Influências antrópicas e/ou naturais sobre a distribuição temporal dos registros reprodutivos de *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761)

MARIANA LÁZARO DE SOUZA[1]

RAFAELA DUDA PAES[2]

1. Centro Universitário Salesiano – UNISALES. Av Vitória, 950, 29017-950, Forte São João, Vitória, Espírito Santo, Brasil. lazaroesouza@mail.com

2. Centro Universitário Salesiano – UNISALES. Av Vitória, 950, 29017-950, Forte São João, Vitória, Espírito Santo, Brasil. rafadudac@gmail.com

ABSTRACT

Sea turtles are reptiles that have adapted to have their life cycle in the oceans, but the pressure they suffer from human activities throughout their existence, end up impacting them in different ways, among the most varied threats we can indicate accidental fishing, light pollution, water pollution, among others. These animals have late sexual maturation, around 15 to 30 years old and this can also vary according to the species. Due to delayed sexual reproduction, the difficulty of the offspring to survive until the time of reproduction and human interference in the life cycle, the species is found in the Red Book of Endangered Brazilian Fauna, ranging from vulnerable to critically endangered.

Keywords: Conservation; Leatherback turtle; Spawning.

RESUMO

Tartarugas marinhas são répteis que se adaptaram para ter seu ciclo de vida nos oceanos, porém a pressão que sofrem pelas atividades humanas ao longo de toda sua existência, acabam impactando-as de diversas formas, entre as mais variadas ameaças podemos indicar a pesca acidental, poluição luminosa, poluição das águas entre outras. Estes animais possuem a maturação sexual tardia, em torno de 15 a 30 anos e isto também pode variar de acordo com a espécie. Devido a reprodução sexual tardia, a dificuldade dos filhotes em sobreviverem até a época da reprodução e as interferências antrópicas no ciclo de vida, a espécie encontra-se no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, variando entre vulneráveis até criticamente em perigo.

Palavras-chave: Conservação; Tartarugas-de-couro; Desova.

1. INTRODUÇÃO

As atividades humanas têm historicamente causado impactos sobre os ecossistemas marinhos e, embora esforços venham sendo feitos para proteção e recuperação dessas áreas, os impactos diretos e indiretos continuam a ocorrer (HAMANN *et al.*, 2010).

Dentre eles, a pesca incidental tem sido preponderante e representa cerca de 40% em massa sobre as capturas de megafauna marinha (DAVIES *et al*., 2009), mostrando-se como um grande impacto global sobre as populações de aves, mamíferos, peixes ósseos e tartarugas (DOMINGO *et al.*, 2006b; DULVY *et al*. 2008; BURGESS *et al*., 2018; LEWISON *et al*., 2014). Para os quelônios, diversas modalidades de pesca têm sido consideradas cruciais para o declínio das populações, em especial as redes de arrasto de camarão e de espera, as quais aprisionam os animais que não conseguem retornar à superfície para realizar respiração pulmonar e morrem por afogamento (AFONSO, 2018; FERNANDO, 2018).

Fatores relacionados à ocupação desordenada das regiões praiais pelos humanos, incluindo movimentação da areia da praia (extração de areia e aterros), fotopoluição, tráfego de veículos, atividades de lazer humana, portos, ancoradouros e molhes, ocupação da orla (casas, hotéis e condomínios), e a produção e distribuição de óleo e gás, tem contribuído para a crescente poluição das águas e consequente queda da biodiversidade (ALMEIDA *et al*., 2011; HALPERN *et al*., 2015; SMALL & NICHOLLS, 2003; LOTZE *et al*., 2006). O lixo marinho antropogênico é uma ameaça à fauna aquática, sendo constituído sobretudo por plástico (BARNES *et al*., 2009; ERIKSEN *et al*., 2014; JAMBECK *et al*., 2015), embora metal, vidro, madeira e equipamentos de pesca (redes, linhas de nylon, cordas, dentre outros) também tenham grande representatividade no montante (MULOCHAU *et al*., 2020). O consumo crescente de plástico é preocupante por conta da longa durabilidade do material e dos impactos associados, tais como ingestão por

animais, emaranhamento, toxicidade e outros (BARNES *et al*., 2009; BROWNE *et al*., 2011; COLE *et al*., 2011; DERRAIK, 2002).

Em tempos mais recentes, mudanças climáticas globais também têm sido apontadas como fatores responsáveis pela interferência nos fenótipos e/ou sobrevivência das espécies, uma vez que aumentos na temperatura da areia e/ou oceanos, umidade e salinidade (CAUT *et al*. 2010; BOWER *et al*. 2013) podem ser responsáveis por adaptações das espécies como forma de sobrevivência (NEWSON *et al*., 2009; WALTHER, 2010; FEELEY *et al*., 2017; PIAO *et al*., 2019). Além disso, em tartarugas marinhas, o sexo é determinado pela temperatura ambiental (STANDORA & SPOTILA, 1985). Logo, alterações na temperatura da areia, na água do oceano ou clima podem afetar a razão sexual das populações bem como seus padrões de migração e alimentação (POLOCZANSKA *et al*., 2009).

Dentre as espécies afetadas por este conjunto de fatores que provoca a perda de habitats para reprodução e/ou berçário, inclui-se *Dermochelys coriacea* (VANDELLI, 1761), a única espécie vivente da família Dermochelyidae e a de maior tamanho corporal na ordem Testudines. É uma espécie de hábito oceânico, que ocupa desde os trópicos até as altas latitudes, mas que migra para áreas tropicais na época de nidificação (ALMEIDA *et al*., 2011).

No Brasil, os indivíduos de *D. coriacea* fazem parte da população do Atlântico Sul Ocidental, a qual está isolada geneticamente das demais populações mundiais, sobretudo pela alta filopatria da espécie, que impede a recolonização das praias por fêmeas oriundas de outras populações. Aliado a isso, há poucas fêmeas adultas se reproduzindo a cada temporada, com desova regular ocorrendo apenas nas praias do litoral norte do Espírito Santo (ALMEIDA *et al*., 2011). A tartaruga-de-couro já se encontra criticamente em perigo a nível nacional e a combinação de características intrínsecas da

espécie com fatores externos predispõe a espécie a um maior risco de extinção, seja por aumentar as chances de mortalidade dos adultos ou por reduzir o recrutamento de jovens para a população. Diante do exposto, este trabalho tem como objetivo avaliar quais são os principais fatores bióticos e abióticos e sua influência sobre os registros reprodutivos de *D. coriacea* no litoral Norte do Espírito Santo (ALMEIDA *et al*., 2018).

2. MATERIAL E MÉTODO

2.1 Área de estudo

A Reserva Biológica (REBIO) de Comboios foi criada através do Decreto Nº 90.222 de 25 de setembro de 1984, sendo delimitada como um fragmento da Mata Atlântica recoberto por restinga, com área de 833,23 ha (ICMBIO, 2018).

A REBIO possui 37 km de extensão, os quais foram divididos em 15km praias e cada quilômetro é monitorado pelo Projeto TAMAR/ICMBio desde 1982 para facilitar a localização dos ninhos de tartarugas. O km 1 está localizado na extremidade sul, na vila de Barra do Riacho, município de Aracruz (19º 38' S e 39º 55' O), início da área de proteção e monitoramento da REBIO, e o km 37 está situado na extremidade norte junto à foz do rio Doce, na localidade de Regência, em Linhares (19º 45' S e 39º 45' O). Uma das finalidades da criação da REBIO de Comboios é que a área é o único lugar regular conhecido como desova para a tartaruga-de-couro (ALMEIDA *et al*., 2011), além de ter desovas esporádicas da tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) (BAPTISTOTTE *et al*., 1999; BARRETTO *et al*., 2019).

Adjacente à REBIO, está a base do Projeto TAMAR/ICMBio na localidade de Povoação (fundada em 1987), que monitora os 39 km de praias localizadas ao norte do rio Doce, que forma a ponta norte da REBIO. Juntas, as duas bases de Regência e de Povoação monitoram cerca de 80 km de costa (BARRETO *et al*., 2019).

2.2 Coleta e Análise de Dados

Para a avaliação da comunidade de tartarugas-de-couro que desovou no litoral norte do Espírito Santo, os dados referentes à quantidade de ocorrências reprodutivas registradas por temporada foram coletados a partir de dados disponibilizados no 8º Relatório Anual do Programa de Monitoramento de Praias da Bacia Campos e Espírito Santo (PMP-BC/ES), publicado em março de 2019. Este documento traz dados compilados sobre quelônios pelas equipes atuantes no PMP-BC/ES, bem como informações separadas repassadas pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas e da Biodiversidade Marinha do Leste (TAMAR), que é um dos centros de pesquisas do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Essas duas entidades efetuaram monitoramento compartilhado nas áreas-alvo ao longo dos anos de 2012 a 2018 diariamente durante os meses de setembro a fevereiro de cada ano, sendo possível realizar análise comparativa de seus registros nesse período.

De acordo com os dados coletados no 8º Relatório Anual do PMP-BC/ES, os registros reprodutivos de tartarugas marinhas são classificadas em quatro classes de acordo com o tipo da ocorrência: 1) com desova, quando há preparação do local e postura de ovos; 2) meia lua, quando o animal sobe à praia e retorna ao mar, sem realizar postura de ovos ou a preparação do local para desova; 3) processo de desova interrompido e 4) sem desova, quando o animal prepara o local para desova, mas não realiza a postura dos ovos devido a algum estresse sofrido neste processo.

Para um maior entendimento das causas que podem interferir no ciclo de vida das *Dermochelys coriacea* foi feita uma pesquisa por artigos científicos do ano 2005 até 2020 sobre temas relacionados às causas de morte da espécie-alvo, usando como

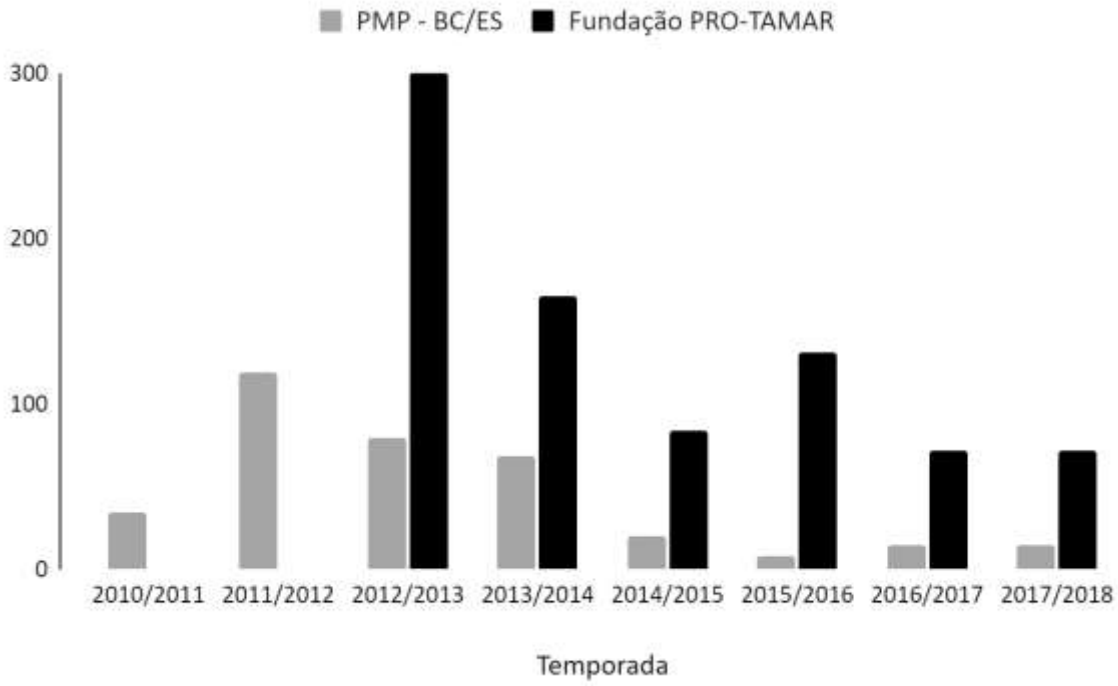
palavras-chave: pesca, erosão, poluição das águas, poluição ambiental, expansão imobiliária, mudanças climáticas, dentre outros.

Após a compilação dos dados, foram gerados gráficos para análise temporal das ocorrências reprodutivas e feitas associações com as possíveis influências ambientais sobre as flutuações nos registros observados ao longo dos anos no norte do Espírito Santo.

3. RESULTADOS

Para as temporadas de 2010/2011 e 2011/2012, os dados foram coletados exclusivamente pelas equipes do PMP-BC/ES, uma vez que o TAMAR não disponibilizou os dados para análise comparativa, resultando em ausência de valores na figura 01.

Figura 01: Quantidade de desovas de *Dermochelys coriacea* no Espírito Santo entre os anos de 2010 e 2018, registradas pelo PMP-BC/ES e Projeto Tamar.



Fonte: Elaboração própria, 2021.

Ao longo dos seis anos de monitoramento compartilhado pelas equipes do TAMAR e do PMP-BC/ES (entre as temporadas de 2012/2013 e 2017/2018), há valores discrepantes entre os registros reprodutivos obtidos (Figura 01). Acredita-se que esta diferença se deva ao fato de que, como as idas das fêmeas de *D. coriacea* à areia das praias ocorrem sobretudo no período noturno, os profissionais que atuam no PMP-BC/ES possivelmente não realizavam rondas nesse horário e, portanto, não conseguiram aferir com maior precisão a quantidade de desovas. Isso é refletido na análise da quantidade total de desovas da espécie registradas pelo TAMAR (n= 824), a qual se mostra quatro vezes maior que aquela registrada pelo PMP-BC/ES (n= 206).

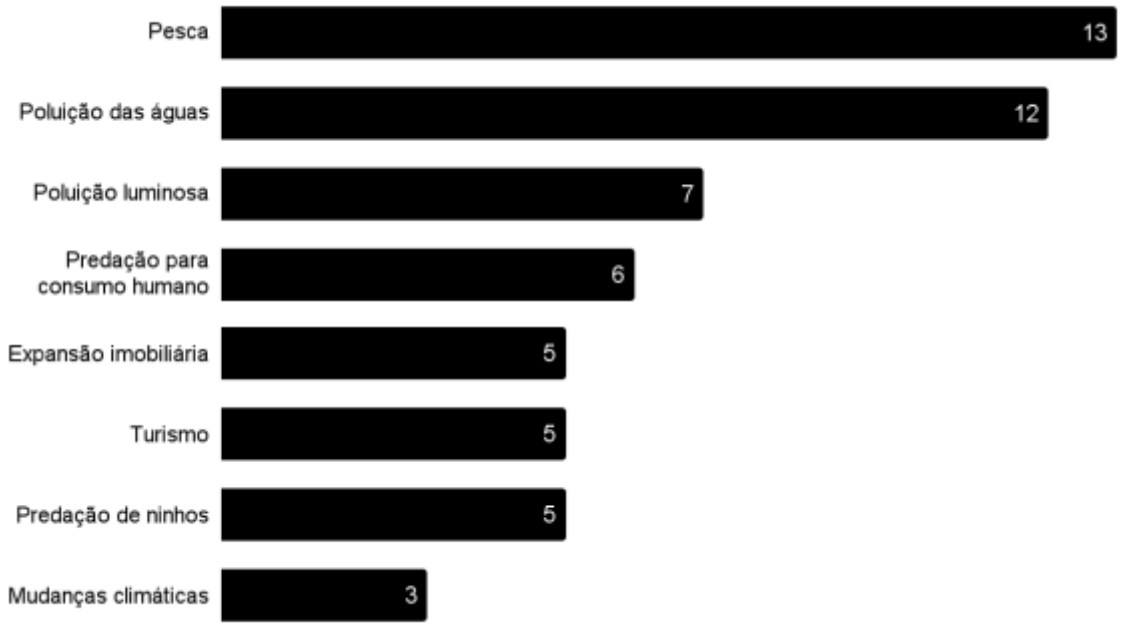
De modo geral, observa-se uma queda na quantidade de desovas registradas ao longo dos anos (Figura 01). Os dados do TAMAR mostram quedas consecutivas por duas temporadas (2013/2014 e 2014/2015) à cerca de metade dos registros reprodutivos obtidos na temporada 2012/2013. Já em 2015/2016, há um aumento de quase 37% (n= 47 registros) em relação à 2014/2015, com posterior queda para 72 registros em 2016/2017 e estabilidade na última temporada. Já os dados do PMP-BC/ES demonstram queda menos abrupta de 2012/2013 para 2013/2014 (apenas 10 registros), mas o número de ocorrências reprodutivas em 2014/2015 (n= 20) cai para um pouco mais de um terço do que foi obtido no período anterior (n= 69). Em 2015/2016, observa-se o número menos expressivo de registros (n= 8), com subsequente aumento e estabilização nas últimas duas temporadas (n=15). Em termos relativos, a temporada de 2015/2016 apresentou a maior discrepância entre as informações levantadas pelo PMP-BC/ES e TAMAR (~ 94%).

Ao longo dos anos de supervisão sobre a reprodução dos quelônios descritos no 8º Relatório Anual, tanto os registros das equipes do PMP – BC/ES quanto do TAMAR, demonstram que *D. coriacea* apresenta grande índice de desova no litoral Norte do

Espírito Santo dentre as cinco espécies que desovam no Brasil, eventualmente sendo menor apenas que *Caretta caretta*.

De acordo com a pesquisa bibliográfica, foram encontrados 56 artigos relacionados às temáticas de fatores que ocasionam a mortalidade de *D. coriacea* (figura 02). Dentre estes, destacam-se as diferentes modalidades de pesca, seguido pela poluição das águas e luminosa, contabilizando 13, 12 e sete trabalhos, respectivamente. Além desses, há outras causas em menor proporção, tais como predação para consumo humano (6 estudos), expansão imobiliária (5), turismo (5), predação de ninhos (5) e mudanças climáticas (3).

Figura 02: Quantidade de artigos encontrados sobre temas relacionados à causa mortis de *Dermochelys coriacea*, publicados entre 2005 e 2020.



Fonte: Elaboração própria, 2021.

4. DISCUSSÃO

Para se ter um conhecimento do quantitativo populacional das tartarugas marinhas, o TAMAR realiza a contagem dos ninhos, que é equivalente à taxa de abundância populacional da espécie, embora haja oscilações no total de ninhos e fêmeas desovando

de uma temporada para outra. Este acompanhamento é feito a fim de se obter dados para análises comparativas com o histórico do banco de dados (MEYLAN, 1995; MARCONDES *et al*., 2017). Além disso, o número de ninhos é importante para se compreender tamanhos populacionais e suas tendências (ECKERT *et al*., 2012). Para *D. coriacea*, estima-se que a população de fêmeas que desovam no estado do Espírito Santo seja de 1 a 19 indivíduos (THOMÉ *et al*., 2007; ALMEIDA *et al*., 2011). Embora em uma mesma temporada reprodutiva as fêmeas possam realizar até 11 desovas, com picos entre os meses de setembro a fevereiro, o intervalo de remigração varia de dois a três anos (BOULON *et al.,* 1996, THOMÉ *et al.,* 2007). Além disso, aliado a este pequeno contingente populacional presente no Estado, somam-se fatores como maturidade sexual entre os 24,5 e 29 anos (AVENS *et al.,* 2009), reprodução tardia e ciclo de vida longo, o que leva à recuperação lenta das populações (ALMEIDA *et al*., 2011).

Ainda, estudos genéticos têm demonstrado que *D. coriacea* apresenta-se como um mosaico a nível molecular, sendo que a população do Atlântico Sul Ocidental não possui contato reprodutivo com as demais unidades genéticas, o que reforça a necessidade de proteção de seu conjunto gênico e de sua área de reprodução no norte do Espírito Santo (TURTLE EXPERT WORKING GROUP, 2007; VARGAS *et al.,* 2008).

Santos *et al.* (2011) relatam que as atividades humanas impactam em todos os estágios do ciclo de vida das tartarugas, desde a perda de áreas de desova, a matança de fêmeas, a coleta de ovos, degradação e poluição das águas até a captura acidental nas diversas práticas pesqueiras (SPOTILA *et al.,* 2000; HALL *et al.,* 2000; LAURENT *et al.,* 2001; YEUNG, 2001; DOMINGO *et al.,* 2006a; DOMINGO *et al.,* 2006b; LOPÉZ-MENDILAHARSU *et al.,* 2007).

Diante do exposto neste trabalho e de toda pesquisa bibliográfica realizada foi possível notar que a atividade que causa mais danos na atualidade, não só para as tartarugas como para a vida marinha em geral, é a pesca (Figura 2).

Embarcações de espinhel e camaroeiros causam a mortalidade de milhares de tartarugas marinhas (DOMINGOS *et. al.*, 2009), assim como também de muitas aves, peixes, cetáceos e pinípedes (VIEJOBUENO *et. al.*, 2012) que não são o foco da pesca, mas que podem ser capturadas acidentalmente e/ou incidentalmente (HAUEISEN *et. al.*, 2019). Os dados do PMP mostram que tartarugas das espécies *Caretta caretta* e *Chelonia mydas* foram encontradas após sofrerem impactos com embarcações, muitas das quais não tiveram oportunidade de reabilitação devido a colisão. Não existe a menção de *Dermochelys coriacea*, o que pode ser devido ao modo de vida oceânico desta espécie, o que a diferencia das demais tartarugas, que em fase juvenil estão mais próximas das costas devido aos hábitos alimentares. Nisto mostra a importância da REBIO de Comboios, pois se a mesma não fosse regulamentada por lei a região teria uma influência direta da pesca no ciclo de vida da *Dermochelys coriacea.*

As populações de tartarugas-de-couro diminuíram em todo o mundo em 90%, redução que se agrava nas populações da zona tropical do Pacífico, devido principalmente à mortalidade induzida pela atividade pesqueira por espinhel. Em Costa Rica, a frota camaroneira de arrasto anualmente descarta entre 6.000 a 9.000 toneladas de fauna acompanhante e captura mais de 15.000 tartarugas marinhas, representando uma ameaça constante por sua operação em águas em frente às praias de nidificação de tartarugas marinhas (VIEJOBUENO *et. al.*, 2012).

Porém, mesmo não tendo a citação da *D. coriacea* em específico sendo encontrada após a colisão com embarcações, um dos fatores que mais tem levado esta espécie ao óbito são as atividades pesqueiras principalmente a de arrasto para camarão no estado do Espírito Santo (MARCOVALDI *et al.*, 2006), pois afeta as *Dermochelys coriacea* quando estão na região na época de desova, o que pode levar à diminuição mais acentuada da

população do Espírito Santo, que já é considerada reduzida quando comparada às demais.

Outro fator encontrado amplamente citado na literatura (figura 2) como *causa mortis* de *D. coriacea* é a poluição das águas, que envolve despejo de agrotóxicos em oceanos por indústrias, poluição de praias, o que gera grande quantidade de resíduos sólidos, sobretudo plástico, aumento de metais pesados e contaminantes traços/poluentes nas águas (MARTINS *et al.*, 2019). No dia 5 de novembro de 2015, justamente no início da temporada de 2015/2016, ocorreu o rompimento da Barragem de Fundão em Mariana - Minas Gerais. Este desastre ambiental foi considerado de alta escala, pois quando a barragem se rompeu foram lançados mais de 40 milhões de rejeitos de minério e sílica no rio Doce, totalizando 650 km do ponto de rompimento até o estado do Espírito Santo (MARCONDES *et al.*, 2017). Além dos animais marinhos como diversos tipos de peixes, tubarão-baleia, tartarugas-marinhas, golfinhos e outros, o ecossistema como um todo também é afetado, tendo seu equilíbrio intensamente perturbado. Ainda, é importante acrescentar que os restos de petrechos de pesca, como redes, linhas, espinhéis e afins, que são descartados indevidamente nos oceanos acabam gerando acidentes com animais que vão, na maioria das vezes, a óbito, sendo um deles a *D. coriacea* (MARTINS *et al.*, 2019).

O terceiro fator que vem afetando fortemente o ciclo de vida das tartarugas é a poluição luminosa (figura 2), principalmente dos pólos urbanos, que vem afetar processos naturais de acasalamento, migração, alimentação e polinização das espécies, sem que elas tenham tempo de se adaptar. As tartarugas marinhas dependem de ambientes escuros para se locomoverem e o seu grande problema com a luz artificial começa com a seleção dos pontos de desova na praia e o seu posterior retorno ao mar. Quando os filhotes saem dos ovos, naturalmente procuram progredir no sentido contrário aos locais

escuros. Procuram a luz da lua e das estrelas refletidas no mar e infelizmente com a presença de iluminação artificial junto à costa, os filhotes não conseguem diferenciar os ambientes, resultando em desorientações. Se demorarem a alcançar o mar ficam expostas a predadores e podem mesmo morrer desidratadas. Existem também relatos de tartarugas atropeladas nas avenidas junto às praias ou invasão de residências e restaurantes ao serem atraídas pela iluminação artificial (SOUZA & NOGUEIRA, 2019). Porém vale ressaltar que na REBIO de Comboios este processo já foi bastante minimizado devido o trabalho do ICMBio e da Fundação Pro-Tamar na conscientização da população local.

A expansão imobiliária, juntamente com o turismo, exerce uma pressão de investidores tanto nacionais quanto estrangeiros na procura de novas áreas destinadas ao relançamento do excursionismo. A exemplo, na zona sul de Moçambique, a época de nidificação começa em outubro e termina nos finais de fevereiro e a praia do Bilene é um dos principais habitats de nidificação de tartarugas no sul do país. É assim que se assistiu, desde então, à alteração da função residencial de certas áreas para dar lugar a novos estabelecimentos turísticos. Há também espaço para feiras gastronômicas e artesanais que servem aos turistas. Assim, a expansão da rede hoteleira constitui um fator que compromete a sustentabilidade ambiental. Estudos realizados sobre esta matéria já haviam denunciado estas práticas e os perigos que isso representa para os ecossistemas locais. Por exemplo, a poluição com resíduos, a erosão, bem como o excesso de iluminação noturna e o ruído podem acelerar a degradação das áreas de nidificação e interferir na desova das tartarugas, sem descurar, obviamente, os problemas de saúde pública. Estas práticas ligadas à intensa atividade turística depreciam a qualidade ambiental da praia arenosa e consequentemente da fauna que ali habita (BERNARDO & NEVES, 2020).

Mesmo tartarugas sendo consideradas animais continuamente sob risco de extinção, a predação de ninhos por humanos ainda é uma ameaça devido ao alto teor nutricional que eles possuem (figura 2). Existem crenças populares, por exemplo na Costa Rica, de que os ovos possuem poderes afrodisíacos, o que aumenta consequentemente o comércio ilegal de subprodutos extraídos da espécie (VALQUI *et. al.*, 2017; VIEJOBUENO *et. al.*, 2012).

Dentre os fatores de ameaça, o aquecimento global tem-se demonstrado um sinal severo e preocupante quanto à sobrevivência das tartarugas, pois o ritmo acelerado de aumento da temperatura global pode ocasionar a extinção das espécies, que provavelmente não conseguirão se adaptar com a velocidade necessária. Isso porque quelônios são animais ectotérmicos, o que significa que dependem da temperatura do ambiente para controlarem sua temperatura corporal. Além disso, são animais cujo sexo será determinado em função da temperatura do ambiente durante a incubação de seus ovos (PEIRÓ *et al.*, 2021) que dura de 61,5 a 78 dias (THOMÉ *et al.* 2007), sendo que quanto mais quente a areia, maior a proporção de nascimento de fêmeas (GODLEY et al. 2002, GODFREY & MROSOVSKY 2006). A formação de populações unissexuadas gera preocupação, pois sem uma quantidade viável de machos, a espécie não conseguirá se manter. Porém, vale ressaltar que incubações com temperaturas extremamente baixas ou altas também são letais ao desenvolvimento do embrião (PEIRÓ *et al.*, 2021). Somado a isso, há possibilidade de nascimento de filhotes menores e mais debilitados, o que dificulta ainda mais a sobrevivência até a maturidade sexual, deixando a espécie mais vulnerável (GODLEY *et al.*, 2002, GODFREY & MROSOVSKY 2006, BOOTH & EVANS 2011, CAVALLO *et al.*, 2015).

Dermochelys coriacea é uma espécie cosmopolita, cujas longas migrações transoceânicas (BILLES *et al.*, 2006) dificultam o conhecimento sobre os hábitos pré-

desovais. Isso porque, apesar do avanço tecnológico atual, ainda não existe um transmissor que possa ser implantado nas fêmeas e que permaneça com bateria viável para transmitir os dados até a próxima temporada reprodutiva, o que provavelmente ocorrerá entre os próximos dois a três anos (CRIM *et al*., 2002; STEWART E DUTTON, 2011; FIGGENER *et al*., 2016). No Brasil, o litoral norte do estado do Espírito Santo é uma área conhecida com desovas regulares da *D. coriacea*, porém existem registros de eventuais posturas no Rio de Janeiro, Bahia, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul e Santa Catarina (SOTO *et al.*, 1997, BARATA & FABIANO 2002, LOEBMANN *et al*., 2008).

Para o sucesso de incubação e eclosão dos ovos, algumas características das fêmeas e do ambiente influenciam no contexto geral, tais como a formação geológica da praia, o formato dos sedimentos, a vegetação, a influência da maré na praia, o local que a fêmea nasceu, a iluminação que precisa ser natural no local, entre outras (MILLER, 1997), aumentando ainda mais a importância da proteção da REBIO de Comboios e das áreas de restinga e praiais adjacentes para consequente proteção destas espécies.

Acredita-se que a nidificação da *D. coriacea* na REBIO de Comboios seja referente à preferência destas fêmeas sobre a topografia praial, pois é um local que devido ser próximo a foz do Rio Doce, a quantidade de bioclastos é pequena e o sedimento que predomina é o quartzo, além da temperatura sedimentar ser maior quando comparada às demais áreas litorâneas que também recebem bioclastos (SANTOS & FERREIRA JÚNIOR, 2009; MILTON *et al*., 1997).

Sabe-se que as fêmeas têm preferência para desovarem no período noturno ou até mesmo no amanhecer do dia e que se orientam em períodos noturnos para retornarem ao mar através da luz da lua que é refletida na água ou em dias nublados na espuma branca que ocorre quando as ondas se dissipam no mar ou no encontro com a areia. Devido às

tartarugas deixarem rastros na areia e alguns destes poderem ser apagados tanto pela própria água do mar, quanto por pessoas e/ou veículos que podem ter passado no local, ocorre a não identificação dos mesmos pela equipe do PMP-BC/ES, o que pode ter sido um dos fatores que culminou na diferença discrepante dos valores das desovas entre o PMP-BC/ES e o TAMAR. A exemplo, segundo os dados da temporada de 2012/2013, o número de desovas da FPT é de 300 ninhos, enquanto o PMP-BC/ES registrou apenas 79, sendo uma divergência cuja causa não é apontada no relatório. Somado a isso, a equipe técnica do PMP-BC/ES pode ter realizado o acompanhamento dos quelônios marinhos em momentos durante o período diurno, o que subestima a quantidade de registros reprodutivos da espécie.

A flutuação com tendência à queda na quantidade de desovas registrada a partir de 2012/2013 é preocupante, tendo em vista que a quantidade de fêmeas que desovam no norte do Espírito Santo é considerada reduzida (THOMÉ *et al.*, 2007), e que cada uma coloca em torno de cinco ninhos. Dentre os filhotes que irão sobreviver e chegar ao mar, somente um ou dois chegarão à idade adulta para se reproduzirem e as fêmeas voltam à praia que nasceram para desovarem, pois são animais filopátricos.

Diante de todos os dados apresentados neste trabalho, tem-se a constatação de que a população da espécie *Dermochelys coriacea* no estado do Espírito Santo e nos demais locais não é grande, sendo de suma importância que os impactos das atividades antrópicas sejam reduzidos, pois caso isto não ocorra, esta espécie tende a declinar ainda mais o número de indivíduos, o que pode levá-la à extinção, gerando assim impactos na vida marinha.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a toda equipe do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas e da Biodiversidade Marinha do Leste (Centro TAMAR – Vitória), que é um dos centros de pesquisas do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pela disponibilização dos documentos para a elaboração deste artigo.

REFERÊNCIAS

AFONSO, Júlia. Mais de 2 mil tartarugas morrem em um ano no ES e redes de pesca ilegal são a principal causa. G1 ES. 2018. Disponível em: <https://g1.globo.com/es/espirito-santo/noticia/2018/11/01/redes-de-pesca-ilegal-matam-mais-de-2-mil-tartarugas-em-um-ano-no-es.ghtml>.Acesso em 06 de junho de 2021.

ALMEIDA, de Pádua Antônio; THOMÉ, João Carlos Alciati; BAPTISTOTTE, Cecília; MARCOVALDI, Maria Ângela; DOS SANTOS, Alexsandro Santana e LOPEZ, Milagros. 2011. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha Dermochelys coriacea (Vandelli, 1761) no Brasil. Biodiversidade Brasileira-BioBrasil, nº 1, p. 12-19.

AVENS, Larisa; SNOVER, l. Melissa. 2013. Age and age estimation in sea turtles. The biology of sea turtles, v.3. p. 97-134.

BAPTISTOTTE, Cecília; SCALFONI, Juarez T.; MROSOVSKY, N. 1999. Male-producing thermal ecology of a southern loggerhead turtle nesting beach in Brazil: implications for conservation. Animal Conservation forum, v. 2, n. 1, p. 9 13.

BARATA, Paulo C.R; FABIANO, Fabio F.C. 2002. Evidence for Leatherback Sea Turtle (*Dermochelys coriacea*) Nesting in Arraial do Cabo, State of Rio de Janeiro, and a Review of Occasional Leatherback Nests in Brazil. Marine Turtle Newsletter, vº 96, nº 1, p. 13-16.

BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological. Science, v. 364, p. 1985–1998.

BARRETO, Jonathas; THOMÉ, João Carlos Alciati; BAPTISTOTTE, Cecília, RIETH, D; MARCOVALDI, Maria Ângela; MARCOVALDI, G. G; BELLINI, Claudio; SCALFONI, Juarez T; FILGUEIRAS, Henrique; VILA-VERDE, Lucas; CABRAL, Lucas; MARCONDES, Ana Claudia; ALMEIDA, Antônio de Pádua. 2019. Reproductive longevity of the loggerhead sea turtle, Caretta caretta, in Espírito Santo, Brazil. Marine Turtle Newsletter, v. 157, p.10-12.

BERNARDO, Bernardino José; NEVES, José Lourenço. 2020. Sustentabilidade ambiental e práticas turísticas na praia de bilene – uma leitura interpretativa das principais mudanças. Cadernos de Geografia, nº 42, p. 83-91.

BOOTH, David T; EVANS, Andrew. 2011. Warm water and cool nests are best. How global warming might influence hatchling green turtle swimming performance. PLOS ONE, vº 6, nº 8, p. e23162

BOULON, R.H.; DUTTON, P. H.; MCDONALD, D.L. 1996. Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) on St. Croix, US Virgin Islands: fifteen years of conservation. Chelonian Conservation and Biology, vº 2, nº 2, p.141–147.

BOWER, Deborah S.; HODGES, Kate M.; GEORGES, Arthur. 2013. Salinity of incubation media influences embryonic development of a freshwater turtle. Journal of Comparative Physiology B, v. 183, n. 2, p. 235-241.

BROWNE, M. A.; CRUMP, P.; NIVEN, S. J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T; THOMPSON, R. 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. Environmental Science & Technology, v. 45, p. 9175–9179.

BURGESS, Matthew G.; MCDERMOTT, Grant R; OWASHI, Brandon; PEAVEY REEVES, Lindsey E; CLAVELLE, Tyler; OVANDO, Daniel; WALLACE, Bryan P; LEWISON, Rebecca L; GAINES, Steven D; COSTELLO, Christopher. 2018.Protecting marine mammals, turtles, and birds by rebuilding global fisheries. Science, n° 359, v. 6381, p. 1255-1258. Retrieved from: <https://escholarship.org/uc/item/91n461t6>. Acess in: 6 de abril de 2021.

CAUT, Stéphane; GUIRLET, Elodie; GIRONDOT, Marc. 2010. Effect of tidal overwash on the embryonic development of leatherback turtles in French Guiana. Marine Environmental Research, v. 69, nº 4, p. 254−261.

COLE, Matthew; LINDEQUE, Pennie; HALSBAND, Claudia; GALLOWAY, Tamara S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. Marine Pollution Bulletin, v. 62, p. 2588–2597.

CRIM, J. L; SPOTILA, L. D; SPOTILA, J. R; O'CONNOR, M; REINA, R., WILLIAMS, C. J; PALADINO, F. V. 2002. The leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, exhibits both polyandry and polygyny. Molecular Ecology, vº 11, nº 10, p. 2097-2106.

DAVIES, Robin W. D.; CRIPPS, Simon J.; Nickson, Amanda; Porter, G. 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. Marine Policy, v. 33, nº4, p. 661-672.

DERRAIK, Jose G. B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. Marine Pollution Bulletin, v. 44, n. 9, p. 842–852.

DOMINGO, A; BUGONI, L; PROSDOCIMI, L.; MILLER, P; LAPORTA, M;, MONTEIRO, D; ESTRADES, A; ALBAREDA, D. 2006b. El impacto generado por las pesquerías en las tortugas marinas en el Océano Atlántico sud occidental.

DOMINGO, Andrés; SALES, Gilberto; GIFFONI, Bruno; MILLER, Philip; LAPORTA, Martin; MAURUTTO, Guilherme, 2006a. Captura incidental de tortugas marinas con palangre pelágico en el Atlántico Sur por las flotas de Brasil y Uruguay. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, vº *59*, nº 3, p.992-1002.

DOMINGOS, Andrés; BARCELÓ, Caren; SWIMMER, Yonat, PONS, Maite, MILLER, Philip. 2009. Anzuelos circulares vs. Anzuelos“j” en la flota palangrera uruguaya. Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT, vº 64, p. 2427-2442

ECKERT, Karen L; WALLACE, Bryan P; SPOTILA, James R; BELL, Barbara A; 2015. Nesting Ecology and Reproductive. The Leatherback Turtle: Biology and Conservation, p.63.

ERIKSEN, Marcus; LEBRETON, Laurent C.M; CARSON, Henry S; THIEL, Martin; MOORE, Charles J; BORERRO José C; GALGANI, Francois; RYAN, Peter G; REISSER Julia. 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. PloS one, v. 9, nº 12, p.111913.

FEELEY Kenneth J; STROUD James T; PEREZ Timothy M. 2017. Most ‘global’ reviews of species’ responses to climate change are not truly global. Diversity and Distributions, v. 23, nº3, p. 231−234.

FERNANDO, Gustavo. 2018. Mais de 50 tartarugas são encontradas mortas todo mês em toda Grande Vitória. Disponível em: <https://www.folhavitoria.com.br/geral/noticia/10/2018/mais-de-50-tartarugas-sao-encontradas-mortas-todo-mes-na-grande-vitoria-diz-grupo-ambiental>. Acesso em 06 de maio de 2021.

Figgener, C., Chacón-Chaverri, D., Jensen, M. P., and Feldhaar, H. 2016. Paternity re-visited in a recovering population of Caribbean leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 475, p. 114-123.

GODFREY, Matthew H; MROSOVSKY N. 2006. Pivotal temperature for green sea turtles, *Chelonia mydas*, nesting in Suriname. The Herpetological Journal, vº 16, nº 1, p. 55−61.

GODLEY, B.J., BRODERICK A.C., GLEN F, HAYS G.C. 2002. Temperature dependent sex determination of Ascension Island green turtles. Marine Ecology Progress Series, v. 226, p. 115-124.

HALL, M.A; ALVERSON, D.L; METUZALS, K.I., 2000. By-catch: problems and solutions. Marine pollution bulletin, vº *41*, nº1-6, p.204-219.

HALPERN, Benjamin S.; FRAZIER, Melanie; POTAPENKO, John; CASEY, Kenneth S.; KOENIG, Kellee; LONGO, Catherine; LOWNDES, Julia Stewart; ROCKWOOD, R. Cotton; SELIG, Elizabeth R; SELKOE, Kimberly A; WALBRIDGE, Shaun. 2015. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world’s ocean. Nature communications, v. 6, p.1, p.1-7.

HAMANN, M; GODFREY, M.H; SEMINOFF, J.A; ARTHUR, K; BARATA, P.C.R; BJORNDAL, K.A; BOLTEN, A.B; BRODERICK, A.C; CAMPBELL, L.M; CARRERAS, C; CASALE, P. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. Endangered species research, v. *11*, nº 3, p.245-269.

HAUEISEN, Mariana P.; SILVEIRA, Raphaela A. D.; SEMPREBOM, Thais R.; PEIRÓ, Douglas F. 2019.–Unidades de conservação marinhas brasileiras: qual a importância. Revista Biologia Marinha de divulgação científica/Projeto Biologia Marinha Bióicos, vº 2, nº 2.

ICMBIO. PLANO DE MANEJO DA RESERVA BIOLÓGICA DE COMBOIOS. 2018a. Disponível em:<https://www1.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/Plano_de_Ma nejo_da_Rebio_de_Comboios.pdf>. Acesso em: 22.04.2021

JAMBECK J. R.; GEYER R; WILCOX C; SIEGLER T. R; PERRYMAN M; ANDRADY A; NARAYAN R; LAW K. L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, v. 347, n. 6223, p. 768-771.

LAURENT, L; CAMIÑAS, J.A; CASALE, P; DEFLORIO, M; DE METRIO, G; KAPANTAGAKIS, A; MARGARITOULIS, D; POLITOU, C.Y; VALEIRAS, J. 2001. Assessing marine turtle bycatch in European drifting longline and trawl fisheries for identifying fishing regulations. Project-EC-DG Fisheries, p.98-008.

LOEBMANN, Daniel; LEGAT, Jefferson Francisco Alves; LEGAT, Angela Puchnick; CAMARGO, Ricardo Costa Rodrigues; ERTHAL, Silmara; SEVERO, Magnus Machado; GOES, João Marco. 2008. Dermochelys coriacea (Leatherback sea turtle) nesting. Herpetological Review, vº 39, nº 1, p.81.

LOTZE, H. K., LENIHAN, H. S., BOURQUE, B. J., BRADBURY, R. H., COOKE, R. G., KAY, M. C.; JACKSONJ, J. B. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. Science, v. 312, nº 5781, p. 1806-1809.

MARCONDES, Ana Claudia; BAPTISTOTTE, Cecília; THOMÉ, João Carlos Alciati; VILA-VERDE, Lucas; RIBEIRO, Flavia Almeida; FREIRE, Jordana Borini; PIZETTA, Gabriela Tiradentes. 1.3. 136-PESQUISA E PROTEÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS NA FOZ DO RIO DOCE E O DESASTRE DE MARIANA-MG. 2017. X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro - X ENCOGERCO CIDEC Sul – FURG. *X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro - X ENCOGERCO CIDEC Sul – FURG*.

MARTINS, Lucas Garcia; SILVEIRA, Raphaela A. Duarte; SEMPREBOM, Thais R. e PEIRÓ, Douglas F. 2019. Tubarão-Baleia: gigante gentil ameaçado. Revista Biologia Marinha de divulgação científica/Projeto Biologia Marinha Bióicos, vol. 2, n 2.

MENDILAHARSU, Milagros López; SALES, Gilberto; GIFFONI, Bruno; MILLER, Philip; FIEDLER, Fernando Niemeyer; DOMINGO, Andrés. 2007. Distribución y composición de tallas de las tortugas marinas (Caretta caretta y Dermochelys coriacea) que interactúan con el palangre pelágico en el Atlántico Sur. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT,vº 60, nº 6, p.2094-2109.

MEYLAN, A.B. 1995. Estimating population size in sea turtles,. In: Bjorndal, K.A. (Ed.). Biology and Conservation of Sea Turtles. Smithsonian Institution Press. p. 135-138

MILLER, J. D. 1997. Reproduction in sea turtles. In: LUTZ, P. L. & MUSICK, J. A. The biology of sea turtles.

MILTON, S. L.; SCHULMAN, A. A.; LUTZ, P. L 1997. The effect of beach nourishment with aragonite versus silicate sand on beach temperature and Loggerhead Sea Turtle nesting success. Journal of Costal Research, vº 13, p. 904-915.

MULOCHAU, Thierry; LELABOUSSE, Clément; SÉRÉ, Mathieu. 2020. Estimations of densities of marine litter on the fringing reefs of Mayotte (France–South Western Indian Ocean)-impacts on coral communities. Marine Pollution Bulletin, v. 160, p. 111643.

NEWSON, S.E., MENDES, S., CRICK, H.Q.P., DULVY, N.K. and others .2009. Indicators of the impact of climate change on migratory species. Endangered Species Research, v.7, nº2, p.101−113.

NICHOLAS, K. Dulvy; BAUM, Julia, K; CLARKE, Shelley; COMPAGNO, Leonard J. V; CORTÉS, Enric; DOMINGO, Andrés; FORDHAM, Sonja; FOWLER, Sarah; FRANCIS, Malcolm P; GIBSON, Claudine; MARTÍNEZ, Jimmy; MUSICK, John A; SOLDO, Alen; STEVENS, John D; VALENTI, Sarah. You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 18, n. 5, p. 459-482, 2008.

PEIRÓ, Douglas F; SEMPREBOM, Thais R.; DUARTE SILVEIRA, Raphaela A.; JERONIMO, Fernanda C. 2021. Tartarugas Marinhas e o Aquecimento Global. Revista Biologia Marinha de Divulgação Científica. Ubatuba-SP, Brasil, Editora Bióicos, vº 4, nº 1.

PIAO, Shilong; LIU, Qiang; CHEN, Anping; JANSSENS, Yongshuo; JUNHU, Fu; LINGLI, Dai; LIAN, Liu Xiu; XIAOLIN, Maiogen Shen. 2019. Plant phenology and global climate change: current progresses and challenges. Global Change Biology, v. 25, nº 6, p 1922−1940

POLOCZANSKA, Elvira S; LIMPUS, Colin J; HAYS, Graeme C. 2009. Vulnerability of marine turtles to climate change. Advances in marine biology, v. 56, p. 151-211.

SANTOS, Conrado Hastenreiter.; FERREIRA JÚNIOR, Paulo Dias. 2009. Influência do local da desova na incubação de Dermochelys coriacea Vandelli, 1761 (Testudines: Dermochelyidae) na Reserva Biológica de Comboios, norte do estado do Espírito Santo, Brasil. Biota Neotropica, vº 9, p.413-418.

SANTOS, Robson G; MARTINS, Agnaldo Silva; FARIAS, Juliana da Nobrega; HORTA, Paulo Antunes; PINHEIRO, Hudson Técio; TOREZANI, Evelise; BAPTISTOTTE, Cecília; SEMINOFF, Jeffrey A; BALAZS, George H; WORK, Thierry M. 2011. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. Marine Pollution Bulletin, vº *62*, nº 6, p.1297-1302.

SMALL, Christopher; NICHOLLS, Robert J. 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. Journal of coastal research, p. 584-599.

SOTO, J.M.R.; BEHEREGARAY, R.C.P.; REBELLO, R.A.R.P. 1997. Range extension: nestin by Dermochelys and Caretta in Southern Brazil. Marine Turtle Newsletter, vª 77, p.6-7.

SOUZA, André; NOGUEIRA, Teresa. 2019. Impacto da Iluminação Pública na Natureza. Revista Técnico-Científica, Neutro À Terra. nº 24.

SPOTILA, James R.; REINA, Richard D.; STEYERMARK, Anthony C.; PLOTKIN, Pamela T.; PALADINO , Frank V. 2000. Pacific leatherback turtles face extinction. Nature, vº 405, nº 6786, p. 529-530.

STANDORA, Edward A; SPOTILA, James R. 1985. Temperature dependent sex determination in sea turtles. Copeia , p. 711-722.

STEWART, Kelly R.; DUTTON, Peter H. 2011. Paternal genotype reconstruction reveals multiple paternity and sex ratios in a breeding population of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). Conservation genetics, v. 12, n. 4, p. 1101-1113.

THOMÉ, João Carlos; BAPTISTOTTE, Cecília; MOREIRA, Luciana M. P; SCALFONI, Juarez T; ALMEIDA, Antônio de Pádua; RIETH, Denise B.; BARATA, Paulo C. R. 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (Dermochelys coriacea) in the State of Espírito Santo, Brazil 1988-1989 to 2003-2004. Chelonian Conservation and Biology, v. 6, n. 1, p. 15-27.

Turtle Expert Working Group. 2007. An Assessment of the Leatherback Turtle Population in the. Atlantic Ocean. NoAA technical memorandum NmFs-sEFsc, vº 555, p. 116.

VALQUI, M; PONS, M; RENDÓN, L; ANDRAKA, S; Amorós, S; Hall, M. 2017. Reducción de la captura incidental de tortugas marinas por la flota espinelera artesanal del Perú 2004-2009. Resumen del informe técnico. WWF-Perú/WWF LAC, p. 78.

VARGAS, Sarah M; ARAÚJO, Flávia C. F; MONTEIRO, Danielle S; ESTIMA Sérgio C; ALMEIDA, Antônio de Pádua; SOARES, Luciano S; SANTOS, Fabrício R. 2008. Genetic diversity and origin of leatherback turtles (Dermochelys coriacea) from the Brazilian coast. Journal of Heredity, vº 99, nº2, p.215-220.

VIEJOBUENO, Sandra; ADAMS, Charlotte. ARAUZ, Randall. 2021. Conservación e investigación de tortugas marinas en el pacífico de costa rica. Refugio Nacional de Vida Silvestre Caletas-Arío, San Miguel.

WALTHER, Gian Reto. 2010. Community and ecosystem responses to recent climate change. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. v. 365, nº 1549, p.2019−2024.

YEUNG, Cynthia. 2001. Estimates of marine mammal and marine turtle bycatch by the US Atlantic pelagic longline fleet in 1999-2000.