World Dredging Conference**.
- Eguchi, T., Seminoff, J. A., LeRoux, R. A., Dutton, P. H. & Dutton, D. L. 2010. Abundance and survival rates of green turtles in an urban environment: coexistence of humans and an endangered species. **Marine Biology**, 157:1869-1877.
- Epperly, S. P., Braun, J., & Veishlow, A. 1995. Sea turtles in North Carolina waters. **Conservation Biology**, 9, 384-394.
- Felger, R. S., Clifton, K. & Regal, P. J. 1976. Winter Dormancy in Sea Turtles: Independent Discovery and Exploitation in the Gulf of California, México by Two Local Cultures. **Science**, 191: 283-285.

- Fiedler, F. N., Sales, G., Giffoni, B. B., Monteiro-Filho, E. L. A., Secchi, E. R. & Bugoni, L. 2012. Driftnet fishery threats sea turtles in the Atlantic Ocean. **Biodiversity and Conservation**, 21: 915-931.
- Finkbeiner, E. M., Wallace, B. P., Moore, J. E., Lewison, R. L., Crowder, L. B. & Read, A. J. 2011. Cumulative estimates of sea turtle bycatch and mortality in USA fisheries between 1990 and 2007. **Biological Conservation**, 144: 2719-2727.
- Formia, A., Godley, B. J., Dontaine, J. F. & Bruford, M. W. 2006. Mitochondrial DNA diversity and phylogeography of endangered green turtle (*Chelonia mydas*) populations in Africa. **Conservation Genetics**, 7: 353-369.
- Formia, A., Broderick, A. C., Glen, F., Godley, B. J., Hays, G. C. & Bruford, M. W. 2007. Genetic composition of the Ascension Island green turtle rookery based on mitochondrial DNA: implications for sampling and diversity. **Endangered Species Research**, 3: 145-158.
- Frair, W., Ackman, R. G. & Mrosovsky, N. 1972. Body temperature of *Dermochelys coriacea*: warm turtle from cold water. **Science**, 177(4051): 791-793.
- Frick, M. G., Williams, K. L., Veljacic, D., Pierrard, L., Jackson, J. A. & Knight, S. E. 2000. Newly documented epibiont species from nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in Georgia. **Marine Turtle Newsletter**, 88: 103-108.
- Fuentes, M. M. P. B., Limpus, C. J., & Hamann, M. 2011. Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change. **Global Change Biology**, 17: 140-153.
- Gallo, B. M. G., Macedo, S., Giffoni, B. B., Becker, J. H. & Barata, P. C. R. 2006. Sea turtle conservation in Ubatuba, Southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. **Chelonian Conservation and Biology**, 1: 93-101.

- Gelman, A., Carlin, J., Stern, H. & Rubin, D. 1995. **Bayesian data analysis**. Chapman and Hall, New York, 320p.
- Giles, J. 2012. Like it? Pay for it. **Nature**, 481(7381): 252-253.
- Gilman, E., Gearhart, J., Price, B., Eckert, S., Milliken, H., Wang, J., Swimmer, Y., Shiode, D., Abe, O., Peckman, H., Chaloupka, M., Hall, M., Mangel, J., Alfaro-Shigueto, J., Dalzell, P. & Ishizaki, A. 2009. Mitigating sea turtle bycatch in coastal passive net fisheries. **Fish and Fisheries**, 11(1): 57-88.
- González-Carman, V., Álvarez, K., Prosdocimi, L., Inchaurreaga, M. C., Dellacasa, R. F., Faiella, A., Echenique, C., González, R., Andrejuk, J., Mianzan, H., Campagna, C. & Albareda, D. A. 2011. Argentinian coastal waters: a temperate habitat for three species of threatened sea turtles. **Marine Biology Research**, 7: 500-508.
- Goshe, L. R., Avens, L., Scharf, F. S. & Southwood, A. L. 2010. Estimation of age at maturation and growth of Atlantic green turtles (*Chelonia mydas*) using skeletochronology. **Marine Biology**, 157: 1725-1740.
- Guebert-Bartholo F. M., Barletta, M., Costa, M. F. & Monteiro-Filho, E. L. A. 2011. Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green-turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. **Endangered Species Research**, 13: 131-143.
- Guimarães, S. M., Gitirana, H. M., Wanderley, A. V., Monteiro-Neto, C. & Lobo-Hajdu, G. 2013. Evidence of regression of fibropapillomas in juvenile green turtles *Chelonia mydas* caught in Niterói, southeast Brazil. **Diseases of Aquatic Organisms**, 243-247.

- Harding, J. M., Walton, W. J., Trapani, C. M., Frick, M. G. & Mann, R. 2011. Sea turtles as potential dispersal vectors for non-indigenous species: the veined rapa whelk as an epibiont of loggerhead sea turtles. **Southeastern Naturalist**, 10(2): 233-244.
- Hastie, T. J. & Tibshirani, R. J. 1990. **Generalized Additive Models**, volume 43 of Monograph on Stat and Appl Prob. Chapman and Hall, London.
- Henwood, T. A. & Stuntz, W. E. 1987. Analysis of sea turtle captures and mortalities during commercial shrimp trawling. **Fishery Bulletin**, 85(4): 813-817.
- Heppell, S. S., Snover, M. L. & Crowder, L. B. 2003. Sea turtle population ecology. In: Lutz, P. L., Musick, J. A. & Wyneken, J. (eds) **The Biology of Sea Turtles Vol. II**. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. 275-306.
- Hirama, S. & Ehrhart, L. M. 2007. Description, prevalence and severity of green turtle fibropapillomatosis in three developmental habitats on the east coast of Florida. **Florida Scientist**, 70: 435-448.
- Hirth, H. F. 1997. Synopsis of the Biological Data on the Green Turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). **Biological Report 97(1)**. Washington, D.C., U.S.A: U.S. Fish and Wildlife Service, 120pp.
- Hooker, S. K. & Gerber, L. R. 2004. Marine reserves as a tool for ecosystem based-management: the potential importance of megafauna. **BioScience**, 54: 27-41.
- IUCN. 2013. **The IUCN Red List of Threatened Species**, accessible at <http://www.iucnredlist.org> (Accessed 10/10/2013).
- Jones T. T & Seminoff, J. A. 2013. Feeding Biology: Advances from Field-Based Observations, Physiological Studies, and Molecular Techniques. In:

- Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (eds) **The Biology of Sea Turtles, Volume III**. CRC Press, FL, p 211-248.
- Koch, V., Brook, L. B. & Nichols, W. J. 2007. Population ecology of the green/black turtle (*Chelonia mydas*) in Bahía Magdalena, Mexico. **Marine Biology**, 153: 35-46.
- Lalli, C. & Parsons, T. R. 1997. **Biological Oceanography: An Introduction**. Butterworth-Heinemann.
- Lee Lum, L. 2006. Assessment of incidental Sea Turtle catch in the artisanal gillnet fishery in Trinidad and Tobago, West Indies. **Applied Herpetology**, 3: 357-368.
- Lewison, R. L., Crowder, L. B., Read, A. J. & Freeman, S. A. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. **Trends in Ecology & Evolution**, 19: 598-604.
- Lewison, R., Wallace, B., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J. C., Maxwell, S. M. & Hazen, E. L. 2013. Fisheries bycatch of marine turtles. In: Wyneken, J., Lohmann, K. J. & Musick, J. A. **The Biology of Sea Turtles, Volume III**. CRC Press, Boca Raton, 329-351.
- Lezama, C., Carranza, A., Fallabrino, A., Estrades, A., Scarabino, F. & López-Mendilaharsu, M. 2013. Unintended backpackers: bio-fouling of the invasive gastropod *Rapana venosa* on the green turtle *Chelonia mydas* in the Río de la Plata Estuary, Uruguay. **Biological Invasions**, 15: 483-487.
- Limpus, C. J., Miller, J. D., Parmenter, C. J., Reimer, D., McLachlan, N. & Webb, R. 1992. Migration of green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) turtles to and from eastern Australian rookeries. **Wildlife Research**, 19: 347 – 358.

- Limpus, C. J. & Chaloupka, M. 1997. Nonparametric Regression Modelling of Green Sea Turtle Growth Rates (Southern Great Barrier Reef). **Marine Ecology Progress Series**, 149: 23-34.
- Lohmann, K. J., Lohmann, C. M. F., Brothers, J. R. & Putman N. F. 2013. Natal Homing and Imprinting in Sea Turtles. In: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (eds) **The Biology of Sea Turtles, Volume III**. CRC Press, FL, p 211-248.
- López-Barrera, E. A., Longo, G. O. & Monteiro-Filho, E. L. A. 2012. Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil. **Ocean and Coastal Management**, 60: 11-18.
- López-Mendilaharsu, M., Estrades, A., Caraccio, M. N., Calvo, V., Hernandez, M. & Quirici, V. 2006. Biología, ecología y etología de las tortugas marinas em la zona costera uruguaya. In: Menafrá, R., Rodríguez-Galego, L., Scarabrino, F. & Conde, D. (Eds). **Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya**. Editora Vida Silvestre Uruguay, Uruguai. 247-257.
- Mascarenhas, R. & Iverson, P. J. 2008. Fibropapillomatosis in stranded green turtle (*Chelonia mydas*) in Paraíba state Northeastern Brazil: evidence of a brazilian epizootic. **Marine Turtle Newsletter**, 120:3-6
- Martins, A. 2012. **Das baleias aos humanos: interfaces da apropriação da área de proteção ambiental da baleia franca**. MSc. Thesis. Centro de Filosofia e Ciências Humanas da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 268p.
- Melo, E. 1991. Projeto Sentinelas do Mar: instruções para efetuar as observações. **COPE**, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 11p.

- Mendonça, M. T. 1983. Movements and feeding ecology of immature green turtles (*Chelonia mydas*) in a Florida lagoon. **Copeia**, 1013-1023.
- Meylan, A. B., Bowen, B. W. & Avise, J. C. 1990. A genetic test of the natal homing versus social facilitation models for green turtle migration. **Science**, 248: 724-727.
- Meylan, P. A., Meylan, A. B., & Gray, J. A. 2011. The ecology and migrations of sea turtles 8. Tests of the developmental habitat hypothesis. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, 1-70.
- Mollick, E. R. 2014. The Dynamics of Crowdfunding: An Exploratory Study. **Journal of Business Venturing**, 29: 1–16.
- Moon, D. Y., Mackenzie, D. & Owens, D. 1997. Simulated Hibernation of Sea Turtles in the Laboratory: I. Feeding, Breathing Frequency, Blood pH, and Blood Gases. **Journal of Experimental Zoology**, 278: 372-380.
- Moore, J. E., Wallace, B. P., Lewison, R. L., Zydelis, R., Cox, T. M. & Crowder, L. B. 2009. A review of marine mammal, sea turtle and seabird bycatch in USA fisheries and the role of policy in shaping management. **Marine Pollution Bulletin**, 33: 435-451.
- Morreale, S. J., Meylan, A. B., Sadove, S. S. & Standora, A. E. 1992. Annual occurrence and winter mortality of marine turtles in New York waters. **Journal of Herpetology**, 26: 130-308.
- MPA/IBGE. 2011. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura, Brasil 2008-2009**. 99p.

- Musick, J. A. & Limpus, C. J. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In: Lutz, P. L. & Musick, J. A. **The Biology of Sea Turtles**. CRC Press, FL, USA. 137-164.
- National Research Council. 2010. **Assessment of Sea-Turtle Status and Trends: Integrating Demography and Abundance**. Washington, DC: The National Academies Press.
- Nunes, D. M., Hartz, S. M. & Silvano, R. A. M. 2011. Conhecimento ecológico local e científico sobre os peixes na pesca artesanal no sul do brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 37(3): 209-223.
- Oravetz, C. A. 1999. Reducing incidental catch in fisheries. In: Eckert, K. L., Bjorndal, K. A., Abreu-Grobois, F. A. & Donnelly, M. (Eds.). **Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles**, IUCN SSC Sea Turtle Specialist Group publication , 4: 189-193.
- Pereira, M. D., Schettini, C. A. F. & Omachi, C. Y. 2009. Caracterização de feições oceanográficas na plataforma de Santa Catarina. Através de imagens orbitais. **Brazilian Journal of Geophysics**, 27: 81-93.
- PROBIDES (1999). **Plan Director Reserva de Biosfera Bañados del Este, Uruguay**. Probides. Mosca Hnos. Montevideo. Pp. 159.
- Proietti, M. C., Reisser, J. W., Kinas, P. G., Kerr, R., Monteiro, D., & Marins, L. F. 2012. Green turtle (*Chelonia mydas*) mixed stocks in the southwestern Atlantic, as revealed by mtDNA haplotypes and drifter trajectories. **Marine Ecology Progress Series**, 447: 195-209.

- Putman, N. F., & Naro-Maciel, E. 2013. Finding the ‘lost years’ in green turtles: insights from ocean circulation models and genetic analysis. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 280(1768) 20131468.
- R Development Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, accessible at <http://www.R-project.org/> (accessed 07/01/2013).
- Read, M. A., Grigg, G. C. & Limpus, C. J. 1996. Body Temperatures and Winter Feeding in Immature Green Turtles, *Chelonia mydas*, in Moreton Bay, Southeastern Australia. **Journal of Herpetology**, 30:262–265.
- Reisser, J. W., Proietti, M. C., Sazima, I., Kinas, P. G., Horta, P. & Secchi, E. R. 2013. Feeding ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) at rocky reefs in western South Atlantic. **Marine Biology**. DOI 10.1007/s00227-013-2304-7.
- Sasso, C. R. & Epperly, S. P. 2006. Seasonal sea turtle mortality risk from forced submergence in bottom trawls. **Fisheries Research**, 81: 86-88.
- Scarabino, F., Zaffaroni, J. C., Carranza, A., Clavijo, C. & Nin, M. 2006. Gasterópodos marinos y estuarinos de la costa uruguaya: faunística, distribución, taxonomía y conservación. In: Menafrá, R., Rodríguez-Galego, L., Scarabino, F. & Conde, D. (Eds). **Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya**. Editora Vida Silvestre Uruguay, Uruguay. 143-155.
- Schuyler, Q., Hardesty, B. D., Wilcox, C., & Townsend, K. 2014. Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. **Conservation Biology**, 28: 129-139.

- Seminoff, J. A. 2000. **Biology of the East Pacific Green Turtle, *Chelonia mydas agassizii*, at a Warm Temperate Feeding Area in the Gulf of California, Mexico.** The University of Arizona, Tuscon, AZ, p 249
- Seminoff, J. A., Resendiz, A., Nichols, J. W & Jones, T. T. 2002. Growth rates of wild green turtles (*Chelonia mydas*) at a temperate foraging area in the Gulf of California, Mexico. **Copeia**, 3: 610-617.
- Seminoff, J. A., T. T. Jones, A. Resendiz, W. J. Nichols & M. Y. Chaloupka. 2003. Monitoring green turtles (*Chelonia mydas*) at a coastal foraging area in Baja California, Mexico: Multiple indices describe population status. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 83:1355-1362.
- Southwood, A. L., Reina, R. D, Jones, V. S. & Jones, D. R. 2003. Seasonal diving patterns and body temperatures of juvenile green turtles at Heron Island, Australia. **Canadian Journal of Zoology**, 81: 1014-1024
- Torezani, E., Baptistotte, C., Mendes, S. L. & Barata, P. C. R. 2010. Juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in the effluent discharge channel of a steel plant, Espirito Santo, Brazil, 2000-2006. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 90: 233-246.
- Troëng, S., & Rankin, E. 2005. Long-term conservation efforts contribute to positive green turtle *Chelonia mydas* nesting trend at Tortuguero, Costa Rica. **Biological Conservation**, 121(1): 111-116.
- Valverde, R. A., Orrego, C. M., Tordoir, M. T., Gómez, F. M., Solís, D. S., Hernández, R. A., Gómez, G. B., Brenes, L. S., Baltodano, J. P., Fonseca, L. G. & Spotila, J. R. 2012. Olive ridley mass nesting ecology and egg harvest at Ostional Beach, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology*, 11: 1-11.

- Vélez-Rubio, G. M., Estrades, A., Fallabrino, A. & Tomás, J. 2013. Marine turtle threats in Uruguayan waters: insights from 12 years of stranding data. **Marine Biology**, 160: 2797-2811.
- Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Hurley, B. J., Finkbeiner, E. M., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., Hutchinson, B. J., Abreu-Grobois, F. A., Amorocho, D., Bjørndal, K. A., Bourjea, J., Bowen, B. W., Dueñas, R. B., Casale, P., Choudhury, B. C., Costa, A., Dutton, P. H., Fallabrino, A., Girard, A., Girondot, M., Godfrey, M. H., Hamann, M., López-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M. A., Mortimer, J. A., Musick, J. A., Nel, R., Pilcher, N. J., Seminoff, J. A., Troëng, S., Witherington, B. & Mast, R. B. 2010a. Regional Management Units for Marine Turtles: A Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. **PLoS ONE**, 5(12): e15465, 1-15.
- Wallace, B. P., Lewison, R. L., McDonald, S. L., McDonald, R. K., Kot, C. Y., Kelez, S., Bjorkland, R. K., Finkbeiner, E. M., Helmbrecht, S. & Crowder, L. B. 2010b. Global patterns of marine turtle bycatch. **Conservation Letters**, 3(3) 131-142.
- Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., Hutchinson, B. J., Alberto Abreu-Grobois, F., Mortimer, J. A., Seminoff, J. A., Amorocho, D., Bjørndal, K. A., Bourjea, J., Bowen, B. W., Dueñas, R. B., Casale, P., Choudhury, B. C., Costa, A., Dutton, P. H., Fallabrino, A., Finkbeiner, E. M., Girard, A., Girondot, M., Hamann, M., Hurley, B. J., López-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M. A., Musick, J. A., Nel, R., Pilcher, N. J., Troëng, S., Witherington, B. & Mast, R. B. 2011. Global Conservation Priorities for Marine Turtles. **PLoS ONE**, 6(9): e24510, 1-14.

- Wang, J., Barkan, J., Fidler, S., Godinez-Reyes, C. & Swimmer, Y. 2013. Developing ultraviolet illumination of gillnets as a method to reduce sea turtle bycatch. **Biology Letters**, 9(5): 20130383, 1-4.
- Weber, S. B., Weber, N., Ellick, J., Avery, A., Frauenstein, R., Godley, B. J., Sim, J., Willians, N. & Broderick, A. C. 2014. Recovery of the South Atlantic's largest green turtle nesting population. **Biodiversity and Conservation**, 1-14.
- Wibbels, T. 2003. Critical approaches to sex determination in sea turtles. In: Lutz, P. L., Musick, J. A. & Wyneken, J. (Eds). **The Biology of Sea Turtles, Vol II**. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. 103-134.
- Williard, A. S. 2013. Physiology as Integrated Systems. In: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds) **The Biology of Sea Turtles, Vol III**. CRC Press, FL, USA. 1-31.
- Wilson, C., & Tisdell, C. 2001. Sea turtles as a non-consumptive tourism resource especially in Australia. **Tourism Management**, 22: 279-288.
- Witherington, B. E. & Ehrart, L. M.. 1989. Hypothermic stunning and mortality of marine turtles in the Indian River Lagoon system, Florida. **Copeia**, 1989: 696-703.
- Wood, S. 2011. **gamm4: Generalized additive mixed models using mgcv and lme4**. R package version 0.1–2.
- Wyneken, J. & Salmon, M. 1992. Frenzy and postfrenzy swimming activity in loggerhead, green, and leatherback hatchling sea turtles. **Copeia**, 2: 478-484.
- Zollett, E.A., 2009. Bycatch of protected species and other species of concern in US east coast commercial fisheries. **Endangered Species Research**, 9: 49-59.

7. ANEXOS

7.1. Artigo 1: THREATS TO GREEN SEA TURTLES *Chelonia mydas* (Testudinata, Cheloniidae) BY ARTISANAL FISHERIES AT ITAPIRUBÁ, SANTA CATARINA STATE, BRAZIL

Gustavo Martinez-Souza¹²³, Jefferson Bortolotto¹², Gabriela M. Vélez-Rubio³⁴,

Bradley MacDonald⁵ & Paul G. Kinas⁶

Submetido a *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*

¹ Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Programa de Pós Graduação em Oceanografia Biológica (PPG-OB). Campus Carreiros, Av. Itália Km 8, Bairro Carreiros, Rio Grande, RS, Brazil. *Corresponding autor: gustavo@caminhomarinho.org

² Projeto Caminho Marinho, Rua G, 164/2, Parque Cassino, Rio Grande, RS, Brazil.

³ Karumbé – tortugas marinas del Uruguay, Av. Rivera, 3025, Montevideo, Uruguay.

⁴ Universitat de Valencia, Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Unidad de Zoología Marina, C/ Catedrático José Beltrán, 2. 46980. Paterna, Valencia, España.

⁵ 1165 Francisco St., San Francisco, California, USA.

⁶ Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Instituto de Matemática, Estatística e Física -IMEF Laboratório de Estatística Ambiental - LEA, Campus Carreiros, Av. Itália Km 8, Bairro Carreiros, Rio Grande, RS, Brazil.

Running headline. Incidental capture of green turtles by artisanal fishermen

Abstract. This study evaluated bycatch and mortality of juvenile green turtles in artisanal fishing activities at Itapirubá, Santa Catarina state, South Brazil. The potential and effective threats of the four most important fisheries of this region, which target bluefish, mullet, whitemouth croaker and flounder, were quantified. From February 2011 to November 2013, 380 sampling days were randomly selected in order to encompass all seasons and obtain an unbiased representation of the fishing effort deployed by the Itapirubá artisanal fleet. To assess the potential and actual threats to local sea turtles, a Bayesian framework was used to compare incidental capture probabilities among the four types of fisheries. 192 fishery landings were reported targeting bluefish (*Pomatomus saltatrix*, $n=86$), mullet (*Mugil liza*, $n=36$), whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*, $n=51$) and flounder (*Paralichthys orbignyanus*, $n=19$). In these 192 landings, $n = 11$ green turtles were incidentally captured in all fisheries: bluefish ($n=5$), mullet ($n=1$), w. croaker ($n=1$) and flounder ($n=4$). With the exception of one dead turtle captured by the flounder fishery in summer, all others were captured alive. The bluefish fishery reported the greatest fishing effort and therefore the highest effective capture, while the flounder fishery presented the highest potential threat on local green turtles. The development of mitigation measures and a monitoring program for the flounder fishery is recommended for promoting the conservation of green turtles and ecosystem-based management in Itapirubá, as well as other artisanal fishery communities inside of marine protected areas at the region.

Keywords: green turtle, bycatch, effective threat, potential threat, Bayesian framework

Resumo. Ameaças à tartarugas-verde *Chelonia mydas* pela pesca artesanal de Itapirubá, Santa Catarina, Brasil. Este estudo avalia a captura incidental e mortalidade de juvenis de tartaruga-verde *Chelonia mydas* pela pesca artesanal de Itapirubá, Santa Catarina, Brasil e quantificar a ameaça potencial e efetiva de cada uma das quatro principais pescarias. De fevereiro de 2011 a novembro de 2013, 380 dias foram aleatoriamente selecionados entre todas as estações, com o objetivo de obter uma amostra representativa das principais pescarias da comunidade de Itapirubá: anchova, tainha, corvina e linguado. Para avaliar a ameaça efetiva e potencial de cada pescaria, foi utilizada uma abordagem bayesiana para comparar a probabilidade de captura incidental entre as quatro pescarias. Foram registrados 192 desembarques em Itapirubá, 86 para anchova (*Pomatomus saltatrix*), 51 para corvina (*Micropogonias furnieri*), 36 para tainha (*Mugil liza*) e 19 para o linguado (*Paralichthys orbignyanus*). Dentro destes desembarques, 11 juvenis de tartaruga-verde foram capturados incidentalmente: cinco na pesca da anchova, quatro na pesca do linguado e uma na pesca da corvina e tainha. Apenas uma tartaruga foi capturada morta, pela pesca do linguado durante o verão. A pesca da anchova apresentou o maior esforço pesqueiro e por isso a maior probabilidade de captura efetiva de juvenis de tartaruga-verde. A pesca do linguado apresentou a maior ameaça potencial à tartaruga-verde. O desenvolvimento de medidas mitigatórias e um programa de monitoramento para pesca da anchova pode ser uma importante ferramenta de conservação para juvenis de tartaruga-verde e gestão baseada no ecossistema em Itapirubá, e demais comunidades de pesca artesanal inseridas em áreas marinhas protegidas da região.

Palavras chave: tartaruga-verde, captura incidental, ameaça efetiva, ameaça potencial, abordagem Bayesiana

Introduction

Characterizing and quantifying sea turtle bycatch in fisheries inside or around Marine Protected Areas is essential to propose effective conservation policies. The habitats used by sea turtles throughout their life cycles overlap spatially and temporally with fisheries (Gilman et al. 2009), and can occur at foraging grounds, migration corridors and areas adjacent to nesting grounds (Lewison et al. 2013). The frequency of incidental capture depends on the spatio-temporal overlap of sea turtle habitats and fishing activities as well as the range of used fishing methods, gears and efforts (Wallace et al. 2008). Fisheries bycatch in gear such as trawls, longlines, gillnets, pound nets, dredges and, to a lesser extent, pots and traps, has been identified as a primary driver of population declines in several sea turtle species (Chuenpagdee et al. 2003, Lewison et al. 2004, Zollett 2009, Moore et al. 2009, Casale 2010, Wallace et al. 2010a, Finkbeiner et al. 2011, Fiedler et al. 2012).

Green turtles (*Chelonia mydas*) are distributed circumglobally and subdivided into 17 Regional Management Units (RMUs). Globally, green turtles are listed as endangered by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN 2013). Wallace et al. (2010b) established RMUs in an attempt to spatially manage and protect sea turtles at an intermediate scale between species and nesting populations. This proposal was based on a suite of studies on the biogeography of sea turtles, including site-based monitoring, genetic analyses, mark-recapture studies and telemetry. The Southwestern Atlantic coastal environment is intensely used by juvenile green sea turtles for feeding, primarily on seagrasses and algae (Gallo et al. 2006, Reisser et al.

2013). The region is one of the twelve healthiest (out of 58) Sea Turtle RMUs and is considered a conservation success case, being categorized as ‘Low Risk - Low Threats’ (Wallace et al. 2011). It is characterized as having high, stable, or increasing abundance, high diversity, and as being under low to moderate threats (Wallace et al. 2010b, Wallace et al. 2011). However, coastal net bycatch is still a threat in this RMU, although collaborative conservation efforts have this far yielded a positive outlook for these green turtles (Gallo et al. 2006, Lezama 2009, Gonzalez-Carmen et al. 2011, Lopez-Barrera et al. 2012).

In the southern portion of Santa Catarina state, in South Brazil, a protected area (*Área de Proteção Ambiental (APA) da Baleia Franca*) was created in 2000 for safeguarding the southern-right whale (*Eubalaena australis*) at its primary Brazilian nursery ground (MMA 2007). The *APA da Baleia Franca* (APABF) covers 156 ha, mostly in marine territory, encompassing nine municipalities and extending over 130 km of coastline. The coastline is comprised of sandy beaches (1 - 20 km long) separated by rocky capes, and is subjected to semidiurnal tides with low amplitude (< 1 m), mostly controlled by a meridional wind component. These rocky reefs are substrate for algae and therefore potential foraging areas for green turtles. During some months of austral spring and summer (November to February) northeasterly winds move colder waters from the center of the South Atlantic Ocean towards the coast, supporting upwelling events that decrease Sea Surface Temperature (SST) (Pereira et al. 2009).

Besides providing protection and foraging areas for whales and green turtles, the inlets and bays of southern Santa Catarina are also important fishing grounds. The Santa Catarina artisanal fishers traditionally use gillnets, hand-jigs and beach seines, and target primarily fish and squid (Nunes 2011). Santa Catarina state is responsible for

25% of national marine capture and employs 38,934 fishers, 95% of those being artisanal (MPA/IBGE 2011, Martins 2012).

Approximately 20 unique artisanal fishing communities were identified in the towns of Garopaba, Imbituba and Laguna, all located within de APABF. One of these communities, located at the geographical limit between Laguna and Imbituba (Figure 1) is Itapirubá (28 ° 20'12 .5 "S, 48 ° 41'59 .3" W, Figure 1). Its fishing fleet overlaps with the four most relevant fisheries at the region: bluefish (*Pomatomus saltatrix*), mullet (*Mugil liza*), whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) and flounder (*Paralichthys orbignyanus*), and operates within an area of about 500 km² surrounding the community. These species are important resources for both artisanal and industrial local fisheries due their abundance and economical value (Lucena & Reis 1998, Lucena & O'Brien 2005, Sardiña & Cazorla 2005, Andriguetto-Filho et al. 2009, Nunes et al. 2011, Horta & Defeo 2012). Assessing the threats that these fisheries represent to sea turtles foraging at the area can help inform strategies directed to the conservation of these animals within the APABF.

In this manner, this study aimed to investigate the incidental capture and mortality of green turtles by Itapirubá's artisanal fishing activities, and to quantify the potential and effective threats of the four most important fisheries on these animals.

Materials and Methods

From February 2011 to November 2013, 380 sampling days were randomly selected in order to cover all seasons and obtain an unbiased representation of the fishing effort deployed by the Itapirubá artisanal fleet. On each sampling day the landings of all fishing boats, accompanied by onboard observers whenever possible,

were monitored. Each landing was defined as a trip of an artisanal fishing boat, which for the Itapirubá fleet does not exceed 24 hours.

The fishing area of this community is limited to waters close to Itapirubá, with its outer boundaries defined by Santana Island (8 km North), Dos Lobos Island (12 km South) and Tacami Island (25 km East), covering ca. 500 km² (Figure 1). Landings were categorized by season (4), fishery type (4) and the occurrence (yes/no) of incidentally-captured sea turtles.



Figure 1. Map of the study area, in the southern portion of Santa Catarina state, and its artisanal communities (black circles). Dotted lines denote the fishing area of Itapirubá community. 1: Araras Island; 2: Tacami Island; 3: Dos-Lobos Island.

To assess the potential and actual threats of fishing operations to local sea turtles, a Bayesian framework was used to compare incidental capture probabilities among the four types of fisheries (McCarthy 2007). This approach was chosen because it allows fair comparisons for small sample sizes, as was the case in this work. Since (Bayesian) inference based on posterior distributions is the complete expression of all remaining uncertainties after the inclusion of observed data, statistical analyses can be operated in the same manner irrespective of sample size.

Our sample consisted of all (n) incidentally captured turtles, where each turtle was characterized by the random vector:

$$X_j = (x_{j1}, x_{j2}, x_{j3}, x_{j4})$$

Where $j = 1, 2, \dots, n$ with $x_{ji} = 1$, for fishery i in which the j -th turtle was captured;
 $x_{ji} = 0$, for all other fisheries.

Hence, X_j has a Multinomial distribution with parameter $\Theta = (\theta_1, \theta_2, \theta_3, \theta_4)$, where $\theta_i \geq 0$ denotes the probability that the incidental capture was performed by fishery i . Also, $\sum_{i=1}^4 \theta_i = 1$, since only turtles captured by these four fisheries were considered. A prior probability for Θ was modeled by a Dirichlet distribution (Gelman et al. 1995) symbolized by

$$\Theta \sim \text{Dirichlet}(A = (\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3, \alpha_4))$$

Where the parameters $\alpha_i > 0$ are positive real numbers and $\alpha_0 = \sum \alpha_i$. Within a Bayesian context the Multinomial and Dirichlet distributions form a conjugate family of

distributions, meaning that the posterior distribution will also be Dirichlet but with updated parameters, according to the observed data.

The likelihood becomes:

$$L(\Theta) = \prod_{j=1}^n \frac{n!}{y_1! y_2! y_3! y_4!} \theta_1^{y_1} \theta_2^{y_2} \theta_3^{y_3} \theta_4^{y_4},$$

where $y_i = \sum_{j=1}^n x_{ji}$ is the total number of turtles captured in fishery i .

To describe prior uncertainty of the parameter (Θ) , the Dirichlet distribution was used with $\alpha_0 = 4$ as would be for the standard non-informative prior, for which all α_i s are set equal to one. But here unequal α_i s were used to reflect the proportion of monitored landings for each fishery. These prior parameters reflect our assumption that, if all four fisheries equally threaten green turtles, then given that an incidental catch occurred, the expected probability that it came from any such fishery should be equal to the proportion of monitored landings from that fishery.

The posterior distribution for Θ , is Dirichlet with $A^* = (\alpha_1^*, \alpha_2^*, \alpha_3^*, \alpha_4^*)$, where $(\alpha_i^* = \alpha_i + y_i)$ for $i = (1, 2, 3, 4)$ (Gelman et al. 1995). The marginal posterior distribution for each θ_i is a Beta distribution, $\theta_i \sim \text{Beta}(\alpha_i^*, \alpha_0^* - \alpha_i^*)$, where $\alpha_0^* = \sum_{i=1}^4 \alpha_i^*$.

Posterior upward/downward variation in these probabilities due to the information contained in observed data would indicate comparatively higher/lower capture threats by the respective fishery. We termed this prior to posterior difference in capture probability the **potential threat** and used it to assess the relative risk of each fishery to turtles. Furthermore, assuming that the sampled fishing days are an unbiased representation of the overall fishing effort, then these marginal posterior distribution are

estimates of the effective incidental capture probabilities for each fishery, in the sense that fishing intensity (effort) and capture risk are both combined to compose what we called the **effective threat**.

Turtle handling

Curved carapace length (CCL) notch to tip (CCLn-t) of all incidentally captured turtles was measured using a flexible measuring tape (± 0.1 cm). Turtles were tagged with Inconel tags (Style 681, National Band and Tag Company, Newport, KY, provided by Projeto Tamar-ICMBio), between the first and second scale of each rear flipper. Turtle maturity was assessed using the smallest registered CCL of a nesting female in the largest and closest green turtle nesting area (Trindade Island, Brazil) as a threshold (CCL = 90.0 cm; Almeida et al. 2011).

Results

Between February 2011 and November 2013, 192 fishery landings were reported (Table I) by ten wooden “open mouth” vessels, each with between 8 and 11 meters length, equipped with an outboard engine (18 – 60 HP), a citizens band (CB) radio, and an echo-based fish-finder. The Itapirubá artisanal fleet also uses four paddle-powered boats, called “*caícos*,” that support purse-seining operations. Observers were onboard in 20% of reported fishery landings (40 fishing operations).

Table I. Fishery landings reported for each season by the main fisheries of the Itapirubá community, Santa Catarina, Brazil. *c* denotes closed fishery periods.

Fisheries	Bluefish	Mullet	Whitemouth croaker	Flounder	Total
Summer	<i>C</i>	<i>C</i>	0	6	6
Autumn	10	36	0	3	49
Winter	62	0	0	2	65
Spring	14	<i>C</i>	51	8	73
Total	86	36	51	19	192

The bluefish fishery was reported in 86 landings (45%) during autumn, winter and spring, using driftnets usually from sunset until sunrise, with soak times from 0.5 to 2 hours (Table II). In 51 landings (27%), whitemouth croaker was the targeted species during spring, using bottom-sets deployed on the sandy bottom, parallel to the coastline, for 2 to 6 hours. The mullet fishery is the only one in which active fishing techniques are used, and was reported in 36 fishery landings during autumn (19%). In this fishery, mullet schools are gradually encircled with a seine net, and then towed into a circle and drawn by ten fishers. In 19 fishery landings (9%), flounders were targeted using bottom-sets associated with rocky points during 6 to 24 hours, operated by only one fisher (Table II).

Table II. Characteristics of the main fisheries of the Itapirubá community, Santa Catarina, Brazil.

Fisheries	Bluefish	Mullet	Whitemouth croaker	Flounder
Period	1 March – 30 Nov	15 May – 15 July	Year-round	Year-round
Boats	5	5	7	1
Fishing type	Gillnet	Seine-net	Gillnet	Gillnet
Fisher/boat	4-6	9-11	4-6	1-2
Fishing method	Driftnet	Purse-seine	Bottom-set	Bottom-set
Net material	Nylon monofilament	Nylon monofilament	Nylon monofilament	Nylon monofilament
Soak time (hours)	0.5 – 2	0.75 – 2	2 – 6	6 – 24
Mesh size/stretched (mm)	80/90	110	120/140	180/200
Net height (min – max, m)	10 – 20	40 – 50	3 – 5.5	3 – 5
Net length (min – max, m)	1500 – 2500	350 – 1000	100 – 1850	1000 – 2600
Substrate type	Sandy and Rocky	Sandy	Sandy	Sandy and Rocky
Depth (m)	10 – 35	10 – 35	15 – 20	5 – 15

In the 192 fishery landings, $n = 11$ green turtles were incidentally captured (Table III). With the exception of one dead turtle captured in the flounder fishery in summer, all others were captured alive.

Table III. Green turtles captured by the main fisheries of the Itapirubá community, Santa Catarina, Brazil, by season.

Fisheries	Bluefish	Mullet	Whitemouth croaker	Flounder	Total
Summer	-	-	-	2	2
Autumn	0	1	-	0	1
Winter	2	-	-	1	3
Spring	3	-	1	1	5
Total	5	1	1	4	11

When evaluating the change in prior to posterior estimation of capture probabilities (Figure 5, Table IV), the flounder fishery displayed the strongest change in distribution (prior mean = 0.09 and posterior mean = 0.28), indicating the highest potential threat. There was almost no change between the prior distribution and posterior distribution for the bluefish fishery, while the mullet and whitemouth croaker fisheries had lower posterior distributions when compared to the prior distribution.

Albeit presenting different capture probabilities (represented by the posterior marginal distributions), all Itapirubá fisheries have the potential to incidentally capture green turtles (i.e., have positive estimated capture probabilities, Figure 6). However, the effective threat was highest in the bluefish fishery (bluefish posterior mean = 0.45 in comparison to flounder posterior mean = 0.28). This can be partially explained by the higher number of landings reported for the bluefish fishery.

Table IV. Bayesian Inference Parameters and Statistical summaries used to assess incidental capture threat and effective threat for the main fisheries of the Itapirubá community, Santa Catarina, Brazil

Fisheries	Bluefish	Mullet	Whitemouth croaker	Flounder
Prior (α_i)	1.79	0.75	1.07	0.39
Data (Caught turtles)	5	1	1	4
Posterior (α_i)	6.79	1.75	2.07	4.39
Prior (Mean)	0.45	0.19	0.27	0.09
Posterior (Mean)	0.45	0.09	0.12	0.28
Posterior Credible Interval (95%)	[0.21- 0.69]	[0.01-0.31]	[0.019- 0.34]	[0.1- 0.53]

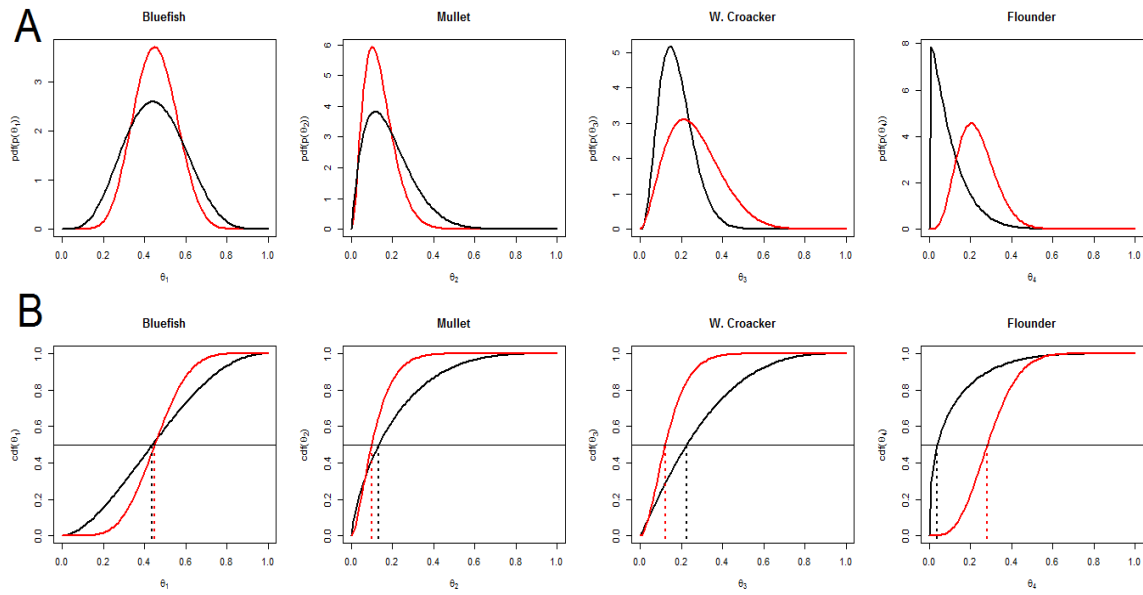


Figure 5. (A) Prior (black line) and Posterior (red line) marginal density distributions and (B) Prior (black line) and Posterior (red line) cumulative marginal distribution functions (dotted lines indicate the medians) for each fishery of the Itapirubá community, Brasil.

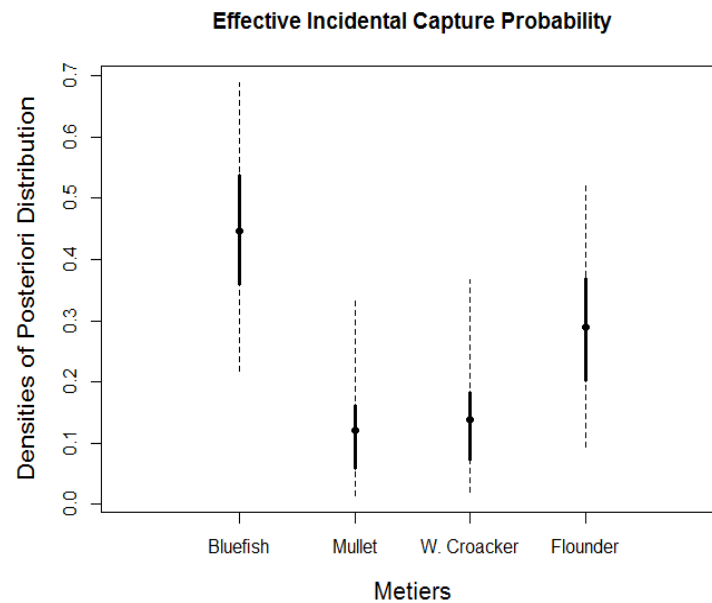


Figure 6. Effective Incidental Capture Probability (effective threats): summaries of marginal posterior distributions for each fishery. Bold and dotted lines denote respectively 50% and 95% credibility intervals; the dot within the bold line indicates the posterior median.

All captured turtles measured below 90.0 CCL and were therefore considered juveniles. Fourteen green turtles were identified and tagged; additionally, three green turtles were tagged before the start of our sampling period. The average size of captured turtles was 38.0 ± 4.63 cm CCL, ranging from 30.4 cm to 46.4 cm.

Discussion

The present study highlights the effective and potential threats for green turtles by each fishery of the Itapirubá community. All captured turtles were juveniles, which is in accordance with the high number of juvenile green turtles observed in other areas of the South West Atlantic Ocean (Gallo et al. 2006, Gonzalez-Carmen et al. 2011, Reisser et al. 2013). The combination of season, fishing area, fishing gear, soak time, and mesh size had direct effects on relative risk to green turtles by each fishery of the community.

The Fishing Calendar of the Itapirubá community presents a bimonthly pattern. In the first two periods the bluefish fishery is closed and fishing effort is reduced, with only sporadic landings targeting flounder. The four following periods represent 91% of landings reported by the artisanal fishery fleet, targeting, in sequence, mullet (May to July), bluefish (July to August), w. croacker (September to October) and bluefish (October to November). Despite the seasonal variation in the fishery effort, all fisheries recorded the occurrence of green turtle bycatch. Turtle bycatch in the types of fishing gear used in the Itapirubá fishery (gillnets and encircling nets) has been previously observed at other foraging areas (Gallo et al. 2006, Murray 2009).

Among the four major fisheries, the one targeting flounder presented highest potential threat on local green turtles. This fishery has also been identified as a threat to sea turtle stocks at other areas (Epperly et al. 1995, Byrd et al. 2011, Lopez-Barrera et al. 2012).

The flounder fishing grounds include coastal areas with algae-covered rocky reefs that are heavily visited by sea turtles. The used fishing gear can also influence the probability of incidental turtle capture, likely due to a combination of net soak time and mesh size (Epperly et al. 1995). The nets used by the flounder fishery have a greater mesh size and are soaked for longer periods compared to other Itapirubá fisheries. These two factors were shown to present high positive correlation with incidental turtle capture at Paranaguá Bay, Southern Brazil (Lopez-Barrera et al. 2012).

The combination of potential threat and fishery effort had the largest influence on the effective threats of each fishery. The bluefish fishery reported the greatest fishing effort and therefore the highest effective capture of green turtles. However, the elevated

survival rates of turtles, possibly due to low net soak times, suggest that the bluefish fishery does not represent high risk at the region.

Although presenting the highest potential threat, the flounder fishery is not prominent at Itapirubá, and therefore represents the second highest effective threat on local green turtles. However, this fishery was the only one to report mortality of green turtles. Conversely, the other three fisheries apparently presented a lower direct threat to local populations because of the lower rate of incidental capture and the absence of reported turtle mortalities. In addition to an increased probability of incidental capture, other studies have reported that for incidentally captured sea turtles, mortality rate is positively correlated to the time that gear remains in the water (Henwood & Stuntz 1987, Oravetz 1999, Lee Lum 2006, Sasso & Epperly 2006, Lezama 2009, Lopez-Barrera et al. 2012).

The high rates of sea turtle bycatch and mortality in coastal gillnet fisheries have become a global concern, and identifying the most harmful fisheries and developing bycatch reduction technologies (BRTs) are of utmost importance to reduce incidental capture (Lewison et al. 2013). A variety of BRTs, such as float line modifications, alteration of net tie-downs, use of at-sea advisory programs, and net illumination have been tested to reduce incidental capture and mortality of sea turtles (Gilman et al. 2009, Wang et al. 2010, Wang et al. 2013). However, the high cost of implementing these solutions makes them unfeasible in many small fisheries. There is a clear need to find alternative solutions and incentives that will encourage artisanal fishermen to engage in potential bycatch solutions (Lewison et al. 2013). Engaging fishermen, fishing cooperatives, and the communities in which they live may be essential for reducing sea turtle bycatch (Gutierrez et al. 2011). Fishermen should be encouraged to decrease the

soak time of the flounder fishery, checking the net several times per day. Although this approach does not reduce capture probability, it would likely diminish mortality rates of captured green turtles. In addition to reducing mortality, reduced soak times could help in monitoring landings, leading to a more efficient capture-mark-recapture program and improved population and trend assessments.

The Itapirubá artisanal fishery fleet targets mainly bluefish, w. croaker and mullet, and apparently present little threat to local green turtle populations, as indicated by the low rates of incidental capture and the absence of reported turtle mortalities. The flounder fishery however could be an important threat to green turtles at Itapirubá. Although not prominent at the area, the flounder fishery effort can be much higher in other communities, highlighting the importance of identifying these fisheries and quantifying their impacts. Therefore, the development of a monitoring program for the flounder fishery, along with the determination of adequate mitigation measures, are important tools for the conservation of green turtles at Itapirubá, as well as other artisanal fishery communities within and adjacent to the APABF, Santa Catarina state, Brazil.

References

- Almeida, A. P., Moreira, L. M. P., Bruno, S. C., Thomé, J. C. A., Martins, A. S., Bolten, A. B. & Bjorndal, K. A. 2011. Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. **Endangered Species Research**, 14:193-201.
- Andriguetto-Filho, J. M., Krul, R. & Feitosa, S. 2009. Analysis of natural and social dynamics of fishery production systems in Paraná, Brazil: implications for management and sustainability. **Journal of Applied Ichthyology**, 25: 277-286.

- Byrd, B. L., Hohn, A. A. & Godfrey, H. M. 2011. Emerging fisheries, emerging fishery interactions with sea turtles: A case study of the large-mesh gillnet fishery for flounder in Pamlico Sound, North Carolina, USA. **Marine Policy**, 35: 271-285.
- Casale, P., 2010. Sea turtle by-catch in the Mediterranean. **Fish and Fisheries**, 12(3): 299-316.
- Chuenpagdee, R., Morgan, L. E., Maxwell, S. M., Norse, E. A. & Pauly, D. 2003. Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in US waters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 10(1): 517-524.
- Epperly, S. P., Braun, J., & Veishlow, A. 1995. Sea turtles in North Carolina waters. **Conservation Biology**, 9(2), 384-394.
- Fiedler, F. N., Sales, G., Giffoni, B. B., Monteiro-Filho, E. L. A., Secchi, E. R. & Bugoni, L. 2012. Driftnet fishery threats sea turtles in the Atlantic Ocean. **Biodiversity and Conservation**, 21: 915-931.
- Finkbeiner, E. M., Wallace, B. P., Moore, J. E., Lewison, R. L., Crowder, L. B., & Read, A. J. 2011. Cumulative estimates of sea turtle bycatch and mortality in USA fisheries between 1990 and 2007. **Biological Conservation**, 144: 2719-2727.
- Gallo, B. M. G., Macedo, S., Giffoni, B. B., Becker, J. H. & Barata, P. C. R. 2006. Sea turtle conservation in Ubatuba, Southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. **Chelonian Conservation and Biology**, 1: 93-101.
- Gelman, A., Carlin, J., Stern, H. & Rubin, D. 1995. **Bayesian data analysis**. Chapman and Hall, New York, 320p.

- Gilman, E., Gearhart, J., Price, B., Eckert, S., Milliken, H., Wang, J., Swimmer, Y., Shiode, D., Abe, O., Peckman, H., Chaloupka, M., Hall, M., Mangel, J., Alfaro-Shigueto, J., Dalzell, P. & Ishizaki, A. 2009. Mitigating sea turtle bycatch in coastal passive net fisheries. **Fish and Fisheries**, 11(1): 57-88.
- González-Carman, V., Álvarez, K., Prosdocimi, L., Inchaurreaga, M. C., Dellacasa, R. F., Faiella, A., Echenique, C., González, R., Andrejuk, J., Mianzan, H., Campagna, C. & Albareda, D. A. 2011. Argentinian coastal waters: a temperate habitat for three species of threatened sea turtles. **Marine Biology Research**, 7: 500-508.
- Gutierrez, N. L., Hilborn, R. & Defeo, O. 2011. Leadership, social capital and incentives promote successful fisheries. **Nature**, 470:386-389.
- Henwood, T. A. & Stuntz, W. E. 1987. Analysis of sea turtle captures and mortalities during commercial shrimp trawling. **Fishery Bulletin**, 85(4): 813-817.
- Horta, S. & Defeo, O. 2012. The spatial dynamics of the whitemouth croaker artisanal fishery in Uruguay and interdependencies with the industrial fleet. **Fisheries Research**, 125: 121-128.
- IUCN. 2013. **The IUCN Red List of Threatened Species**, accessible at <http://www.iucnredlist.org> (Accessed 10/10/2013).
- Lee Lum, L. 2006. Assessment of incidental Sea Turtle catch in the artisanal gillnet fishery in Trinidad and Tobago, West Indies. **Applied Herpetology**, 3: 357-368.
- Lewison, R. L., Crowder, L. B., Read, A. J. & Freeman, S. A. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. **Trends in Ecology & Evolution**, 19: 598-604.

- Lewison, R., Wallace, B., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J. C., Maxwell, S. M. & Hazen, E. L. 2013. Fisheries bycatch of marine turtles. *In*: Wyneken, J., Lohmann, K. J. & Musick, J. A. **The Biology of Sea Turtles, Volume III**. CRC Press, Boca Raton, 329-351.
- Lezama C, 2009. Impacto de la pesquería artesanal sobre la tortuga verde (*Chelonia mydas*) en las costas del Río de la Plata exterior. **MSc. Thesis**. Universidad de la República, Montevideo, Uruguay, 82p.
- López-Barrera, E. A., Longo, G. O. & Monteiro-Filho, E. L. A. 2012. Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil. **Ocean and Coastal Management**, 60: 11-18.
- Lucena, F. M. & Reis, E. G. 1998. Estrutura e estratégia de pesca da anchova *Pomatomus saltatrix* (Pisces: Pomatomidae) na costa do Rio Grande do Sul. **Atlântica**, 20: 87-103.
- Lucena, F. & O'Brien, C. 2005. The consequences of different scenarios in the management of the gillnet and purse-seine fisheries targeting *Pomatomus saltatrix* and *Cynoscion guatucupa* in southern Brazil: a bio-economic approach. **ICES Journal of Marine Science**, 62: 201-213.
- Martins, A. 2012. Das baleias aos humanos: interfaces da apropriação da área de proteção ambiental da baleia franca. MSc. Thesis. Centro de Filosofia e Ciências Humanas da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 268p.
- McCarthy, M. A. 2007. **Bayesian methods for ecology**. Cambridge University Press, New York, 293 p.

- MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2007. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. - Brasília: MMA, 2007. **Série Biodiversidade**, 31: 328 p.
- MPA/IBGE. 2011. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura, Brasil 2008-2009**. 99p.
- Moore, J. E., Wallace, B. P., Lewison, R. L., Zydelis, R., Cox, T. M. & Crowder, L. B. 2009. A review of marine mammal, sea turtle and seabird bycatch in USA fisheries and the role of policy in shaping management. **Marine Pollution Bulletin**, 33: 435-451.
- Nunes, D. M., Hartz, S. M. & Silvano, R. A. M. 2011. Conhecimento ecológico local e científico sobre os peixes na pesca artesanal no sul do Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 37(3): 209-223.
- Oravetz, C. A. 1999. Reducing incidental catch in fisheries. In: Eckert, K. L., Bjørndal, K. A., Abreu-Grobois, F. A. & Donnelly, M. (Eds.). **Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles**, IUCN SSC Sea Turtle Specialist Group publication, 4: 189-193.
- Pereira, M. D., Schettini, C. A. F. & Omachi, C. Y. 2009. Caracterização de feições oceanográficas na plataforma de Santa Catarina. Através de imagens orbitais. **Brazilian Journal of Geophysics**, 27: 81-93.
- Reisser, J. W., Proietti, M. C., Sazima, I., Kinas, P. G., Horta, P., Secchi, E. R. 2013. Feeding ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) at rocky reefs in western South Atlantic. **Marine Biology**. DOI 10.1007/s00227-013-2304-7.

- Sardiña, P. & Cazorla, A. L. 2005. Trophic ecology of the whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in south-western Atlantic waters. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 85: 405-413.
- Sasso, C. R. & Epperly, S. P. 2006. Seasonal sea turtle mortality risk from forced submergence in bottom trawls. **Fisheries Research**, 81: 86-88.
- Vélez-Rubio, G. M., Estrades, A., Fallabrino, A. & Tomás, J. 2013. Marine turtle threats in Uruguayan waters: insights from 12 years of stranding data. **Marine Biology**, 160: 2797-2811.
- Wallace, B. P., Heppell S. S., Lewison R. L., Kelez S. & Crowder L. B. 2008. Impacts of fisheries bycatch on loggerhead turtles worldwide inferred from reproductive value analyses. **Journal of Applied Ecology**, 45: 1076-1085.
- Wallace, B. P., Lewison, R. L., McDonald, S. L., McDonald, R. K., Kot, C. Y., Kelez, S., Bjorkland, R. K., Finkbeiner, E. M., Helmbrecht, S. & Crowder, L. B. 2010a. Global patterns of marine turtle bycatch. **Conservation Letters**, 3(3) 131-142.
- Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Hurley, B. J., Finkbeiner, E. M., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., Hutchinson, B. J., Abreu-Grobois, F. A., Amorocho, D., Bjorndal, K. A., Bourjea, J., Bowen, B. W., Dueñas, R. B., Casale, P., Choudhury, B. C., Costa, A., Dutton, P. H., Fallabrino, A., Girard, A., Girondot, M., Godfrey, M. H., Hamann, M., López-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M. A., Mortimer, J. A., Musick, J. A., Nel, R., Pilcher, N. J., Seminoff, J. A., Troëng, S., Witherington, B. & Mast, R. B. 2010b. Regional Management Units for Marine Turtles: A Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. **PLoS ONE**, 5(12): e15465, 1-15.

- Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., Hutchinson, B. J., Alberto Abreu-Grobois, F., Mortimer, J. A., Seminoff, J. A., Amorocho, D., Bjørndal, K. A., Bourjea, J., Bowen, B. W., Dueñas, R. B., Casale, P., Choudhury, B. C., Costa, A., Dutton, P. H., Fallabrino, A., Finkbeiner, E. M., Girard, A., Girondot, M., Hamann, M., Hurley, B. J., López-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M. A., Musick, J. A., Nel, R., Pilcher, N. J., Troëng, S., Witherington, B. & Mast, R. B. 2011. Global Conservation Priorities for Marine Turtles. **PLoS ONE**, 6(9): e24510, 1-14.
- Wang, J., Fisler, S. & Swimmer, Y. 2010. Developing visual deterrents to reduce sea turtle bycatch in gill net fisheries. **Marine Ecology Progress Series**, 408: 241-250.
- Wang, J., Barkan, J., Fisler, S., Godinez-Reyes, C. & Swimmer, Y. 2013. Developing ultraviolet illumination of gillnets as a method to reduce sea turtle bycatch. **Biology Letters**, 9(5): 20130383, 1-4.
- Zollett, E.A., 2009. Bycatch of protected species and other species of concern in US east coast commercial fisheries. **Endangered Species Research**, 9: 49-59.

7.2. Artigo 2: RELATIVE SEASONAL ABUNDANCE OF JUVENILE GREEN TURTLE (*Chelonia mydas*) IN THE TEMPERATE FORAGING AREA OF CERRO VERDE, URUGUAY

Submetido à *Endangered Species Research*

Gustavo Martinez-Souza¹², Gabriela Vélez-Rubio¹, Andrés Estrades¹³, Bradley

MacDonald¹ & Paul G. Kinas⁴

¹ Karumbe ONG – Montevideo, Uruguay (gustavo@caminhomarinho.org).

² Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Universidade Federal do Rio Grande (FURG) – Rio Grande, RS, Brasil;

³ Museo Nacional de Historia Natural – Montevideo, Uruguay

⁴ Laboratório de Estatística Ambiental (LEA), Instituto de Matemática, Estatística e Física (IMEF), FURG – Rio Grande, RS, Brasil.

Running page head: seasonal trends of juvenile green turtles

Abstract. In Uruguay, one of the main foraging grounds for green turtles (*Chelonia mydas*) is the Coastal-Marine Protected Area (CMPA) of Cerro Verde. To characterize the occurrence and abundance trends of juvenile green turtles throughout the year in this foraging area, the present work investigated the relative seasonal abundance of turtles, population size structure, presence of fibropapilloma (FP) and benthonic epibionts communities, body condition index, body temperature and the relationship of these parameters with different scenario (SST, seasons, sites, wave and wind). In 162 sampling days, a total of 675 turtles were intentionally captured with nets on 703 occasions. Green turtles with curved carapace lengths (CCL) ranging from 29.0 to 61.5 cm were captured in water temperatures between 13 and 27°C. While turtles were present throughout the year, their relative abundance varied seasonally, suggesting that

the SST of 14-15°C may be a thermal activity threshold for the species in the region. The highest and lowest relative abundance, Late Autumn and Early Spring seasons respectively, presents SST ranged from 14°C to 20°C and, therefore the ratio between the expected values would be close to 1:1. However, the difference between predicted relative abundance of turtles before and after winter was 30%. This seasonal variation in relative abundance may be a combination of two strategies: (1) some turtles undertake seasonal migrations to alternate coastal foraging grounds with preferred thermal habitats (*seasonal green turtle stock* – associated as presence of FP); or (2) other turtles remain in the same foraging region and overwinter on the sea floor, either in dormancy or brumation (*resident green turtle stock* – associated as presence of benthonic epibionts). Although this was not a long period (3 years), our results (relative abundance, BCI, presence of FP and epibionts) indicate that relative abundance oscillates over time and that number of turtles in Cerro Verde currently appears not decreases.

Key-words: *population ecology, relative abundance, thermal activity threshold, marine protected area*

Introduction

Green turtles (*Chelonia mydas*) are distributed circumtropically in a range of environments that may lead to great variation and plasticity in their behaviors, including feeding patterns (Wallace et al. 2010, Guebert-Bartholo et al. 2011, Nagaoka et al. 2012, Jones & Seminoff 2013). The northernmost and southernmost limits in green turtles distribution are related to seasonal changes in Sea Surface Temperature (SST), photoperiod and food availability (Williard 2013). Consequently, the SST can directly influence the occurrence of green turtles, their abundance, their somatic growth and body condition index as the occurrence of diseases.

It is known that juvenile green turtles under thermal stress have adopted seasonal patterns of migrations to live under better conditions (Morreale et al. 1992, Epperly et al. 1995, Musick and Limpus 1997). However, have been documented the occurrence of green turtles year-round at several subtropical foraging sites. Lopez-Castro et al. 2010 and Senko et al. 2010, studying foraging grounds in the eastern Pacific revealed that immature green turtles are resident throughout the year in these areas. Mendonça (1983) tracking the movements of juvenile in a subtropical lagoon (Florida – USA) found an active and continuous foraging between 34°C and 18°C of SST. Read et al. (1996) studying an Australian subtropical bay (Moreton Bay - Queensland) observed during the winter that the year-round green turtles were active when the SST was between 15.0 – 20.5°C.

While some studies have shown that some adult keep the body temperature around 3.7 to 8°C above the ambient (Standora et al. 1982), several other studies have shown that the temperature of juvenile body reflect the environmental fluctuation with consequently influence of SST in the activity of metabolism (Read et al. 1996, Southwood et al. 2003a). Felger et al. 1976 and Seminoff 2000 observed that under lower SST (14°C-15°C) green turtles cease the feeding and become sluggish or dormant (inactivity threshold). Complex benthic/neritic communities, sea turtles epibionts, are used as the most evidence of relatively sedentary (Frick et al. 2000). Colonization by small motile organisms requires sessile, sedentary forms that offer small gaps and crevices for settlement; in this regard, the carapace of a sedentary turtle on the sea floor resembles the adjacent benthic environment (Williard 2013), known as facultative commensalism (Wahl & Mark 1999).

The body condition index (BCI) of green turtle, was also proposed as a compensatory response to evaluate the density-dependent effects of sea turtle populations (Bjorndal et al., 2000). The authors proposed that the positively correlation of the condition index (mass/(SCL)) of green turtles with mean annual growth rates and the negatively correlations with populations density, indicate that the green turtles were nutrient limited during periods of low growth and high population densities. Kock et al. (2007) suggested that relative abundance (e.g., catch per unit effort) have direct effects on BCI and could be used to test seasonal and annual trends.

Neoplastic disease of marine turtles that causes external fibroepithelial (fibropapilloma - FP) and internal fibromatous tumors have been associated with the presence of ecto-parasites (Greenblatt et al. 2004), pollution (Santos et al. 2010, Torezani et al. 2010), ingestion of microalgae (Van Houtan et al. 2010), and water temperature (Haines & Kleese 1977). That way, the relationship between the degradation of coastal environments with this disease could be used a good indicator of ecosystem health (Aguirre & Lutz 2004).

Foraging grounds for juvenile green turtles have been documented in several areas across the Southwestern Atlantic Ocean (Gallo et al. 2006, Gonzalez-Carman et al. 2012). The higher abundance happened in shallow waters (0–5 m) that promote the growth of their preferred macroalgae for foraging (Reiser et al. 2013). In Uruguay, juvenile green turtles have a continuous distribution along the Rio de la Plata estuary and the Atlantic coast, where important foraging grounds have been documented in Canelones, Maldonado and Rocha Departments (Figure 1, Vélez-Rubio et al. 2012). All of these foraging grounds are characterized by rocky reefs and sandy beaches with a high abundance and diversity of macroalgae (López-Mendilaharsu et al. 2006). Within

Rocha Department, one of the main foraging grounds for green turtles is the Cerro Verde area. Cerro Verde was included as a Coastal-Marine Protected Area (CMPA) in the National System of Protected Areas in 2011. The NGO Karumbé (Uruguayan Sea Turtle Conservation Program) has conducted seasonal monitoring of green turtles in Cerro Verde since 2001 and found several threats to juvenile green turtles in the area (Velez-Rubio et al. 2013). Although it is known that Cerro Verde is an important summer foraging area for juvenile green turtles, it remains unknown if (and how many) green turtles are present year-round in Cerro Verde.

In light of the above, the objectives of the present study were to investigate: (1) relative seasonal abundance of green turtles on different oceanographical scenario (SST, wave, wind, local currents); (2) the presence of benthonic epibionts on green turtles; (3) population size structure and size differences among different seasons, years and sites; (4) the relationship between presence of FP on green turtles and covariates (month, year, capture site and turtle size); (5) the relationship between body condition index on green turtles and covariates (month, year, capture site and turtle size); and (6) the relationship between SST and turtle body temperature in the southern temperate foraging ground of Cerro Verde CMPA, Uruguay.

Materials and Methods

Study Area

The Cerro Verde CMPA (33°56'S 53°30'W) is located in the northeastern coast of Uruguay, covering about 510 km² of marine-coastal ecosystem (Figure 1). The region is a hotspot for a variety of ecologically and economically important species, including marine mammals, sea turtles, seabirds, sharks, and rays. It's also harbors hard-substrata benthic fauna, dominated by mussels and/or macro-algae (Borthagaray &

Carranza 2007). The coastline is comprised of sandy beaches (1-20 km long) separated by rocky capes and is subjected to semidiurnal tides with low amplitude (< 0.5 m), mostly controlled by a meridional wind component. An along shore current transports sediment southward; southern beaches are vast and open, while north beaches are eroded and form large bays. The study was conducted at two northern beaches associated with rocky reefs along the CMPA: Pesquero and Cerro Verde Norte (Figure 1). Pesquero is associated with Punta Coronilla, 2 km from Andreoni Canal, La Coronilla town. In the past, Punta Coronilla was the settlement of an artisanal fishing community. The second and most heavily sampled beach was Cerro Verde Norte, 5 km from Andreoni Canal. Cerro Verde Norte is associated with the Cerro Verde rocky reef, which lies in the center of the CMPA.

The average depths in both bays are less than 5m, with a prevalence of large intertidal and shallow water areas. Depth varies seasonally about 1 meter and is greatest in summer, when sediment is concentrated in shoots and lowest in winter, when sediment is more evenly spread. These trends are dynamic across multiple temporal scales. Local weather is strongly affected by frontal systems, which are more frequent in winter and early spring (Cavalcanti & Kousky 2003). The subtropical waters in the Southwestern Atlantic Ocean present variations of over 15°C in temperature throughout the year (minimum 8°C , maximum 27°C) (Acha et al. 2004). The SST in Cerro Verde CMPA is above 18°C between November-March, drops to 14 to 18°C from March to July and from September to November and reaches lower than 14°C from July to September (Martinez-Souza et al. 2011).

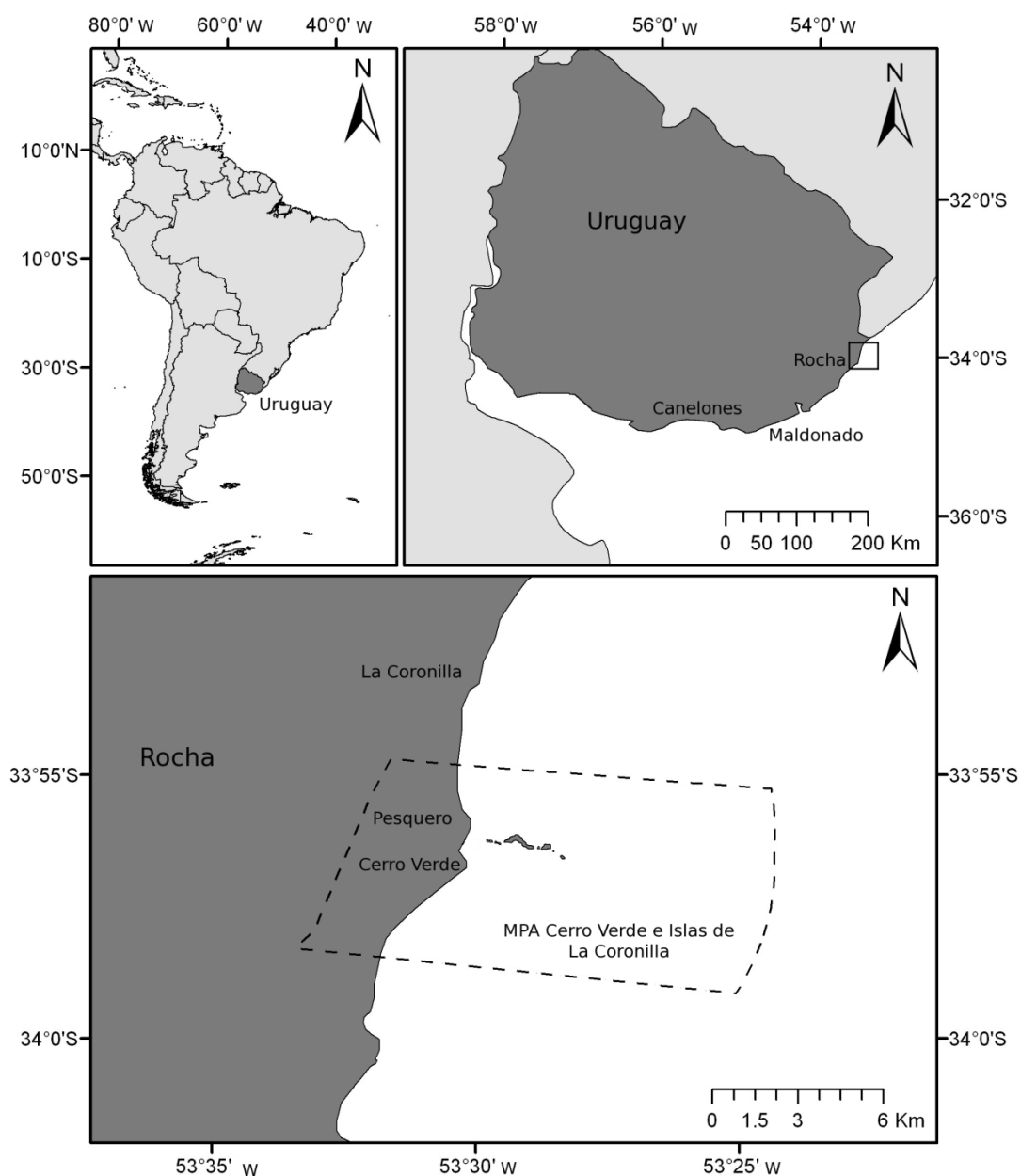


Figure 1. Coastal-Marine Protected Area of Cerro Verde and Islands in coastal waters of East Uruguay, Southwestern Atlantic Ocean. Dashed lines indicate the limit of CMPA

Sea turtle capture and measurements

The waters of study area are generally opaque due to sediments suspended in the water column and the choppy surface of the water caused by the local wind. These conditions make population census methods such as dive surveys and boat-based

transects impractical. Instead, from November 2009 to December 2012, green turtles were captured using entanglement nets (monofilament nylon, 50 m length x 3 m depth, stretched mesh size = 30 cm). In both capture sites, the net was fixed in the same place. In Pesquero, the approximate distance of deployed nets from shore ranged from 0 to 5 m and the water depth ranged from <1 to 3 m. In Cerro Verde Norte, the approximate distance of deployed nets from shore ranged from 30 to 50 m and the water depth ranged from 1.5 to 5 m. Nets were deployed perpendicular to wave direction by volunteers wearing wetsuits, boots, and flippers. Soak time was limited by oceanographic conditions and ranged from 0.5 to 12 h per sampling day. Nets were visually monitored all the times by multiple observers. When captured, turtles were removed from the net and taken ashore to be measured, weighed, tagged and released. When the turtle captured had epibionts on the carapace, the organisms were collected before the measurements. Only the occurrence of same specific epibionts was used as indicator of dormancy.

The Curved Carapace Length (CCL), notch to tip (CCLn-t) of all captured turtles were measure with a flexible measuring tape (± 0.1 cm) using the protocol described in Bolten (1999). All size measurements were made by the first author to avoid individual differences in measurement technique, a major source of error in growth data (Bjorndal & Bolten 1988). Turtle body mass were measured to the nearest 0.2 kg using a spring scale. Turtle was checked for flipper tags and, if untagged, inconel tags (Style # 681, National Band and Tag, Kentucky, USA) was applied to the trailing edge of the second large proximal scale of both front flippers.

Relative seasonal abundance

The catch per unit effort data can be used as an index of relative abundance (Ricker, 1958). In this study, the relative abundance was modeled based in a number of green turtles captured as a function of environmental variables using General Additive Models (GAM), being that effort inserted as offset (Hastie & Tibshirani 1990, Wood 2011). This method is based on the use of non-parametric smoothing functions that allow flexible description of complex species responses to environment (Leathwick et al. 2006). The GAM approach is an extension of the generalized linear model (GLM), a generalized linear model with a linear predictor involving a sum of smoothing functions of covariates (Mc-Cullagh & Nelder 1989, Wood 2006). This technique enables robust analysis of regression models with nonlinear covariate functional form and a range of non-normal error terms (Hastie & Tibshirani 1990). All GAMs were implemented using the *mgcv* library of R software (package version 1.7-5, Wood 2011, R Development Core Team 2013). Model selection was guided by Akaike's Information Criterion (AIC), where lower values as better-fitted models. For GAMs plots, the GAM response is centered on 0 to allow calculation of 95% confidence intervals, the y-axis is a relative scale, with a positive y-value on the plots, indicating a positive effect of that explanatory variable on the dependent variable and a negative y-value indicates a negative effect of that variable. As the range of the smoothed function indicates the relative importance of each predictor, all y-axes have been adjusted to approximately the same range to aid comparison of the predictors.

The following environmental variables were recorded at each field site for each sampling day: wind, wave period, wave height, alongshore current, rip current, sea level, SST and season. Wind was classified as: no wind (0), slow (1), moderate (2), strong (3) and very strong (4), as well as by its meridional (East = positive values, West

= negative values) and zonal components (North = positive values, South = negative values). Period was measured as the time between two wave peaks and was recorded nine times, with the two highest and lowest values discarded. The wave period was calculated as the average among the 5 remaining samples. Wave height was estimated in-water by individuals deploying the nets (± 0.25 m). Currents (alongshore and rip currents) were classified as absent (0) or present (1). These methods were considered an alternative for measuring abiotic data in the absence of more sophisticated equipment (Melo 1991). Sea level was measured as the level of shore exposure (± 0.25 m). The SST was measured *in-situ* using a mercury thermometer ($\pm 0.1^{\circ}\text{C}$). Season was recorded as Early Winter (July and the first half of August), Late Winter (the last half of August and September), Early Spring (October and the first half of November), Late Spring (the last half of November and December), Early Summer (January and the first half of February), Late Summer (the last half of February and March), Early Autumn (April and the last half of May) or Late Autumn (the first half of May and June). Sampling effort was considered to be the sum of effort units during a sampling day. One unit of effort was defined as 50 m of net soaking for one hour.

The relative seasonal abundance was predicted for different scenarios with the *predict.gam* function in *mgcv* library of R (Wood, 2011), representing the number of turtles captured during 3 hours when values for the other explanatory variables were fixed (SST = 15°C , NS = 0, EW = 0). To predict values throughout the sampled period values, three different days (100, 465, 830) with one year interval between each day were considered. The effort (3 h), SST (22°C), season (summer) and wind components (NS = 0, EW = 0) were fixed.

Population size structure

Population structure was analyzed using a Generalized Linear Model (GLMs) fitted with the following independent variables as predictors of CCL of green turtles captured in Cerro Verde: capture site, season, and year (Hastie & Tibshirani 1990). GLMs were fitted in R (R Development Core Team 2013), assuming a Gaussian distribution with an identity link function. Only first captures were used for the analyses of population structure (n=675) to avoid bias introduced by multiple recaptures. Size distribution was categorized by 1 cm (e.g., 29.0-29.9, 30.0-30.9) and constructed for each sampling site to determine the most abundant size classes and to evaluate size-based habitat segregation. Turtle maturity was assessed using the smallest recorded CCL of a nesting female in the largest and closest green turtle nesting area as a threshold, at Trindade Island, Brazil (CCL = 90.0 cm, Almeida et al. 2011).

Body condition Index - BCI

The BCI was calculated with the CCL and body mass measurements from each turtle, using the following formula (Bjorndal et al. 2000):

$$\text{BCI} = (\text{body mass}/\text{CCL}^3) * 10,000$$

The relationships between BCI and covariates were explored using GAMs. Month, year, CCL and capture site were included as candidate covariates. The degree of smoothness of model terms was estimated as part of fitting using penalized cubic regression splines. A Gaussian error model was used in the GAM analysis, with an identity link function.

Fibropapilloma - FP

A GAM was also used to investigate the relationship between the presence ofFPs and the same candidate covariates (month, year, CCL and capture site). Only the

presence of FP was considered and therefore a Binomial error model was used in the GAM analysis, with a logit link function.

Body temperature

Body temperature of green turtles was related with SST using Linear Model (LM). Body temperature was measured immediately after the capture by inserting a lubricated thermometer approximately 10 cm into the cloaca, allowing 1-2 minutes for equilibration. Immediately afterwards, SST was measured three times using the same thermometer at the nearby of the net. If two measurements were equal, the outlying measurement was discharged and when all three measurements were different, the average temperature was used.

Results

Relative seasonal abundance

From November 2009 to December 2012, captures effort were attempted during 724 days. However, many of these attempts to set nets and capture turtles were not successful due to weather and ocean conditions, resulting in 162 days in which nets were really set in the water. During these 162 effective sampling days, a total of 675 green turtles were caught on 703 capture occasions, employing a minimum of 589 units of effort (net/hour).

In Cerro Verde Norte, 437 turtles were captured in 80 sampling days, employing 229 units of effort (Figure 2A). While, in Pesquero, 265 turtles were captured in 82 sampling days, employing 360 units of effort (Figure 2B). Green turtles were captured in water temperatures ranging from 13°C to 27°C. The coldest recorded water temperature during a capture occasion was 10.5°C on 4 July 2011, with no turtles captured.

Out of 675 captured individuals, 51 green turtles had epibiotic organisms present on their carapace, plastron, head, and flippers. These organisms were primarily benthic species of intertidal and shallow subtidal communities of Cerro Verde CMPA, such as clams (*Mytilidae*), algae (*Ulva* spp.), and barnacles (*Amphibalanus improvisus*). Epibiotic organisms ranged from 12 g to 2255 g (Table I) and were most frequently observed after the Early Winter.

Table I. Summary of catch statistics from November 2009 to December 2012 in Cerro Verde CMPA, including number of capture occasions, total effort (1 unit of effort defined as 50 m of net soaking for 1 h) and total of sampling days, capture occasions with benthic epibionts and percentage of capture occasions with benthic epibionts.

Season	Capture occasions	Total Effort – h (Sampling days)	Capture occasions with epibionts	% Capture occasions with epibionts
Early Summer	263	176 (38)	12	4.6%
Late Summer	140	111 (30)	0	0%
Early Autumn	150	129 (36)	0	0%
Late Autumn	64	44 (12)	0	0%
Early Winter	3	39 (15)	0	0%
Late Winter	4	11 (5)	3	75%
Early Spring	29	46 (17)	23	79.3%
Late Spring	50	36 (13)	13	26%
TOTAL	703	589 (162)	51	7.25%

Based on the AIC values of competing models, was determined that the most appropriately fitted GAM model included the following smooth terms of explanatory variables as predictors of turtle abundance were: SST, season, day (sampled period), and the interaction between wind components (NS, EW; Table II). The explanatory power of this model was 78.1% (Figure 3, with each plot illustrating the nonlinear relationship between green turtle abundance and each explanatory variable).

Table II. Parameter estimates from the GAM to describe green turtle (*Chelonia mydas*) relative abundance as a function of covariate (Sea Surface Temperature (SST), season, days, and interactions between wind components) in Cerro Verde CMPA, Rocha, Uruguay, between November 2009 and December 2012. Edf = array of estimated degrees of freedom for the model terms; Ref.df = estimated

residual degrees of freedom; Chi.sq = array of test statistics for assessing the significance of model smooth terms; NS = meridional wind component; EW = zonal wind component; SST = Sea Surface Temperature.

MODEL - turtles captured ~offset(log(Effort)) + s(SST, bs = "cs") + s(NS, EW) + s(Season, k = 8) + s(Day)					
	Name	Edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
Approximate significance of smooth terms	(Intercept)	8.540	2.094	14.791	0.008
	s(SST)	6.634	7.404	16.59	0.025
	s(NS, EW)	14.161	17.762	14.11	0.702
	s(Season)	5.021	5.656	26.17	0.0001
	s(Day)	2.321	2.731	11.92	0.006

All explanatory variables except wind exhibited a statistically significant relationship with turtle abundance. Abundance decreased substantially under SST <14°C, whereas turtles were nearly always present for SST >14°C (Figure 3A). Season showed a nonlinear relationship; turtle abundance decreased during winter, when the SST was lower than 14°C. Following winter, green turtle abundance increased independently of SST until the next coldest period in Late Autumn (Figure 3B). The predicted value in late autumn was 6.469 ± 2.836 , range between 3.633 and 9.305. For early spring, the predicted value was 1.976 ± 1.122 , range between 0.854 and 3.098. The ratio between the predicted values of late autumn and early spring was approximately 0.30.

There was a linear, positive relationship between green turtle abundance and sampling period (Figure 3C). For Summer 2010 (day 100), the predicted value was 3.873 ± 1.458 . For Summer 2011 (day 465), the predicted value was 8.454 ± 3.363 , increasing the number of turtles in 118%. For Summer 2012 (day 830), the predicted value was 8.087 ± 3.178 , range between 3.633 and 9.305, decreasing the number of turtles in 4.4%.

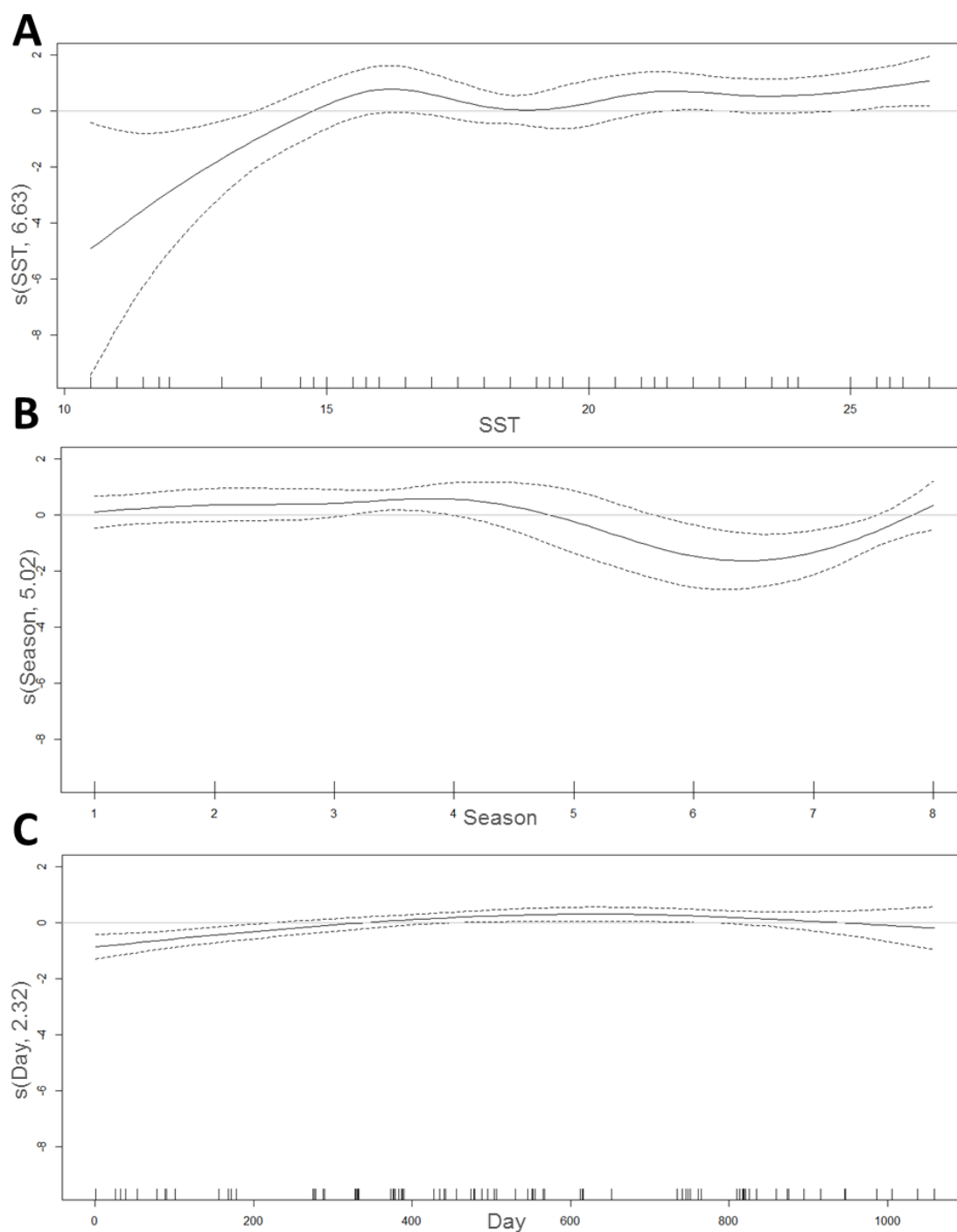


Figure 3. Model terms for the Generalized Additive Model (GAM) of green turtles (*Chelonia mydas*) relative abundance in Cerro Verde Norte, Uruguay, between November 2009 and December 2012. Estimated smooth functions (solid lines) with 95% confidence interval (dashed lines) are shown for each explanatory variable: (A) Sea Surface Temperature (SST), (B) Season and (C) Day (Sampling Period). y-axis = fitted function with estimated degrees of freedom in parenthesis; x-axis = variable range with rug plots indicating sampled values.

Population size structure

Captured turtles (n=675) were all juvenile green turtles with sizes (CCL) ranging from 29.0 cm to 61.5 cm. The results of the GLM indicated that there was no statistically significant relationship between CCL and year or season. AIC values indicated that the most parsimonious model included the capture site as predictor of CCL (Table III). Turtles from Cerro Verde Norte (n=415) ranged in CCL from 30.8 cm to 61.5 cm (mean = 40.0 ± 5.4 cm). The dominant size class was 37 cm (Figure 4A). Turtle size was slightly smaller in Pesquero (n=260), where turtles ranged from 29 cm to 60.1 cm (mean = 37.8 ± 4.3 cm CCL). The dominant size class was 35 cm (Figure 4B).

Table III. Parameter estimates from the best GLM to describe the curve carapace length (CCL) of green turtles (*Chelonia mydas*) captured as a function of capture site.

MODEL – CCL ~ Zone					
	Place	Estimate	Std. Error	t value	p (>t)
Capture sites	Cerro Verde Norte	40.01	0.710	14.791	
	Pesquero	37.78	0.736	11.92	0.0006

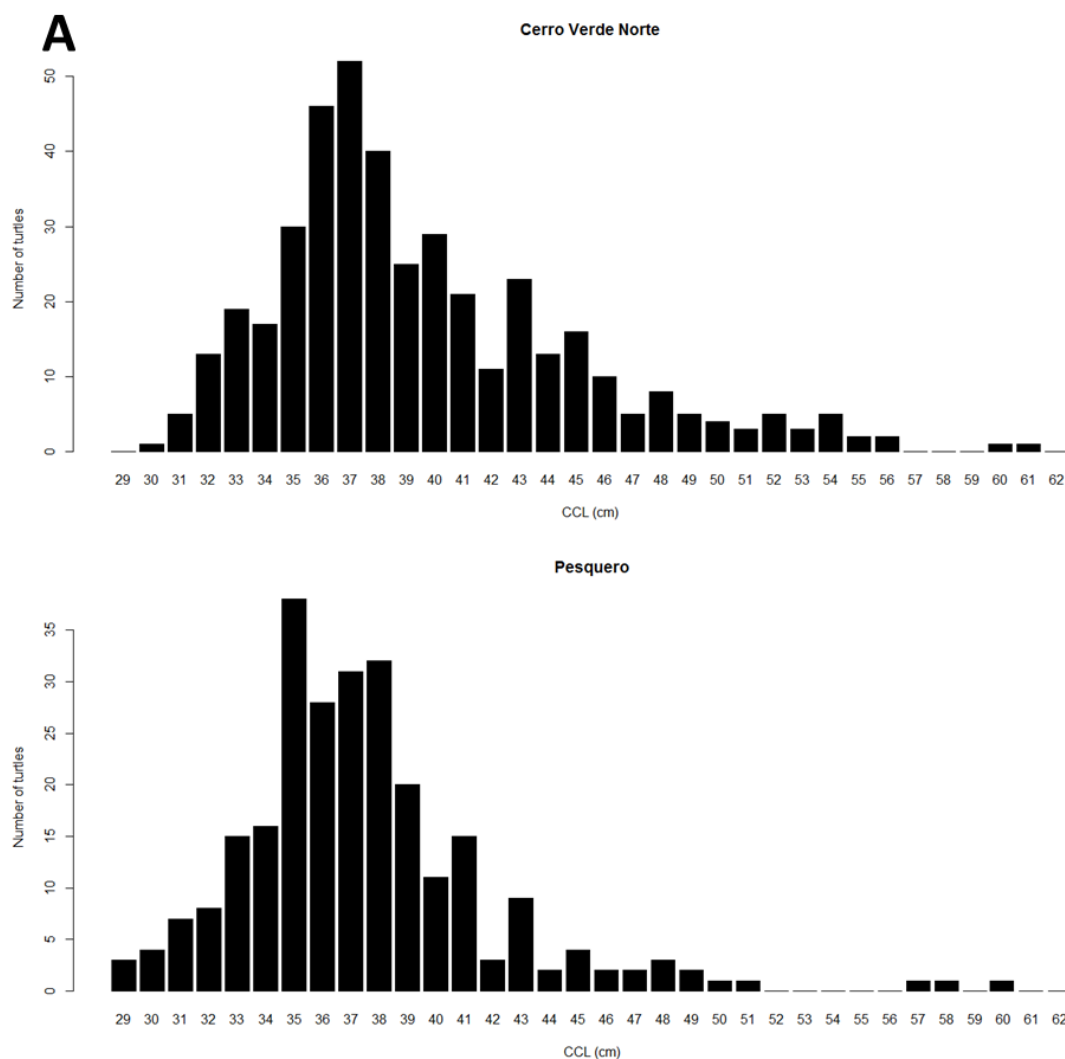


Figure 4. Size composition categorized by 1 cm (e.g. 29.0-29.9) of green turtles (*Chelonia mydas*) that were caught in Cerro Verde Norte (A) and Pesquero (B), in Cerro Verde Coastal-Marine Protected Area, Rocha, Uruguay, between November 2009 and December 2012.

Body condition index - BCI

The BCI of green turtles ranged from 0.68 to 1.44 (mean = 1.14 ± 0.10). Based on the associated AIC values of competing models, was determined that the most appropriately fitted GAM included month and year as explanatory variables of BCI (Table IV).

Table IV. Parameter estimates from the best GAM to describe the body condition index of green turtles (*Chelonia mydas*) captured in Cerro Verde Coastal-Marine Protected Area, Rocha, Uruguay, between November 2009 to December 2012, as a function of covariates (year and month). Edf = array of estimated degrees of freedom for the model terms; Ref.df = estimated residual degrees of freedom; Chi.sq = array of test statistics for assessing the significance of model smooth terms.

MODEL – BCI ~ s(Month, bs = “cr”) + Year					
	Name	Estimate	Std. Error	tvalue	p (>t)
Parametric coefficients	Intercept	1.141	0.011	106.962	<0.001
	Year	-0.011	0.004	-2.369	0.0181
	Name	Edf	Ref.df	F	p-value
Approximate significance of smooth terms	s (Month, bs = “cr”)	6.741	7.744	4.31	<0.001

The model indicated that year was negatively correlated to BCI and that this relationship was statistically significant ($p = 0.0181$). The relationship between BCI and month was nonlinear (Figure 5). The winter months (June to September) were negatively correlated to BCI, while a positive relationship was observed with months from October to January (Spring-Summer) and from March to June (Summer-Autumn). Between these two periods (=February), the relationship between month and BCI was negative. However, the GAM explained 6.62% of variance in BCI.

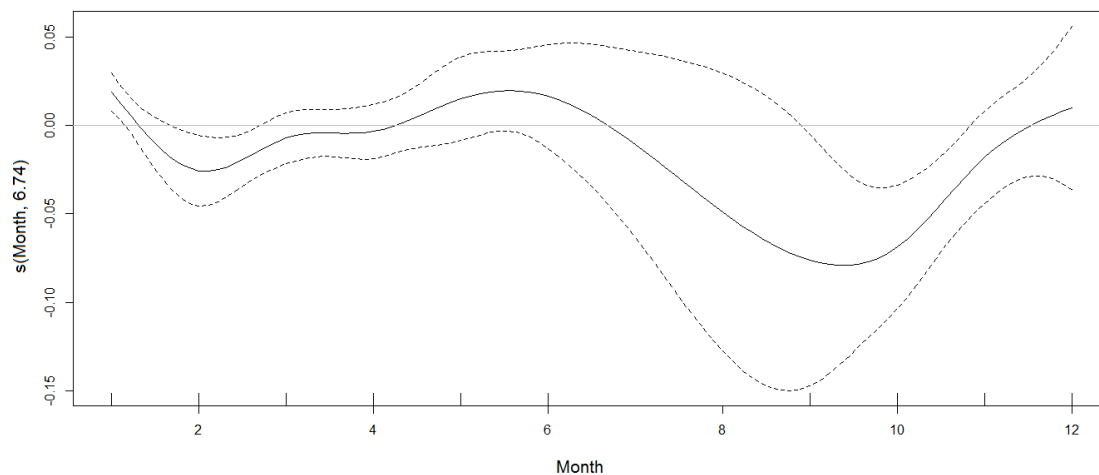


Figure 5. Model term for the generalized additive model (GAM) of body condition index of green turtles (*Chelonia mydas*) in Cerro Verde CMPA, Rocha, Uruguay. Estimated smooth function (solid line) with 95% confidence interval (dashed lines) is shown for the explanatory variable Month. y-axis = fitted function with estimated degrees of freedom in parenthesis; x-axis = variable range with rug plots indicating sampled values.

Fibropapilloma - FP

Visible FPs were observed in 27 green turtles (out of 703 total), suggesting a prevalence rate of about 3.84% at Cerro Verde CMPA. Based on the AIC values of competing models, the most parsimonious fitted GAM to explain the presence of visible FPs included month and CCL (smooth terms) and year and capture site (linear terms; Table V).

Table V. GAM parameter estimates, with presence of fibropapilloma in green turtles (*Chelonia mydas*) at Cerro Verde CMPA, Rocha, Uruguay, as a function of covariate (year, capture site, month and CCL). Edf = array of estimated degrees of freedom for the model terms; Ref.df = estimated residual degrees of freedom; Chi.sq = array of test statistics for assessing the significance of model smooth terms.

MODEL – Fibropapilloma ~ s(Month, bs = “cr”) + Year + Zone					
	Name	Estimate	Std. Error	<i>t</i> value	<i>p</i> (> <i>t</i>)
Parametric coefficients	Intercept (CV Norte)	1.141	0.011	106.962	<0.001
	Year	-0.917	0.338	-2.715	0.006
	Pesquero	-0.011	0.004	-2.369	0.125
	Name	Edf	Ref.df	<i>F</i>	<i>p</i> -value
Approximate significance of smooth terms	s (Month, bs = “cr”)	1.364	1.623	5.594	0.042
	s (CCL, bs = “cr”)	2.687	3.403	31.193	<0.001

The chosen explanatory variables (month, year, CCL, capture site) explained 42.4% of the presence of FP in captured turtles (adjusted R-square = 0.294). Year had a statistically significant, negative linear relationship with the presence of FP. There was no statistically significant relationship between capture site and presence of FP. There was a nonlinear relationship between the presence of FP and each smooth predictor (month, CCL, Figure 6). Green turtles that were smaller than 38 cm CCL were less likely to have visible FP, while green turtles larger than 38 cm CCL were more likely (Figure 6A). There was a positive relationship between presence of FP and summer months (January to March) and a negative relationship between April to December (Figure 6B).

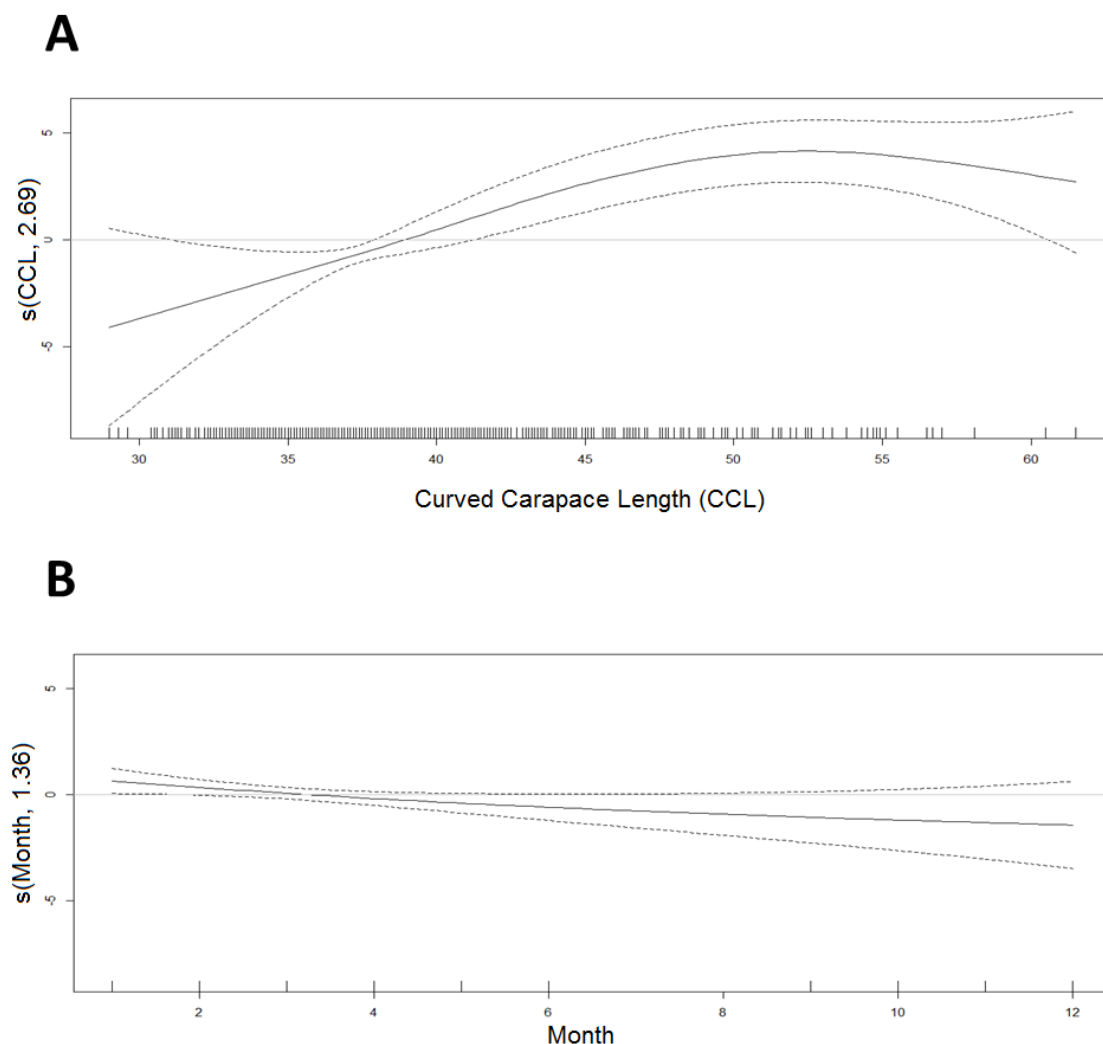


Figure 6. Model term for the generalized additive model (GAM) of presence of visible skin tumors (fibropapilloma) in green turtles (*Chelonia mydas*) at CPMA Cerro Verde. Estimated smooth functions (solid lines) with 95% confidence interval (dashed lines) are shown for each explanatory variable: (A) Curved Carapace Length (CCL) and (B) Month. y-axis = fitted function with estimated degrees of freedom in parenthesis; x-axis = variable range with rug plots indicating sampled values.

Body temperature

From November 2009 to July 2012, body temperature was recorded for 38 captured green turtles during 12 sampling days. The coldest recorded body temperature (and capture occasion) was 13°C, when SST was 13°C (5 July 2012); the maximum body temperature was 26°C, when SST was 25°C (17 January 2012). The correlation between body temperature and SST was statistically significant ($R^2 = 99.2$, $y = -0.44 +$

1.02x). There were marked seasonal changes in body temperature, which corresponded to seasonal fluctuations in SST.

Discussion

Body temperature and Relative seasonal abundance

In the present study it was recorded the coldest capture occasion (13°C) among several monitoring programs of green turtles at subtropical foraging grounds, where the cooler temperatures of capture range from 15°C to 18°C (Mendonça 1983, Seminoff 2000, Southwood et al. 2003a). The relationship between body temperature and SST in Cerro Verde did not differ throughout the year, indicating that green turtles in this region do not elevate endogenously their body temperature. Despite the behavior of turtles during the coldest periods of the year, the results from GAM analysis to turtle capture suggests that the SST of 14°C may be a limit of capture turtles in Cerro Verde Norte foraging ground. In other words, the SST of 14°C may be a thermal activity threshold for green turtles in the region similarly to findings in other temperate and subtropical foraging grounds (Read et al. 1996, Seminoff 2000). Future research about biochemical and physiological turtles adjustments in response to prolonged cold exposure may provide a clear insight about green turtles adaptations to seasonal thermal environment variation.

About the seasonal relative abundance of green turtle in the southernmost foraging areas of Southwestern Atlantic Ocean, was reported the year-round presence of juvenile green turtles in the subtropical foraging ground of Cerro Verde CMPA, Uruguay. While turtles were observed throughout the year, the relative abundance of green turtles varied seasonally. The highest and lowest relative abundance, Late Autumn and Early Spring seasons respectively, presents SST ranged from 14°C to 20°C

and, therefore the ratio between the expected values would be close to 1:1. However, the difference between predicted relative abundance of turtles before and after winter was 30%. In this scenario, as temperatures decrease below 14°C, the relative abundance of green turtles decreases for approximately 30% of the Later Autumn relative abundance. One plausible explanation for this seasonal variation in relative abundance may be that some turtles undertake seasonal migrations to alternate coastal foraging grounds (*seasonal green turtle stock*); and (2) other turtles remain in the same foraging region and overwinter on the sea floor, either in dormancy or brumation (*resident green turtle stock*). The year-round presence of juvenile green turtles in Cerro Verde suggests that at least some turtles employ this overwintering strategy. However, the location of such overwintering has not been identified within Cerro Verde. The high prevalence of green turtles with epibiotic growths after cold periods suggests that resident green turtles may be at a torpor or dormancy state when water temperature decrease. As temperatures increase, the relative abundance increases, as transient green turtles return to Cerro Verde.

In addition to a seasonal variation, our results indicate that relative abundance oscillates over time. The relative abundance double from Year 1 to Year 2 and decreased slightly (5%) in Year 3. Although we cannot conclude that Cerro Verde is undergoing to a period of population growth, the largest green turtle rookeries in South Atlantic Ocean are increasing or stable and may be as a natural results of foraging areas (Almeida et al. 2011, Weber et al. 2014).

Turtle size structure

The average size of green turtles in Cerro Verde seems to be typical for the subtropical feeding grounds at Southwestern Atlantic coast, where values vary from 38

to 41cm (Gallo et al. 2006, Gonzalez-Carman et al. 2011, López-Barrera et al. 2012), discarding the hypothesis of latitudinal size-based segregation. The CCLs of green turtles captured in this study were not statistically different among seasons and years, suggesting that size structure of *resident* and *seasonal stocks* were similar.

Turtles captured at Pesquero were significantly smaller than turtles caught in less protected and deeper area of Cerro Verde Norte. This was also reported by López-Mendilaharsu 2002, who found larger turtles on the open Pacific coast when compared to the shallow mangrove channels of Bahía Magdalena, Mexico. The reasons for the size-based segregation remain unclear, but it is likely that smaller turtles seek shelter in the shallow protected areas where they would be less exposed. (Koch et al. 2007).

Body Condition Index – BCI

Body condition index also varied seasonally. Koch et al. 2007 suggested that seasonal differences in SST can probably influence the somatic growth and body condition index (BCI) throughout the year. During cold periods, the body condition index of captured turtles was lower and as water temperatures (SST) rose, BCI of captured turtles increased. However, this positive trend was interrupted in February, a month of warmer water temperatures, in which body condition index was lower than the January. Following February, body condition index trend to positive again, continuing this way through to the next cold period. It is possible that the negative BCI values observed in February could be explained if condition follows a somatic curve, in which turtle condition may plateau after periods of growth.

The annual trend of relative abundance reported in our study, coupled with an annual negative trend in body condition index, indicates that relationship between relative abundance and BCI may also hold true for green turtles in Cerro Verde, as well

as observed by Kock et al. 2007 in a 3yr year-round sampling, although much less pronounced than in the Caribbean (Bjorndal et al. 2000).

Fibropapilloma – FP

A high occurrence of fibropapillomatosis in several coastal foraging grounds in Brazil was observed in Paraíba (27%, Mascarenhas & Iverson 2007), Espírito Santo (34%, Torezani et al. 2010), and Rio de Janeiro (31%, Guimarães et al. 2013). Comparatively, the presence of FP in turtles captured in Cerro Verde was very low and accounted for only approximately 4%.

The green turtles with FP were larger than those without FP. This result could be due to a possible association between the duration of exposure to pollutants and the development of tumours (Adnyana et al. 1997; Chaloupka & Balazs 2005). The presence of FP in green turtles was also positively correlated with summer months and therefore may be related to a seasonal, latitudinal migration of transient turtles to Cerro Verde. Satellite tracking of two green turtles (one with FP) showed migration from the study area during periods of cold SST to Santa Catarina State, Brazil, and a return to the area during spring (Lopez-Medilaharsupers. comm.). The presence of FP was negatively correlated with sampling year and may be explained by two hypotheses: (1) spontaneous regression of tumors during the study period; or (2) green turtles that use Cerro Verde during the summer do not show fidelity to the area, instead using multiple foraging grounds from year to year. Spontaneous regression of tumors has been observed in several foraging grounds, although the frequency of regression and the duration appear to vary among reported locations (Hirama & Ehrhart 2007, Guimarães et al. 2013). Multiple recaptures of green turtles in Cerro Verde over time will be needed to evaluate this hypothesis.

Conservation Implications

Globally, green turtles are listed as endangered by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN 2013). However, the Green Turtle Southwestern Atlantic Marine Unit is one of the twelve healthiest (out of 58) Sea Turtle Regional Management Units (RMUs) and is categorized as ‘Low Risk-Low Threats,’ making it a relative success story in conservation (Wallace et al. 2010, 2011), despite are exposed to a wide variety anthropogenic threats (Carranza et al. 2006, Lopez-Barrera et al. 2012, Tourinho et al. 2010). Cerro Verde, Uruguay, was reported as important foraging area of green turtles in Southwestern Atlantic Ocean and multiple indices (relative abundance, BCI, presence of FP and epibionts) indicated that turtles in the study area were influenced by seasonal patterns. In addition, the oscillation in the relative abundance throughout the seasons and years show that turtles are not restricted only to Cerro Verde. Therefore, studies about diversity of foraging areas with different environmental conditions and anthropogenic threats needs to encompass multiple conservation measures within the same regional management unit. For threatened sea turtles, an integrative understanding of their biology that encompasses physiology, behavior, and ecology is critical for crafting effective management and conservation strategies.

References

- Acha EM, Mianzan HW, Guerrero RA, Favero M, Bava J (2004) Marine fronts at the continental shelves of austral South America: physical and ecological processes. *J Mar Sys*, 44:83-105
- Adnyana W, Ladds PW, Blair D (1997) Observations of fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*) in Indonesia. *Australian veterinary journal*, 75:737-742

- Aguirre AA, Lutz PL (2004) Marine turtles as sentinels of ecosystem health: Is fibropapillomatosis an indicator? *EcoHealth*,1:275-283
- Almeida AP, Moreira LMP, Bruno SC, Thomé JCA, Martins AS, Bolten AB, Bjorndal KA (2011) Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics *Endanger Species Res* 14:193-201
- Barata PCR, Carman VG, Santos AS, Bondioli ACV, Almeida AP et al (2011) Variação latitudinal na distribuição do tamanho de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) ao longo de parte da costa leste da América do Sul. In: Libro de Resúmenes de la Jornada de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental. Florianópolis, Brasil, p 9-10
- Bjorndal KA, Bolten AB, Chaloupka M (2000) Green turtle somatic growth model: Evidence for density dependence. *Ecol Appl* 10:269-282
- Borthagaray, AI, Carranza A (2007) Mussels as ecosystem engineers: their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Act Oeco* 31:243-250
- Bugoni L, Krause L, Petry MV (2001) Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. *Mar Pol Bull* 42:1330-1334
- Cavalcanti IFA, Kousky VE (2003) Climatology of South American cold fronts. In International Conf on South Hem Met and Ocean. Vol 7, p 2003
- Carranza A, Domingo A, Estrades A (2006) Pelagic longlines: a threat to sea turtles in the Equatorial Eastern Atlantic. *Biol Cons* 131:51-57
- Chaloupka M, Balazs, G (2005) Modelling the effect of fibropapilloma disease on the somatic growth dynamics of Hawaiian green sea turtles. *Mar Biol* 147:1251-1260

- Eguchi T, Seminoff JA, LeRoux, RA, Dutton PH, Dutton DL (2010) Abundance and survival rates of green turtles in an urban environment: coexistence of humans and an endangered species. *Mar Biol* 157:1869-1877
- Epperly SP, Braun J, Chester AJ, Cross FA, Merriner JV, Tester PA (1995) Winter distribution of sea turtles in the vicinity of Cape Hatteras and their interactions with the summer Flounder Fishery. *Bull Mar Sci* 56:547-568
- Felger RS, Clifton K, Regal PJ (1976) Winter Dormancy in Sea Turtles: Independent Discovery and Exploitation in the Gulf of California, México by Two Local Cultures. *Science* 191:283-285
- Frick MG, Williams KL, Veljacic D, Pierrard L, Jackson JA, Knight SE (2000) Newly documented epibiont species from nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in Georgia. *Mar Tur New* 88:103-108
- Gallo BMG, Macedo S, Giffoni BDB, Becker JH, Barata PCR (2006) Sea turtle conservation in Ubatuba, Southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. *Chel Cons Biol* 5:93-101
- González-Carman V, Falabella V, Maxwell S, Albareda D, Campagna C, Mianzan H (2012) Revisiting the ontogenetic shift paradigm: the case of juvenile green turtles in the SW Atlantic. *J Exp Mar Biol Ecol* 429:64–72
- Guebert-Bartholo FM, Barletta M, Costa MF, Monteiro-Filho ELA (2011) Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green-turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. *Endang Species Res* 13:131-143
- Guimarães SM, Gitirana HM, Wanderley AV, Monteiro-Neto C, Lobo-Hajdu G (2013) Evidence of regression of fibropapillomas in juvenile green turtles *Chelonia mydas* caught in Niterói, southeast Brazil. *Dis Aquat Organ* 102:243-247

- Hastie TJ, Tibshirani RJ(1990) Generalized Additive Models, volume 43 of Monog on Stat and Appl Prob. Chapman and Hall, London.
- Hirama S, Ehrhart LM (2007) Description, prevalence and severity of green turtle fibropapillomatosis in three developmental habitats on the east coast of Florida. *Fl Scient* 70:435-448
- Hirth HF (1997) Synopsis of the Biological Data on the Green Turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). Biol Rep 97(1). Washington, DC, USA: US Fish and Wildlife Service, 120pp
- IUCN (2013) IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org (Accessed 4 Jul 2013)
- Jones TT, Seminoff JA (2013) Feeding Biology: Advances from Field-Based Observations, Physiological Studies, and Molecular Techniques. In: Wyneken J, Lohmann KJ, Musick JA. The Biology of Sea Turtles, Volume III. CRC Press, FL, p 1-31
- Koch V, Brook LB, Nichols WJ (2007) Population Ecology of the Green/Black Turtle (*Chelonia mydas*) in Bahía Magdalena, Mexico. *Mar Biol* 153:35-46
- Leathwick JR, Elith J, Hastie T (2006) Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. *Ecol Mod* 199:188-196
- Lezama C, Miller P, Fallabrino A (2004) Incidental capture of sea turtles by the artisanal fishery fleet of Uruguay. In: Abs of the Four World Fish Cong. Vancouver, BC, p 61

- López-Mendilaharsu M (2002) Ecología alimenticia de *Chelonia mydas agassizii* en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. M.S. Thesis, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, Baja California Sur, Mexico.
- López-Mendilaharsu M, Estrades A, Caraccio MN, Calvo V, Hernández M, Quirici V (2006) Biología, ecología y etología de las tortugas marinas en la zona costera uruguaya. In: Menafrá R, Rodríguez-Gallego L, Scarabino F, Conde D (eds) Bases para la conservación de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo, pp 247-257
- MacDonald BD, Lewison RL, Madrak SV, Seminoff JA, Eguchi T (2012). Home ranges of East Pacific green turtles *Chelonia mydas* in a highly urbanized temperate foraging ground. Mar Ecol Prog Ser 461:211-221
- Mascarenhas R, Iverson PJ (2008) Fibropapillomatosis in stranded green turtle (*Chelonia mydas*) in Paraíba state Northeastern Brazil: evidence of a Brazilian epizootic. Mar Turtle News, 120:3-6
- McCullagh P, Nelder JRSJA (1989) Generalized linear models. Monographs on Statistics and Applied Probability Vol 37
- Mendonça MT (1983) Movements and feeding ecology of immature green turtles (*Chelonia mydas*) in a Florida lagoon. Copeia 1983:1013-1023
- Melo E (1991) Projeto Sentinelas do Mar: instruções para efetuar as observações. COPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, p11
- Moon DY, Mackenzie D, Owens D (1997) Simulated Hibernation of Sea Turtles in the Laboratory: I. Feeding, Breathing Frequency, Blood pH, and Blood Gases. Journal of Experimental Zoology 278:372-380

- Morreale SJ, Meylan AB, Sadove SS, Standora AE (1992) Annual occurrence and winter mortality of marine turtles in New York waters. *J Herpetol* 26:130-308
- Musick JA, Limpus CJ (1997) Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In *The Biology of Sea Turtles*, eds. P. L. Lutz and J. A. Musick, CRC Press, FL, p 137–164.
- Nagaoka SM, Martins AS, dos Santos RG, Tognella MMP, de Oliveira Filho EC, Seminoff JA (2012) Diet of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) associating with artisanal fishing traps in a subtropical estuary in Brazil. *Mar Biol* 159:573-581
- Pastorino MV, Aguirre AA, Caraccio MN, Fallabrino A, Moraña A (2007) First histopathological confirmation of fibropapillomatosis in juvenile green turtles in Uruguay. In: Mast RB, Hutchinson BJ, and Hutchinson AH, compilers. *Proc of the twentyfourth annual symp on sea turtles and cons.* NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-567, p 205-206
- R Development Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, accessible at <http://www.R-project.org/> (accessed 07 Jan 2013)
- Read MA, Grigg GC, Limpus CJ (1996) Body Temperatures and Winter Feeding in Immature Green Turtles, *Chelonia mydas*, in Moreton Bay, Southeastern Australia. *Jour of Herpetol* 30:262-265
- Reisser JW, Proietti MC, Sazima, I, Kinas PG, Horta P, Secchi ER (2013) Feeding ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) at rocky reefs in western South Atlantic. *Mar Biol* 160:3169-3179

- Sales G, Giffoni BBB, Barata PCR (2008) Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. *J Mar Biol Assoc UK* 88:853-864
- Seminoff JA(2000) Biology of the East Pacific Green Turtle, *Chelonia mydas agassizii*, at a Warm Temperate Feeding Area in the Gulf of California, Mexico. The University of Arizona, Tuscon, AZ, p 249
- Seminoff, J. A., T. T. Jones, A. Resendiz, W. J. Nichols, and M. Y. Chaloupka (2003) Monitoring green turtles(*Chelonia mydas*) at a coastal foraging area in Baja California, Mexico: Multiple indices describe populationstatus. *J Mar Biol Assoc UK* 83:1355-1362.
- Southwood AL, Darveau CA, Jones DR(2003a) Metabolic and cardiovascular adjustments of juvenile green turtles to seasonal changes in temperature and photoperiod. *J Exp Biol* 206:4521-4531
- Southwood AL, Reina RD, Jones VS, Jones DR(2003b) Seasonal diving patterns and body temperatures of juvenile green turtles at Heron Island, Australia. *Can J Zool* 81:1014-1024
- Standora EA, Spotila JR, Foley RE (1982) Regional endothermy in the sea turtle, *Chelonia mydas*. *J Therm Biol* 7:159-165
- Torezani E, Baptistotte C, Mendes SL, Barata PCR(2010) Juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in the effluent discharge channel of a steel plant, Espirito Santo, Brazil, 2000-2006. *J Mar Biol Assoc UK* 90:233-246
- Tourinho PS, Ivar do Sul J, Fillman G (2010) Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Mar Pollut Bull* 60:396–401.

- Vélez-Rubio GM, Estrades A, Fallabrino A, Tomás J (2013) Marine turtle threats in Uruguayan waters: insights from 12 years of stranding data. *Mar Biol* 160: 2797-2811
- Wallace BP, DiMatteo AD, Hurley BJ, Finkbeiner EM, Bolten AB, et al (2010) Regional Management Units for Marine Turtles: A Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. *PLoS ONE*, 5(12):e15465, 1-15
- Wallace BP, DiMatteo AD, Bolten AB, Chaloupka MY, Hutchinson BJ, et al (2011) Global Conservation Priorities for Marine Turtles. *PLoS ONE*, 6:e24510, 1-14
- Weber SB, Weber N, Ellick J, Avery A, Frauenstein R, Godley BJ, Sim J, Williams N, Broderick AC (2014) Recovery of the South Atlantic's largest green turtle nesting population. *Biodivers Conserv*, 1-14
- Williard AS (2013) Physiology as Integrated Systems. In: Wyneken J, Lohmann KJ, Musick JA. *The Biology of Sea Turtles*, Vol III. CRC Press, FL, p 1-31
- Witherington BE, Ehrart LM(1989) Hypothermic stunning and mortality of marine turtles in the Indian River Lagoon system, Florida. *Copeia* 1989:696-703

**7.3. Artigo 3: POTENTIAL THREATS TO GREEN TURTLE ASSOCIATED
WITH PORT DEVELOPMENT IN LA PALOMA, ROCHA
DEPARTMENT, URUGUAY**

Nota em preparação para submissão à *Endangered Species Reserach*

**Gustavo Martinez-Souza^{1,2}, Gabriela Vélez-Rubio¹, Daniel Gonzalez-Paredes^{1,3},
Alan Rosenthal^{4,5}, Andres Estrades^{1,7}, Alvar Carranza^{6,7} & Paul G. Kinas⁸**

¹ Karumbe ONG – Montevideo, Uruguay (gustavo@caminhomarinho.org).

² Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Universidade Federal do Rio Grande (FURG) – Rio Grande, RS, Brasil;

³ Hombre y Territorio, Sevilla, España;

⁴ Proyecto Regional de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas de Argentina (PRICTMA) – Argentina;

⁵ Laboratorio de Acuicultura, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata;

⁶ Centro Universitario Regional Este – CURE, Universidad de la República – Maldonado, Uruguay

⁷ Museo Nacional de Historia Natural – Montevideo, Uruguay

⁸ Laboratório de Estatística Ambiental (LEA), Instituto de Matemática, Estatística e Física (IMEF), FURG – Rio Grande, RS, Brasil.

Abstract. This note report the dredging impacts on green turtles (*Chelonia mydas*) and the first observation of the rapa whelk bio-fouling green turtles in La Paloma, Rocha Department, Uruguay.

Key-words: dredging impact, invasor species, *Rapana venosa*

The green turtle *Chelonia mydas* is distributed in the temperate, subtropical and tropical waters of the Atlantic, Pacific, and Indian Oceans. Populations of green turtles

and subdivided on 17 Regional Management Units (RMU) (Hirth 1997, Wallace et al. 2010). Although is globally categorized as "Endangered" by the IUCN Red List of Threatened Species (IUCN 2013), green turtles from the Southwest Atlantic Ocean are considered as one of the 12 (out of 58) healthiest sea turtle RMUs in the world (Wallace et al. 2011). In the SWA region, according to occurrence reported in the literature, the principal threats identified are the following: fisheries interactions (Lezama et al. 2004; Gallo et al. 2006; López-Barrera et al. 2012), marine debris (Bugoni et al. 2001; Tourinho et al. 2010) and fibropapillomatosis (Torenzani et al. 2010; Santos et al. 2010; Guimarães et al. 2013). However, and despite being another potential threat for green turtles, information about dredging impacts on sea turtles is limited, even that the dredging operations overlaps with sea turtles world distribution. Located in southern limit of this RMU, Uruguay was highlighted in previous studies as an important feeding and development area for green turtles, with good conservation status and showing an improved national conservation policy (López-Mendilaharsu et al. 2006). Since 1998, sea turtles are specifically protected in Uruguay by a presidential decree (144/998) and it is included in the "Official List of Species of the Wild Fauna" (Decree 514/001) and is thus further protected (Decree 164/996). In addition, Uruguay is a member country of CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora), that, in Appendix I, regulated and protected the sea turtles (law 14,205). Cerro Verde and Cabo Polonio, both known as hot-spots of green turtles in Rocha Department, were included in the RAMSAR Convention List of Wetlands of International Importance, (The Convention on Wetlands of International Importance, especially as Waterfowl Habitat, Decree Law No. 15,366) and are now part of the National System of Protected Areas (SNAP). Currently, Rocha Department is

undergoing a rapid socio-economic development. To date, however, there is only one commercial port in La Paloma, only 52 km from Cabo Polonio and 100 km from Cerro Verde MPA. Traditionally, commercial fisheries were the main economic activity, but the port is currently undergoing an expansion, and after completing dredging work to increase the depth of its terminal by six meters the port now allows wood log shipments from La Paloma to the Uruguayan port of Fray Bentos where it can be processed into wood pulp. Since the port entered the cargo shipping circuit, shipping activity in the port increased, but to date there was no assessment of the potential impacts raised by this activity. However, and although sea turtles stranding were recorded in La Paloma and adjacent beaches (Vélez-Rubio et al. 2013), the presence of green turtles in the area was never assessed. Therefore, the objective of this work is to evaluate the occurrence of green turtles in the region of La Paloma and identify current of potential impacts and/or threats to these turtles under the current scenario.

To this end we conducted three field trips, two in the autumn'12 and one in the winter'12, representing the first two months of dredging activity. The old jetty of La Paloma was monitored to found stranded animals. In the two last field trips we captured green turtles, using entanglement nets (nylon monofilament, 50 m length x 3 m depth, mesh size = 30 cm stretched). The distance of the nets from the shore ranged from approximately 0 to 2 m, whereas water depths range from <1 to 2 m. Curve Carapace Length (CCL) of each green turtle was measured from the nuchal notch to the posterior-most portion of the rear marginal scutes using a flexible tape (error = 0.1 cm) and body mass (W), using a spring scale (error = 0.02 kg). Sea Surface Temperature (SST) was measured in situ using a mercury thermometer.

In the first field trip, 5 immature green turtles (30 to 45 cm of curved carapace length - CCL) were found dead inside the old jetty. All of them had severe fractures in the carapace, and were likely injured when run over by the dredge. Employees of the dredge themselves reported the occurrence of dredged turtles. In the second field trip only one turtle with severe fractures in the carapace was found. At that moment, the dredging operations were stopped due to dredge maintenance. The entanglement net remained in water for 45 minutes, and one green turtle measuring 39.8 cm CCL was captured and released after tagged. SST recorded at this moment was 16°C). On this occasion, several juvenile green turtles were observed in the zone, even in waters less than 30 cm deep. In the third field trip, performed in the winter (SST = 14 °C), one green turtle was captured, although not observed in water. This record is the lowest temperature reported associated to intentional capture of sea turtles (Eguchi et al. 2010; Read et al. 1996). The CCL was 43.8 cm, and the turtle presents 3 adults of the rapa whelk *Rapana venosa*, a large, predatory invasive gastropod attached on the carapace.

In summary, this brief monitoring demonstrates the presence of juvenile green turtles in La Paloma, as observed in other points of Rocha Department (Martinez-Souza et al. 2012, López-Mendilaharsu et al. 2006). Although limited in scope, the data here reported increase our knowledge on green turtle populations in the region. In this context, dredging activity within La Paloma port, together with the likely use of the zone as a resting area by green turtles may constitute a new threat for the species in Uruguayan waters. The U. S. Army Corps of Engineers (USACE), National Marine Fisheries Service (NMFS) and dredge industry of United States have worked closely to identify methods to minimize dredging impacts on sea turtles, included modifications to dredging operations and equipment, establishment of environmental windows and

relocation of sea turtles (Dickerson et al. 2004). Relocating sea Turtles from dredging sites is one management developed by the USACE Engineer and Development Center (ERDC) and recommended by NMFS in the Gulf Regional Biological Opinion (GRBO) as a potential method to reduce incidental intake (Dickerson et al. 2007), and could be a mitigate option to reduce dredging impacts in Uruguay.

We also report the first observation of the rapa whelk bio-fouling green turtles in Rocha Department. *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) was introduced during the 90's in the Río de la Plata Estuary through ballast water (Scarabino et al. 1999). This species has been shown to be widespread in the area, reaching very high densities all along the Río de la Plata estuary (Scarabino et al. 2006). Lezama et al. (2013) report 33 green turtles massively bio-fouling of *Rapana venosa* in the Río de la Plata estuary, founding juveniles with until 49 mollusks in the carapace. Attached whelks may reduce green turtle fitness by reducing buoyancy, increasing drag, and causing severe injuries to the carapace. The Rapa Whelk is also a threat to native bivalves (e.g. the blue mussel *Mytilus edulis*; Carranza 2010). To date, only empty shells or decayed egg capsules have been found in Rocha Department, with no reports of living animals (Carranza and Scarabino, unpublished data). This record suggests that green turtles may be spreading the rapa whelk from the estuarine area under the influence of Río de la Plata to the oceanic portion of the Uruguayan coast. Further, the attachment of Rapa whelks in sea turtle carapaces is of serious concern given the observed potential for coastal and oceanic migrations by turtles, which might facilitate Rapa Whelk dispersal (Harding et al. 2011). The authors also suggest that turtle-mediated dispersal is currently the only compelling explanation for the occurrence of *R. venosa* on turtles in Georgia, USA.

These findings have important implications for the future management of invasive marine invertebrates (Frick & Pffaler 2013).

We thus reported two new potential impacts to the green turtle in the Southwest Atlantic Ocean Management Unit. Further, the Uruguayan Government has recently approved the construction of a deep water port in Rocha, which will be the largest infrastructure project in Uruguay's history and a critical addition to the country's port infrastructure expediting the flow of Southern Cone commodities to the world. The port will be able to handle post-Panamax ships boasting a 16m draft and 36m wide beam. Such large freighters with a capacity of some 13,000 TEUs are expected to dock in Latin America's ports by the end of the decade. The future location of the port was selected excluding the Protected Areas included in the SNAP, but it is still only ca. 25 km from Cabo Polonio Protected area. In this context, we stress the need for the development of long-term ocean and coastal observing, monitoring and research programs to collect and integrate continuous relevant biogeophysical and socio-economical data in the area. This will be of outmost importance since Uruguay must take care of one of the healthiest green turtle population in the world, and thus fulfill national and international commitments.

References

- CARRANZA, A., C. DE MELLO, A. LIGRONE, S. GONZÁLEZ, P. PÍRIZ & F. SCARABINO. 2010. Observations on the invading gastropod *Rapana venosa* in Punta del Este, Maldonado Bay, Uruguay. *Biological Invasions* 12: 995–998.
- DICKERSON, D., WOLTERS, M., THERIOT, C., & SLAY, D. 2004. Dredging impacts on sea turtles in the southeastern USA: A historical review of protection.

In Submitted for proceedings of the World Dredging Congress, Hamburg, Germany (Vol. 27).

- DICKERSON, D. D., THERIOT, C., WOLTERS, M., SLAY, C., BARGO, T., & PARKS, W. 2007. Effectiveness of relocation trawling during hopper dredging for reducing incidental take of sea turtles. In 2007 World Dredging Conference.
- EGUCHI, T., J.A. SEMINOFF, R.A. LEROUX, P.H. DUTTON & D.L. DUTTON. 2010. Abundance and survival rates of green turtles in an urban environment: coexistence of humans and an endangered species. *Marine Biology* 157: 1869–1877.
- FELGER, R.S; K. CLIFFTON & P.J. REGAL. 1976. Winter dormancy in sea turtles: independent discovery and exploitation in the Gulf of California, México by two local cultures. *Science* 191: 283–285.
- HARDING, J.M, W.J. WALTON, C.M. TRAPANI, M.G. FRICK, & R. MANN. 2011. Sea turtles as potential dispersal vectors for non-indigenous species: the veined rapa whelk as an epibiont of loggerhead sea turtles. *Southeastern Naturalist* 10: 224–233.
- HIRTH, H.F. 1997. Synopsis of the Biological Data on the Green Turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). Biological Report 97(1). Washington, D.C., U.S.A: U.S. Fish and Wildlife Service, 120pp.
- IUCN. 2013. IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>.
- KOCH, V., L.B. BROOK & W.J. NICHOLS. 2007. Population ecology of the green/black turtle (*Chelonia mydas*) in Bahía Magdalena, Mexico. *Marine Biology* 153: 35–46.

- LÓPEZ-MENDILAHARSU, M., A. ESTRADES, M.N. CARACCIO. 2006. Biología y ecología de las tortugas marinas en la zona costera uruguaya. In: MENAFRA, R., L. RODRÍGUEZ-GALLEGO, F. SCARABINO & D. CONDE (eds) Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre, Montevideo, Uruguay, 247–258pp.
- LEZAMA, C., A. CARRANZA, A. FALLABRINO, A. ESTRADES, F. SCARABINO, & M. LÓPEZ-MENDILAHARSU. 2013. Unintended backpackers: bio-fouling of the invasive gastropod *Rapana venosa* on the green turtle *Chelonia mydas* in the Río de la Plata Estuary, Uruguay. Biological Invasions 15(3): 483-487.
- MARTINEZ-SOUZA, G., G. VÉLEZ-RUBIO, B.N. TECHERA, M. RUSSOMAGNO, L. BERRONDO & P. KINAS. 2012. Cerro Verde, Uruguay, can be a year-round feeding area for juvenile green turtles? In: JONES, T., P. TODD & B. WALLACE (compilers). Proceedings of the Thirty-first Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NOAA NMFS-SEFSC- 631: 306p.
- MCLEOD, K.L., J. LUBCHENCO, S.R. PALUMBI, AND A.A. ROSENBERG. 2005. Scientific Consensus Statement on Marine Ecosystem-Based Management. Signed by 221 academic scientists and policy experts with relevant expertise and published by the Communication Partnership for Science and the Sea at <http://compassonline.org/?q=EBM>.
- MENDONÇA, M.T. 1983. Movements and feeding ecology of immature green turtles (*Chelonia mydas*) in a Florida lagoon. Copeia 1983: 1013–1023.

- MOON, D.Y.; D.MACKENZIE & D.OWENS. 1997. Simulated Hibernation of Sea Turtles in the Laboratory: I. Feeding, Breathing Frequency, Blood pH, and Blood Gases. *Journal of Experimental Zoology* 278: 372–380.
- READ, M.A.; G.C. GRIGG & C.J. LIMPUS. 1996. Body Temperatures and Winter Feeding in Immature Green Turtles, *Chelonia mydas*, in Moreton Bay, Southeastern Australia. *Journal of Herpetology* 30: 262–265.
- SCARABINO, F., R. MENAFRA, P. ETCHEGARAY. 1999. Presencia de *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Gastropoda: Muricidae) en el Río de la Plata. *Bol Soc Zool Uruguay* (Actas de las V Jornadas de Zoología del Uruguay) 11 (Segunda Epoca).
- SCARABINO, F., J.C. ZAFFARONI, A. CARRANZA et al. 2006. Gasterópodos marinos y estuarinos de la costa uruguaya: faunística, distribución, taxonomía y conservación. In: MENAFRA, R., L. RODRÍGUEZ-GALLEGU, F. SCARABINO & D. CONDE. Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre, Montevideo, Uruguay, 143–155pp.
- SEMINOFF, J.A., T.T. JONES TT, A. RESENDIZ, W.J. NICHOLS, & M.Y. CHALOUPKA. 2003. Monitoring green turtles (*Chelonia mydas*) at a coastal foraging area in Baja California, Mexico: multiple indices describe population status. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 1355–1362.
- VÉLEZ-RUBIO, G.M., ESTRADES A., FALLABRINO A., TOMÁS J. Marine turtle threats in Uruguayan waters: insights from 12 years of stranding data. *Marine Biology*. 2013. DOI: 10.1007/s00227-013-2272-y

- WALLACE, B.P., A.D. DIMATTEO, B.J. HURLEY, E.M. FINKBEINER, A.B. BOLTEN et al. 2010. Regional Management Units for marine turtles: A novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. PLoS ONE 5(12): e15465.
- WALLACE, B.P., A.D. DIMATTEO, A.B. BOLTEN, M.Y. CHALOUPKA, B.J. HUTCHINSON et al. 2011. Global Conservation Priorities for Marine Turtles. PLoS ONE 6(9): e24510
- WITHERINGTON, B.E. & L.M. EHRART. 1989. Hypothermic stunning and mortality of marine turtles in the Indian River Lagoon system, Florida. Copeia 1989: 696–703.