

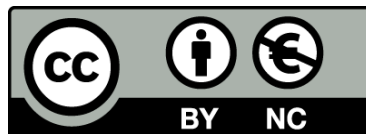


UNIVERSITAT DE
BARCELONA

Interacció entre les tortugues marines i la pesca professional al mar Mediterrani occidental, i els seus efectes en l'ecosistema

Interaction between sea turtles and professional fishing in the western Mediterranean Sea and its effects on the ecosystem

Irene Álvarez de Quevedo i Gispert



Aquesta tesi doctoral està subjecta a la llicència **Reconeixement- NoComercial 3.0. Espanya de Creative Commons**.

Esta tesis doctoral está sujeta a la licencia **Reconocimiento - NoComercial 3.0. España de Creative Commons**.

This doctoral thesis is licensed under the **Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0. Spain License**.

**Interacció entre les tortugues marines i
la pesca professional al mar Mediterrani
occidental, i els seus efectes en
l'ecosistema**



Irene Álvarez de Quevedo i Gispert

TESI DOCTORAL

2016



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

**Interacció entre les tortugues marines i la pesca
professional al mar Mediterrani occidental, i els
seus efectes en l'ecosistema**

*Interaction between sea turtles and professional fishing in the western
Mediterranean Sea and its effects on the ecosystem*

Irene Álvarez de Quevedo i Gispert

Tesi doctoral, 2016

Álvarez de Quevedo I (2016), Interacció entre les tortugues marines i la pesca professional al mar Mediterrani occidental, i els seus efectes en l'ecosistema. *Tesi doctoral*, Universitat de Barcelona.

Foto portada: Irene Álvarez de Quevedo.

Foto contraportada: Àlex Lorente/SUBMON.

Fotos portada capítols: Irene Álvarez de Quevedo, Marc Baeta (p.61), Manel Gazo/SUBMON (p.73).

Dibuixos agraïments: NOAA/Jack Javech.



Departament de Biologia Animal
Programa de doctorat en Biodiversitat

**Interacció entre les tortugues marines i la pesca professional
al mar Mediterrani occidental, i els seus efectes en
l'ecosistema**

Memòria presentada per Irene Álvarez de Quevedo i Gispert per optar al
grau de Doctora per la Universitat de Barcelona

Barcelona, 2016

Tutor i Director:

Doctoranda:

Dr. Lluís Cardona Pascual

Irene Álvarez de Quevedo i Gispert

Departament de Biologia Animal
Universitat de Barcelona

*Dedicat al meu avi, Federico Álvarez de Quevedo, qui
em va ensenyar a estimar el mar i a meravellar-me
amb cada ésser que hi viu.*

«La mer, une fois qu'elle vous a jeté un sort, vous tient dans son filet merveilleux pour toujours ».

JACQUES-YVES COUSTEAU

« -Oui! Je l'aime! La mer est tout! Elle couvre les sept dixièmes du globe terrestre. Son souffle est pur et sain. C'est l'immense désert où l'homme n'est jamais seul, car il sent frémir la vie à ses côtés. La mer n'est que le véhicule d'une surnaturelle et prodigieuse existence; elle n'est que mouvement et amour; c'est l'infini vivant, comme l'a dit un de vos poètes. Et en effet, monsieur le professeur, la nature s'y manifeste par ses trois règnes, minéral, végétal, animal. Ce dernier y est largement représenté par les quatre groupes de zoophytes, par trois classes des articulés, par cinq classes des mollusques, par trois classes des vertébrés, les mammifères, les reptiles et ces innombrables légions de poissons, ordre infini d'animaux qui compte plus de treize mille espèces, dont un dixième seulement appartient à l'eau douce. La mer est le vaste réservoir de la nature. C'est par la mer que le globe a pour ainsi dire commencé, et qui sait s'il ne finira pas par elle! Là est la suprême tranquillité. La mer n'appartient pas aux despotes. A sa surface, ils peuvent encore exercer des droits iniques, s'y battre, s'y dévorer, y transporter toutes les horreurs terrestres. Mais à trente pieds au-dessous de son niveau, leur pouvoir cesse, leur influence s'éteint, leur puissance disparaît! Ah! Monsieur, vivez, vivez au sein des mers! Là seulement est l'indépendance! Là je ne reconnais pas de maîtres! Là je suis libre! ».

JULES G. VERNE, *Vingt mille lieues sous les mers*, 1870

AGRAÏMENTS

Ha estat un llarg i meravellós viatge i no tinc prou línies per expressar el meu agraïment a tothom un per un, a part que sabeu que sóc despistada i segur que em deixaria algú. Per això, abans de començar amb els agraïments oficials i que sabeu que no poden faltar, voldria donar-vos les gràcies a totes i totes els que m'heu acompanyat al llarg d'aquests anys, ja sigui els que hi heu estat des de sempre com els que heu arribat fa poquet a la meua vida. A totes i tots, moltíssimes gràcies per ser-hi i per ser com sou, gràcies pel vostre suport. A tu que estàs llegint aquestes línies, gràcies de tot cor. A les persones que sempre heu confiat en mi, a les que sé que hi sereu sempre, a les que esteu lluny però alhora tan a prop, a tothom que d'una manera o altra un bocinet d'aquesta tesi també és vostra: gràcies. Sabeu que podeu comptar amb mi sempre. En aquests anys de doctorat no puc negar que hi han hagut moments durs, molt durs, però sempre he intentat veure la part positiva i omplir-me d'energia per seguir endavant amb un somriure d'orella a orella.

La sensació que tinc ara mateix és que sento que aquest llarg viatge és només l'inici, l'inici d'alguna cosa o d'un altre viatge encara més gran. Per això us convido a totes i tots a seguir-me acompanyant en el camí, amb somriures i llàgrimes, això sempre (i moltes vegades serà tot alhora!), però amb il·lusió i molta força. Això és el que sento, ara que ja escric les darreres paraules d'aquesta tesi, i que necessitava dir-vos.

I ara ja sí, començo amb tots els agraïments indispensables i que em fa il·lusió que quedin escrits per sempre:

Evidentment tothom sap per qui començaré, i no només perquè oficialment toqui fer-ho sinó perquè no podia ser d'altra manera: en Lluís. El Dr. Lluís Cardona Pascual, per mi un dels més grans científics que tenim a Catalunya i una de les millors persones que he conegut, alhora d'un magnífic director amb qui he pogut comptar sempre. I no és per fer-te la pilota, Lluís! Tots sabem que no ets d'expressar massa ni emocions ni sentiments, però sempre he pogut comptar amb tu, sempre tens aquella capacitat d'animar i omplir d'energia el teu voltant amb les teves grans idees i la teva passió per la feina, que et caracteritza tant. I per mi això no té preu. No oblidaré mai quan et vaig conèixer a Formentera, on només arribar ja ens vas cuinar un peix boníssim! i en una visita a un far ens vas explicar la biogeografia de les sargantanes endèmiques de les Illes... sabies vida i miracles de les sargantanes i de pràcticament totes les espècies que vam trobar. Vaig tenir la sensació que ho sabies tot!! No tinc cap dubte que he tingut moltíssima sort de que m'hagis dirigit la tesi. M'emporto tot el que he après amb tu, totes les experiències compartides i sobretot aquella frase que em vas dir un dia: "la vida és com anar en bicicleta: si deixes de pedalar caus!". I és el he intentat fer, a poc a poc, però seguir pedalant, i per això ara puc estar escrivint aquesta tesi, amb la sensació d'haver-ho aconseguit, d'haver arribat, però amb cap intenció de deixar de pedalar. Gràcies Lluís.

I per suposat, he de seguir amb el Grup de Grans Vertebrats Marins del Mediterrani, del Departament de Biologia Animal de la Universitat de Barcelona, del qual estic molt contenta i orgullosa d'haver-ne format part. Gràcies Àlex, per donar-me la oportunitat d'entrar al grup i de formar-me amb vosaltres i sobretot de poder posar el meu granet de sorra en el coneixement i conservació de les tortugues marines al nostre país. I ja menys formalment, gràcies pels sopars de grup a casa teva, les escapades tots junts a Cadaqués, les xerrades al bar,... Gràcies per tot. I bé, gràcies a tot el grup per haver compartit tants moments i cafès i aventures junts! Xon, tu que sempre hi ets i ens regales un somriure; Manel, que tot i l'estrès estàs fent el que t'agrada i això es nota! gràcies per la teva ajuda constant; Joan, gràcies per tots els moments fantàstics que vam compartir per ses Illes tot navegant (a la barca amb tap i sense!); Esteve, que vam coincidir poquet però encara vas tenir temps d'explicar-me mil batalletes! Victoria, coincidimos poco pero siempre me encantó tu energía; Mónica, gracias por tus ánimos siempre! Y por esos tés buenísimos que aún recuerdo; Massimo, sigue siempre con tu sonrisa y tu acento peculiar! Gracias por hacerme saber siempre que estás ahí; Encarna, sempre m'has ajudat, ets bona amiga i companya de moltes batalles! Gràcies per ser com ets! Ana, como echo de menos aquellos abrazos de los nuestros, me

dieron tanta fuerza!! Lissette, Gabi, Lorna, y todos! Aunque siempre venía poquito pudimos compartir cenas maravillosas y entrañables! Ah! Y Patricia, que curiosamente años después nos volvemos a reencontrar aquí! Gracias por tus ánimos! Carles, a tu és a qui conec de fa més temps, i amb qui vaig fer els meus primers embarques... ets bon company i gran amic des de sempre. Sempre hi has sigut present d'una manera o altra. Gràcies per entendre'm en els moments més difícils i també per compartir les alegries més grans! I a l'Elena també, moltes gràcies per seguir essent la mateixa després de tants anys, i fer-me sentir com quan estàvem de campanya juntes ara ja fa més de deu anys! Bé, i he deixat pel final al "trio de la muerte"... exacte: Fabi, Morgana i Marcel. Sabéis que sin vosotros no lo habría conseguido. Soys increíbles. Los mejores (y lo sabéis!) y sólo puedo deciros que os quiero mucho! Fabi, tu con tu fuerza y entereza que me has sabido valorar como nadie y con tu sonrisa que siempre me ha acompañado! (entre algunas lágrimas claro!). Morgana, tantas charlas compartidas de la tesis y de la vida... contigo además hemos pasado la recta final juntas y no tengo palabras. Seguiremos viviendo locuras seguro, pero a otro ritmo espero y sin tanta esquizofrenia! Y sobretodo con sonrisas, ahora ya sí! I Marcel, és que hem compartit tantes coses... i ens en queden tantes per compartir!! Saps que la meva primera parada just després de la defensa de la tesi serà a Bangor, i després... allà on ens porti el vent! Ets i seràs sempre el meu superman (i saps que m'estic aguantant d'explicar perquè, però em portaré bé i no ho faré), no canvieu mai ni tu ni en Gregg! I espero no haver-me deixat ningú... Gràcies infinites a tots!! Espero, però, seguir compartint amistat, aventures i projectes d'una manera o altra!

Gràcies també a tota la gent del Departament de Biologia Animal, tant professors com doctorands que sempre hi heu estat i m'heu fet costat! Als "Juanes" sempre tan somrients, la Blanca, l'Àlex, l'Albert, l'Ani, "mis chilenas polinésicas", la Pili reina dels isòtops i la salvadora de molts... i una llarga llista. Moltes gràcies a totes i tots!! I també voldria donar les gràcies d'una forma especial a un professor a qui aprecio moltíssim i a qui escoltaria sempre quan passa pel despatx i explica alguna de les seves històries meravelloses: el Dr. Jacint Nadal. Va ser vostè qui em va animar a anar a parlar amb l'Àlex, perquè "Ara no treballen amb tortugues marines, però segurament més endavant faran coses..." i al cap de poc en Lluís em trucava per si volia participar a la campanya d'embarcaments a Balears... i fins avui. I també va ser qui em va animar i ajudar a aconseguir fer realitat el meu somni d'anar a les illes *Galápagos*, indret màgic on vaig viure entre tortugues i lleons marins. De veritat, moltíssimes gràcies.

I segueixo amb aquelles persones màgiques que sempre han estat amb mi i, per sort meva, segueixen al meu costat... a més o menys distància, però sempre aquí, com l'Stephen, que puc dir que gràcies a tu (i en Marcel i la Mariluz *of course*) recordaré sempre Mèxic com un dels llocs més entranyables on hem estat! "Yo no sé mañanaaa!!". També hi ha la Daniela de Lampedusa, que és una de les dones més meravelloses que he conegut mai, a qui admiro profundament. I tota la gent dels congressos... amb gent de tot arreu amb qui hem compartit els millors symposiums del món! Amb grans mites com l'Aliki, en Yaniv, en Bojan,... I parlant de congressos, vull donar les gràcies en especial a la Mariluz, que fa que ens coneixem uns... 10 anys? Més i tot crec! "Siempre me has ayudado tanto! Gracias por confiar en mi. Ojalá sigamos haciendo cosas juntas, entre tortugas y pescadores! Espero que salgan proyectos y mil congresos más para seguir compartiendo aventuras y viajes!!" Aprofito també per donar les gràcies a tota la gent de Submon, en Jordi, la Carla, l'Eva, tots! Gràcies pel vostre suport.

I no vull deixar-me a la Pepa, del Zoo, que m'has animat sempre a acabar! Ja està Pepa!! Ara sí!!!

Tampoc pot faltar de cap manera un equip de persones fantàstiques i grans científics (i uns artistes també!), que m'han acompanyat durant tot aquest viatge: el grup de la Universitat de València, amb qui he compartit projectes, articles, viatges, congressos, històries de tota mena,... Vull donar les gràcies sobretot a la Patrícia, "por tantas aventuras compartidas!, y por las risas, y comidas super ricas, y por estar ahí siempre con esa sonrisa tuya! Tenemos que conseguir vernos más amenudo!". També donar-te les gràcies a tu, Jesús, perquè ara ja fa moltíssim que ens coneixem i sempre estàs disposat a ajudar quan se't necessita i sempre estàs al dia de tot! Gràcies pels teus consells, fotos, ànims... per tot! I gràcies a tu també Francesc, per tots els mails compartits teoritzant sobre tortugues i el Delta, pels teus ànims i per

aquelles paraules teves de: *Cap a dalt! Sempre cap a dalt!* que em van fer somriure tant. Ah i per compartir emocions viscudes dalt dels escenaris! Gràcies a tots. I seguint en terres valencianes, també vull donar les gràcies a la gent de l'Oceanogràfic, sempre disposada a ajudar, i a la gent de Xaloc, amb qui vaig compartir experiències curioses a la platja. I també gràcies a la gent de Chelonia, de més al sud, “gracias Manuel por tu ayuda!”.

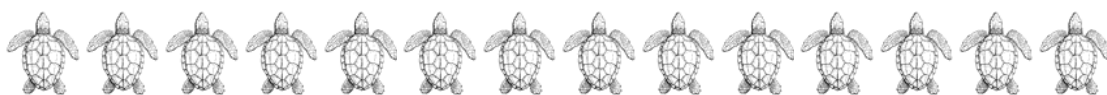
També vull donar les gràcies a uns bons amics i enamorats del mar que em van ensenyar que a vegades les aparences enganyen i molt... que els pescadors també poden ser grans persones i que estimen la mar tan o més que qualsevol de nosaltres. Sabeu que sense la vostra ajuda no hauria pogut fer res del que presento en aquesta tesi! Als palangrers: Quim, Xavi, Òscar i família, Sergio, Manolo,... amb vosaltres vaig aprendre a viure a alta mar i a saber com en pot ser de dura la vida d'un pescador i com en pot ser de meravellosa! Gràcies per obrir-me casa vostra i per col·laborar en fer un pas més en la conservació de les tortugues marines! Gràcies a tots els pescadors amb qui he treballat, de Balears, del Delta de l'Ebre, de l'Empordà, de tot Catalunya! Gràcies per la vostra amabilitat i per sempre estar disposats a col·laborar.

I gràcies a tots els amics que sempre hi sou, per animar-me sempre tot i no saber ben bé què he fet durant la tesi, per escoltar-me i entendre'm... Marta, Txell, Pere, sabeu que sou part d'aquesta tesi! Beto, que encara que no t'ho sembli sempre m'acompanyes, aquesta tesi també és una mica teva! I Lourdes, gràcies per sempre fer-me costat en tot, i per animar-me tant amb la tesi, que també l'has patit! És una mica teva també! I Marina, Mi, Ruth, Eva, Nati, Laura, Tomàs... gràcies per ser com sou!!! I gràcies a totes les ballarines i amigues dels grups de dansa polinèsia *Poeiti Maohi* i *Vahine Matai*, i del grup de dansa oriental, que m'acompanyen sempre i sense les quals la vida seria grisa i trista! La dansa ens dona vida! I si és a Tahití millor, però de moment aquí també ens ho passem genial juntes! Us dedico part d'aquesta tesi. I un gràcies especial també a les “roco girls”, Clara i Ari, que m'heu recolzat i animat sempre amb xerrades existencials i el que ha fet falta! Sou tremendes! I, com no!, a tot el grup fantàstic d'Areata, amb qui he compartit tantes històries i tantes rialles... i lo que queda! I també a l'equip de FAMA, que sempre han confiat en mi i m'han animat a acabar la tesi amb força. Moltes gràcies!!!!

A tu, Adrià, que des de sempre hem compartit la passió per la natura, el mar i els animals, per sobre de tot. Gràcies per donar-me força per seguir endavant, tot i no entendre ben bé el que estava fent, i per aquelles infusions que tant he necessitat i per els olis màgics de la teva mare! Gràcies també a tots vosaltres, Carme, Aleix, Santi, Carlos... per ser-hi i per acollir-me tan bé. I a la Nala!!!

I finalment, però no menys important, vull donar les gràcies a la meva família. A tots: als meus pares, Jaume i Dolça, les meves tres súper germanes, la Rosanna (i en Robert) i la Nuri (i en Josep Ma), a la iaia Cati, als tiets, cosins, als meus “cosinets” (i parelles) més genials que hi ha... (Estel te'n recordes dels embarques que vas venir a fer amb mi? Eren els inicis! Quins records!) Als que ja no hi són. Al meu avi, que em va animar més que ningú a estudiar biologia i quan vaig marxar a viure a Barcelona em trucava cada dijous sens falta per veure com estava i què havia après. A tots, moltes gràcies. Perquè sense vosaltres no seria qui sóc, ni hauria arribat fins aquí. Només espero que en llegir aquesta tesi pugueu entendre una miqueta més “això que faig de les tortugues” que m'ha fet voltar per tot el món, navegar dies sencers i estar hores i hores davant de l'ordinador. Veureu que és més interessant del que semblava!

I ara sí, per acabar, vull anomenar un poblet situat al nord de la Costa Brava, al mar d'Amunt: Colera. Poble que estimo de tot cor (sense desmerèixer la meva Girona), on jugava a la platja de petita tots els estius, on vaig aprendre a estimar el món submarí, on he iniciat un projecte meravellós anomenat SOM-HI!!!! (mireu el facebook), on sempre he trobat la inspiració, i on he escrit gran part d'aquesta tesi. Així doncs la meva darrera dedicatòria és per Colera i tots els colerencs.



CONTINGUTS

Resum en anglès - <i>Abstract</i>	11
Informe del director	12
Introducció general	13
Objectius	27
Capítol 1	
<i>La captura accidental de tortugues marines a Catalunya</i>	31
1.1 Les fonts de captura accidental de tortugues babaua (<i>Caretta caretta</i>) al mar Mediterrani occidental, a més del palangre de superfície.	
Capítol 2	
<i>La interacció amb el palangre de superfície</i>	45
2.1 La taxa de mortalitat en les tortugues babaua (<i>Caretta caretta</i>) capturades accidentalment per palangre de superfície al mar Mediterrani occidental, i les seves conseqüències per a les poblacions d'origen Atlàntic.	
2.2 Evolució de les captures accidentals de tortuga babaua (<i>Caretta caretta</i>) a la Mediterrània.	
Capítol 3	
<i>La interacció amb l'arrossegament</i>	63
3.1 Una veda a l'hivern és la millor mesura per a la reducció de la captura accidental de tortugues babaues causada per la pesca d'arrossegament a la Mediterrània occidental.	
Capítol 4	
<i>Efectes sobre les poblacions de meduses</i>	75
4.1 Els depredadors apicals del mar Mediterrani consumeixen de forma general plàncton gelatinós.	
Discussió global	93
Conclusions	115
Referències	119

ABSTRACT

The loggerhead turtle is an endangered species that has undergone a serious reduction of populations worldwide. In this regard, many factors involved in the mortality of this species have been identified, but from all, the most significant is bycatch due to professional fishing. In the western Mediterranean, bycatch of sea turtles has traditionally been associated mostly with drifting longlines. However, several cent studies have identified other gears as significant sources of sea turtle bycatch, at least at certain regions within the Mediterranean. Ten years ago, nothing was known about the impact caused by the Catalan professional fishing fleet on sea turtles and hence this thesis aimed to estimate the mortality generated by professional fishing in the region, identify the relative importance of different fishing gears in sea turtle bycatch, asses the post-release mortality of bycaught turtles and identify methods to reduce the bycatch levels by bottom trawlers. Furthermore, this thesis aimed to test the hypothesis that a decline in the population of sea turtles because of high levels of incidental bycatch was the reason for recent jellyfish outbreaks. The results of this thesis showed that drifting longlines and bottom trawls are the gears most often involved in incidental bycatch of loggerhead sea turtles in the region. In particular, drifting longlines catch loggerheads in the oceanic basin and bottom trawling on the continental shelf. Satellite tagging of incidentally hooked turtles has revealed high rates of post-release mortality (0,308-0,365), hence indicating that the line has to be cut and the hook removed before release alive turtles to minimize the impact of bycatch. Regarding bottom-trawling bycatch, it concentrated in the Ebro Delta during the winter months, not because of a higher abundance of loggerhead turtles, but because of operations factors, as bottom trawlers in the region usually operate on the continental shelf and not on the slope. Aerial surveys revealed that loggerhead turtles distributed randomly over the continental shelf and hence closing to fishing the shelf shallower than 50 m, as elsewhere off Spain, will result into a small reduction in bycatch figures. Conversely, as most of the bycatch has been recorded in late winter, a closed season would be more useful. Finally, results showed that the loggerhead sea turtles are not the only consumer of jellyfish in the Mediterranean. On the contrary, a rich guild of opportunistic predators of jellyfish exists, all of them species with commercial interest such as the bluefin tuna or swordfish. Therefore, jellyfish blooms are unlikely to be the result of a decline in the numbers of loggerhead turtles alone.

Key words: *Sea turtles, Mediterranean, Caretta caretta, Bycatch, Longlines, Bottom-trawling, Pop-ups, Aerial surveys, Satellite tracking, Stable Isotopes, Jellyfish consumers.*

El **Dr. Lluís Cardona**, director de la tesi doctoral titulada "*Interacció entre les tortugues marines i la pesca professional al mar Mediterrani occidental, i els seus efectes en l'ecosistema*", certifica que la present tesi ha estat realitzada íntegrament per la doctoranda Irene Álvarez de Quevedo i Gispert. Aquesta, ha participat activament en la planificació i preparació de cada un dels articles presentats en aquesta tesi doctoral. En concret, la contribució de la doctoranda per a cada article inclou: la planificació dels objectius, l'anàlisi de laboratori de les mostres, l'anàlisi dels resultats, la redacció de l'article i la revisió final. Cap article dels aquí presentats s'ha utilitzat per altres tesis doctorals.

Llistat d'articles (en ordre cronològic), amb el seu estat de publicació i el factor d'impacte de les revistes corresponents:

- **Álvarez de Quevedo, I.**, Cardona, L., De Haro, A., Pubill, E., and Aguilar, A. (2010) Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 677–685. **Factor d'impacte: 2.38**
- Cardona L, **Álvarez de Quevedo I**, Borrell A, Aguilar A (2012) Massive Consumption of Gelatinous Plankton by Mediterranean Apex Predators. *PLoS ONE* 7(3): e31329. doi:10.1371/journal.pone.0031329. **Factor d'impacte: 3.23**
- **Álvarez de Quevedo, I.**, San Félix, M., Cardona, L. (2013) Mortality rates in by-caught loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea and implications for the Atlantic populations. *Mar Ecol Prog Ser*, Vol. 489: 225–234. doi: 10.3354/meps10411. **Factor d'impacte: 2.62**
- **Álvarez de Quevedo, I.**, San Félix, M., Cardona, L. (2014) Temporal trends in the by-catch of loggerhead turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea: Reply to Báez et al. (2014) *Mar Ecol Prog Ser*, Vol. 504: 303–304. doi: 10.3354/meps10823. **Factor d'impacte: 2.62**
- **Álvarez de Quevedo, I.**, Cardona, L., Tomás, J., Gosálbez, P., Agustí, C., Raga, T., Ferrer, X., Aguilar, A. (2016) Winter fishing closure is the best measure to reduce loggerhead sea turtle bycatch due to bottom trawling in the western mediterranean (*en prep.*)

Barcelona, 29 d'octubre de 2015

Dr. Lluís Cardona Pascual

INTRODUCCIÓ GENERAL I OBJECTIUS



INTRODUCCIÓ

Els ecosistemes marins estan afectats mundialment per l'acció antròpica i, de tots els factors d'impacte que pateixen, la pesca és una de les causes més importants de la davallada de moltes poblacions d'animals marins arreu del món, juntament amb el canvi climàtic (Pauly et al. 1998, 2002, 2005, Jackson et al. 2001, Myers i Worm 2003, Planque et al. 2010).

Però els seus efectes s'estenen més enllà de les espècies comercials, de manera que la pesca ha causat també la reducció de poblacions d'espècies no objectiu o sense interès comercial (Dayton et al. 1995, Hall 1996, Soykan et al. 2008, Davis et al. 2009), la captura de les quals en molts casos fins i tot pot causar grans molèsties als mateixos pescadors. Són les anomenades captures accidentals (Crowder i Murawski 1998, Hall et al. 2000), degudes sobretot a les característiques de molts arts de pesca, que en ser poc selectius poden arribar a pescar qualsevol altra espècie que comparteixi hàbitat i aliment amb les espècies comercials objectiu de la pesqueria.

En aquest sentit, els grans vertebrats marins són uns dels grups més afectats per la interacció amb la pesca i les captures accidentals són, sovint, l'amenaça més greu per la seva conservació (Heppell et al. 1999, Fujiwara i Caswell 2001, Lewison i Crowder 2003, Lewison et al. 2004a). Així, gran quantitat d'espècies de mamífers marins, elasmobranquis, aus marines i tortugues marines són capturades accidentalment arreu del món, i com a conseqüència les seves poblacions s'han vist dràsticament reduïdes (Tuck et al. 2001, Baum et al. 2003, Read 2008, Rivalan et al. 2010, Wallace et al. 2010, Crowder et al. 2011, Komoroske i Lewison 2015).

A més, les captures accidentals poden comportar conseqüències negatives no només per a la biodiversitat, sinó també per a l'ecosistema, ja que poden afectar a la dinàmica tròfica dels sistemes marins. Per aquest motiu, als darrers anys, la recerca i estudis sobre captures accidentals de grans vertebrats marins ha augmentat exponencialment (Soykan et al. 2008), contribuint a una millora del coneixement pel que fa a les espècies més afectades i a la magnitud relativa de la captura accidental a gran escala (per exemple, Lewison et al. 2004a, b, 2007, Casale et al. 2010, Wallace et al. 2010).

Per una banda, és bàsic conèixer quines són les espècies i poblacions afectades, ja que les seves característiques biològiques i el seu comportament determinaran els seus patrons de distribució i l'ús que en fan de l'hàbitat, fent-les més o menys vulnerables a ser capturades (Lewison et al. 2014). Per altra banda, també és necessari caracteritzar les captures accidentals en sí mateixes, és a dir, quantificar el nombre total de captures per cada art i zona, definir els

arts de pesca que hi tenen una incidència més elevada, estimar la mortalitat que generen (tant directa com indirecta) i determinar les conseqüències que comporten per les poblacions. Només amb aquesta informació podem ser capaços de definir les estratègies necessàries per poder trobar una solució a cada situació, aconseguint realitzar una gestió adequada per arribar a un consens entre la reducció de les captures i els efectes per als pescadors, i assolint a la llarga una pesca sostenible.

En els darrers anys s'han aconseguit avenços substancials en el desenvolupament d'estratègies de mitigació i gestió per tal de reduir aquesta captura accidental de grans vertebrats marins (Cox et al. 2007, Gilman et al. 2007, 2010, Howell et al. 2008, 2015). De manera que, en molts casos, s'ha arribat a la recuperació de poblacions col·lapsades amb la creació d'acords nacionals molt eficaços (Gerber i Hilborn 2001, Crowder et al. 2011). Tot i així, en molts països encara no s'ha aconseguit i segueix essent un problema d'actualitat per moltes espècies migradores (Wallace et al. 2013, Lewison et al. 2014, Komoroske i Lewison 2015).

La reducció de les captures accidentals representa un dels problemes de conservació de més difícil solució per a les espècies de megafauna amb cicles biològics complexos, de vida llarga i que necessàriament han de realitzar llargs viatges per a desplaçar-se de les seves àrees de reproducció fins a les àrees d'alimentació, i a la inversa (Heppel et al. 1999, Lewison et al. 2004b). La llargada dels seus desplaçaments i la seva gran longevitat, fan que fins i tot un risc de captura relativament baix pugui tenir un efecte acumulat important sobre aquestes espècies. A més, els seus viatges impliquen territoris amb diferents jurisdiccions, de manera que per l'aplicació de mesures de gestió adients s'exigeix l'acció internacional, la cooperació entre països i, en alguns casos, la necessitat d'instruments polítics a gran escala per fer-hi front. Per tant, el desenvolupament d'estratègies eficaços de reducció de la captura accidental és un repte ambiental complex, que inclou components científics, socioculturals i socioeconòmics (Komoroske i Lewison 2015).

Les tortugues marines i la pesca

Les tortugues marines són particularment vulnerables a la captura accidental degut, precisament, al seu caràcter migratori: podent arribar a recórrer fins a 1.000 km de distància (Spotilla 2004), i a les seves característiques biològiques: de maduració sexual en edats avançades, vida llarga i baix rendiment reproductiu, és a dir, per tenir uns cicles vitals realment complexos i dilatats en el temps (Wyneken et al. 2013).

Per aquest motiu, pràcticament totes les espècies de tortugues marines es troben actualment amenaçades i, tot i que en algunes zones hi ha poblacions considerades estables, majoritàriament encara hi ha moltes poblacions arreu del món que pateixen una elevada

mortalitat generada per la pesca accidental o l'explotació directa (Lewison et al. 2004b, Koch et al. 2006, Peckham et al. 2007, 2008, Read 2008, Wallace et al. 2010a, 2011, Mancini et al. 2011), de manera que s'han vist greument reduïdes i, fins i tot, algunes espècies estan considerades en perill crític d'extinció (Wallace et al. 2013, Komoroske i Lewison 2015). Es tracta, doncs, d'espècies que presenten un bon exemple de la necessitat de plantejar estratègies de conservació que siguin globals (Koch et al. 2006, Peckham et al. 2007, Wallace et al. 2010a, b, 2011, Hamann et al. 2010, Lewison et al. 2014) per poder recuperar les seves poblacions.

Tot i així, el fet d'ocupar un territori tan gran ha causat una gran complicació a l'hora de considerar el seu grau d'amenaça, així com el seu corresponent estat de conservació de les poblacions de tortugues marines entre diferents regions. D'aquesta manera, tot i la necessitat d'aconseguir èxits globals de conservació per a les poblacions de tortugues marines, s'ha vist que és necessari actuar localment, per respondre als impactes específics de cada regió.

Per aquest motiu, recentment s'han creat les anomenades unitats de gestió regional (RMUs) (Wallace et al. 2010b), com a resposta a una necessitat d'organitzar les tortugues marines en unitats de protecció que estiguin per sobre el nivell de població nidificant, però per sota el nivell d'espècie. Per cada RMU, s'han tingut en compte una sèrie de factors com la mida de la població, la tendència poblacional, la vulnerabilitat de les colònies i la diversitat genètica, així com també les captures accidentals i altres amenaces que les afecten particularment. D'aquesta manera, doncs, s'estan adaptant les estratègies de gestió a cada cas, ja que per cada RMU poden variar els arts de pesca de més incidència, les taxes de mortalitat generada, les conseqüències per les diferents poblacions i la resposta de l'espècie a les mesures de gestió potencialment més adequades.

En concret, sis de les set espècies de tortugues marines que existeixen mundialment estan catalogades a la Llista Vermella d'espècies amenaçades (<http://www.iucnredlist.org/>) de la UICN (2015) i, en conjunt, les set espècies de tortugues marines formen un total de 58 RMUs diferents (Wallace et al. 2010b).

Actualment encara hi ha una gran manca important de coneixement sobre l'impacte de la captura accidental en la dinàmica de les poblacions de tortugues marines en molts llocs del món, en particular sobre el nombre de tortugues que es capturen a cada RMU i les que moren posteriorment a la captura (Godley et al. 2008, Hamann et al. 2010). El que sí s'ha comprovat, però, és que les regions amb taxes de captura accidental més grans són les que presenten una superposició més elevada entre les zones de pesca i els hàbitats més importants de tortugues marines (Mancini et al. 2011, Peckham et al. 2007, Wallace et al. 2010a). De manera que la caracterització de l'esforç pesquer permetrà identificar les zones amb més potencial d'afectació en el marc de cada RMU de les tortugues marines a nivell mundial.

El palangre de superfície i la tortuga babaua

Tradicionalment, el palangre de superfície (Figura 1) havia estat considerat l'art amb més incidència en la captura accidental de tortugues marines (Lewison i Crowder 2007). I fa pocs anys, Wallace et al. (2010a) van confirmar (en base a l'anàlisi de diferents regions i arts de pesca) que, entre els anys 1990 i el 2008, aquest art era el que generava accidentalment més captures a nivell mundial que no pas l'arrossegament o el tresmall, encara que no es consideraven moltes zones on no estaven caracteritzats ni les captures accidentals ni l'esforç pesquer.

Fins aleshores, doncs, la majoria d'esforços de gestió a nivell mundial havien estat dirigits al palangre de superfície i al plantejament de mesures de mitigació i reducció de les captures accidentals de tortugues marines generades per aquest art.

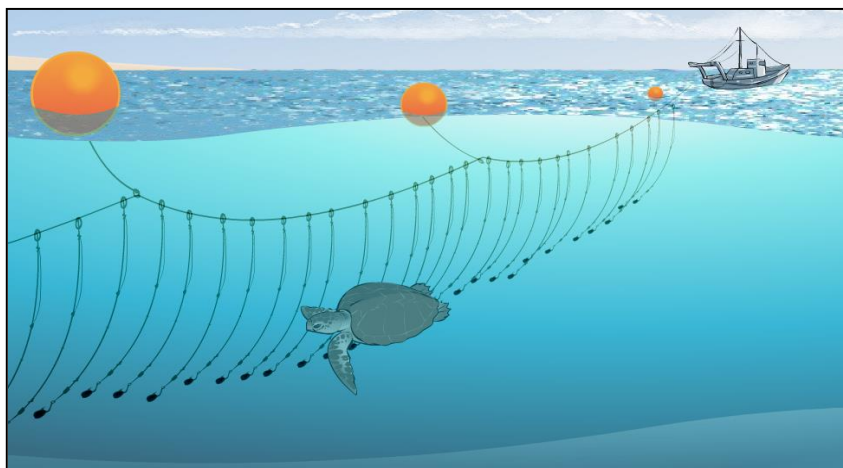


Figura 1. Representació d'un palangre de superfície, amb l'art calat (es pot observar la filera de braçolades amb l'esquer posat a cada ham) i una tortuga marina susceptible de ser capturada amb aquest art. Font: *Sea Turtle Conservancy*.

El palangre de superfície s'utilitza de forma estesa per tots els mars i oceans (Lewison et al. 2004b, 2007). Es tracta d'un monofilament de mida variable però generalment molt llarg d'on pengen milers d'hams amb esquers, i que es cala a prop de la superfície (a diferents profunditats segons la modalitat) on romandrà unes hores flotant i esperant que les espècies d'interès s'hi quedin enganxades. En concret, les espècies objectiu d'aquest art de pesca solen ser: la tonyina vermella (*Thunnus thynnus*), la tonyina d'ulls grossos (*T. obesus*), la tonyina d'aleta groga (*T. albacares*), la bacora (*T. alalunga*) i el peix espasa (*Xiphus gladius*).

La tortuga babaua (*Caretta caretta*) és una de les espècies més capturades accidentalment amb palangre de superfície (Lewison et al. 2004b) i les seves poblacions nidificants han patit una davallada d'entre un 80-86% en els darrers 20 anys (Limpus i Limpus 2003, Kamezaki et al. 2003). A nivell mundial, s'estima que al voltant de l'any 2000 s'estaven capturant anualment aproximadament 250.000 tortugues babaues amb aquest art (Figura 2), de les quals una gran quantitat acabava morint com a conseqüència de la captura.



Figura 2. Exemplars de tortugues marines capturades en palangre de superfície. A la imatge de la dreta es pot observar el fil de la braçolada sortint de l'esòfag de l'animal, indicant que l'ham a quedat a l'interior. Autors fotografies: I. Álvarez de Quevedo i J. Sánchez/Submon.

Així, es van dur a terme gran quantitat d'iniciatives per tal de reduir aquest impacte per a les poblacions de tortugues babaues, sobretot a l'Atlàntic i al Pacífic, però, de la distribució tan àmplia tant de l'espècie com de l'esforç pesquer del palangre de superfície requerien plans d'acció internacionals (Crowder et al. 2007). S'havien estudiat modificacions de l'art i de les operacions de pesca per tal de reduir les captures accidentals (com per exemple, l'ús d'hams circulars, el canvi de calamar a peix com esquer, Watson et al. 2005, Gilman et al. 2006), però es va començar a veure que eren necessaris esforços nacionals i internacionals per tal de seguir desenvolupant i implementant les mesures de mitigació que puguin aconseguir la reducció o eliminació total de les captures accidentals generades al llarg de les diferents conques i flotes palangreres (Lewison et al. 2004b).

El cas del mar Mediterrani occidental

Degut a les elevades taxes de captures accidentals i a la gran quantitat d'esforç pesquer (figura 2), tots els arts de pesca del mar Mediterrani i de l'est de l'oceà Pacífic es van identificar com a prioritats urgents de conservació, i es feia essencial l'estudi i caracterització de la interacció entre les flotes de pesca professional i les tortugues babaues al mar Mediterrani per a la conservació de l'espècie (Watson et al. 2005, Cox et al. 2007, Casale 2008, Gilman i Lundin 2009).

A la Mediterrània, les elevades taxes de captura accidental afectaven sobretot a tortugues juvenils a la zona més occidental i, malgrat els valors reproductius inferiors dels juvenils respecte als dels adults (és a dir, individus "de menys valor" per la dinàmica de la població en general, Crouse et al. 1987, Heppell et al. 2005), també podien tenir impactes significatius per la població en funció de la magnitud de l'esforç total. Així, encara que la majoria de captures fossin de tortugues juvenils, les captures per unitat d'esforç i l'esforç observat per als palangres

en aquesta regió es trobaven entre els més alts de tot el món (Figura 3). Per tant, la combinació d'alta freqüència d'esdeveniments de captures accidentals i d'elevat esforç pesquer implicava que l'impacte acumulatiu de la captura accidental en les poblacions de tortugues babaues a la Mediterrània occidental s'havia de tenir en especial consideració per la conservació de l'espècie (Casale 2008, Lucchetti i Sala 2010).

D'aquesta manera, el mar Mediterrani occidental en concret és, doncs, des d'aleshores una de les zones identificades com a punt calent o *hotspot* de captures accidentals de tortugues babaues de tot el món (Wallace et al. 2013, Lewison et al. 2014), pel fet de coincidir una zona d'esforç pesquer molt intensiu amb una àrea on l'espècie hi és particularment present.

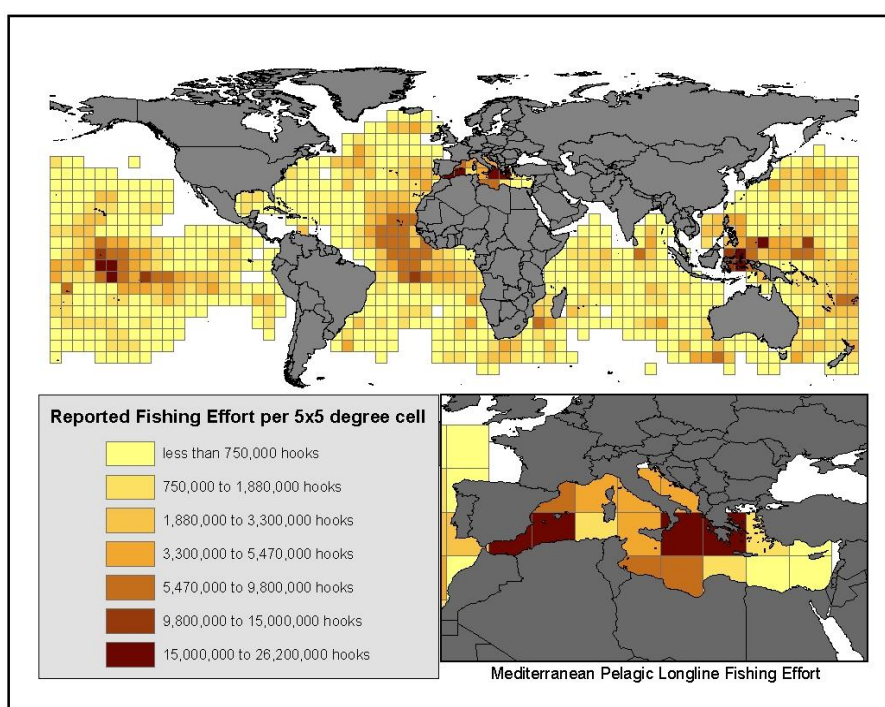


Figura 3. Mapa mundial i mediterrani de l'esforç pesquer de palangre de superfície, incloent tot l'esforç pesquer realitzat per capturar tonyina i peix espasa a l'any 2000. El color fosc indica els nivells d'esforç més elevat. Extret de Lewison et al. 2004b.

El mar Mediterrani està considerat com una reserva molt important de biodiversitat marina, amb prop de 17.000 espècies registrades (Costello et al. 2010), tot i que des del 500aC-600dC, va patir una reducció dràstica de la biodiversitat a causa de les activitats humanes, principalment per la pesca (Coll et al. 2010). A nivell general, la producció pesquera del Mediterrani ha incrementat en un 50% des del 1977 fins a l'actualitat, en part degut a que la producció primària ha augmentat com a conseqüència de l'eutrofització antropogènica d'algunes àrees, incrementat així la biomassa demersal i bentònica mitjançant la xarxa tròfica. D'aquesta manera, l'esforç pesquer actual a la Mediterrània es considera insostenible per diversos tàxons i dels ecosistemes marins en el seu conjunt (per exemple, Smith et al. 2000, Tudela 2004, Ferretti et al. 2008), i

aquestes alteracions d'hàbitat poden representar amenaces addicionals per a les poblacions de tortugues babaues. En aquest sentit, la captura accidental ha impactat greument els ecosistemes del mar Mediterrani (per exemple, Tudela 2004, Sacchi 2008), afectant no només a la conservació de les tortugues marines, sinó també a d'altres grans vertebrats d'interès com els taurons (Ferretti et al 2008), els cetacis (Bearzi 2002) o el vell marí (Karamanlidis et al. 2008).

Pel que fa a les tortugues marines, tot i que a moltes regions es capturaven fins fa poc per l'autocostum, l'explotació comercial a gran escala es va iniciar a la primera meitat del segle XX amb les flotes de pesca dirigides específicament a la tortugues a la zona de Palestina i Turquia (Sella 1982, Casale 2011). Durant la segona meitat del segle XX, les tortugues marines van passar a ser protegides legalment a la major part dels països mediterranis (Casale 2011) i les captures directes van desaparèixer. En canvi, les captures accidentals van continuar, especialment després de la popularització del palangre de superfície durant la dècada de 1980 (Mayol et al. 1988, Aguilar et al. 1995, Camiñas i Valeiras 2001, Deflorio et al. 2005, Báez et al. 2007a, b, Casale et al. 2007, Jribi et al. 2008), afectant especialment a la tortuga babaua.

Les primeres estimacions, realitzades a mitjans de la dècada de 1980 i començaments de la dècada de 1990, indicaven que la flota palangrera espanyola capturava anualment a la Mediterrània occidental més de 20.000 tortugues anuals (Mayol et al. 1988, Camiñas 1988, Aguilar et al. 1995, , Camiñas i Valeiras 2001), amb una probabilitat de mortalitat després de l'alliberament de 0,29 (Aguilar et al. 1993, 1995). Estimacions posteriors han elevat el nombre de tortugues capturades encara més (Lewison et al. 2004b), però sovint sense afegir noves dades i simplement refinant les estimacions originals.

Per alta banda, la recerca realitzada durant els darrers vint anys ha demostrat que la major part dels arts de pesca emprats a la regió són susceptibles de capturar també tortugues, incloses les xarxes de deriva (per exemple Bradai 1993, Di Natale et al. 1995, Silvani et al. 1999), el tresmall (per exemple, Godley et al. 1998a, Carreras et al. 2004, Casale et al. 2005a), les xarxes d'arrossegament de fons (per exemple Laurent et al. 1996, Oruç 2001, Margaritoulis et al. 2003b, Casale et al. 2004, Jribi et al. 2007) i el palangre de fons (per exemple Casale et al. 2007, Jribi et al. 2008). El resultat és que al conjunt de la Mediterrània es podien capturar al voltant d'unes 130.000 tortugues anualment (Casale 2011).

La tortuga babaua (*Caretta caretta*), principal espècie afectada per la captura accidental a la regió, és l'espècie de tortuga marina més abundant al mar Mediterrani, present en zones d'alimentació oceàniques i nerítiques de tota la conca, malgrat que les seves zones de nidificació més importants a la regió es troben a la part central i oriental (Grècia, Turquia, Xipre i Líbia), amb uns 7.200 nius anuals (Casale i Margaritoulis 2010). En canvi, la nidificació de la tortuga babaua a la Mediterrània occidental és esporàdica, tot i que als darrers anys s'ha produït

un increment en la detecció de nius (Carreras et al., 2015). Pel que fa a les altres tortugues marines presents a la Mediterrània, només la tortuga verda (*Chelonia mydas*) hi nidifica, però la seva població és petita i la seva presència a la Mediterrània occidental poc habitual (Carreras et al. 2014). Les altres espècies són ocasionals i no nidificants (Casale 2011, Carreras et al. 2014).

Tot i no ser zona de nidificació habitual, la Mediterrània occidental és una gran àrea d'alimentació de juvenils de tortugues babaues. En aquesta regió hi coexisteixen individus juvenils de dues RMUs diferents: juvenils d'origen mediterrani provinents principalment de les platges de nidificació de Líbia (Clusa et al. 2014), RMU Mediterrània, i individus d'origen atlàntic provinents principalment de les platges de nidificació del sud de Florida (Laurent et al., 1993, 1998, Casale et al. 1998, Carreras et al. 2006, Carreras et al. 2011, Clusa et al. 2014), la zona de nidificació més important de l'espècie a l'Atlàntic i una dels més grans del món (Ehrhart et al. 2003, Wallace et al. 2010b), RMU del nordoest de l'Atlàntic. També poden entrar tortugues de la RMU del l'Atlàntic nordest, però la contribució és mínima (Clusa et al. 2014).

Els juvenils d'aquesta població migren primer cap a l'est seguint el Corrent del Golf, fins arribar a Europa i l'Àfrica nord-occidental (Laurent et al. 1993, 1998, Bolten et al. 1998, Mansfield et al. 2014). Una part desconeguda d'aquest contingent entra a la Mediterrània per l'estret de Gibraltar, un fenomen d'intensitat anual variable determinat per les condicions oceanogràfiques (Báez et al. 2014). En qualsevol cas, i un cop dins el mar Mediterrani, els juvenils de tortuga babaue d'origen atlàntic hi romandran diversos anys, ja que els corrents de l'estret de Gibraltar i del mar d'Alboran exerceixen de barrera física per les tortugues de mida petita que es veuen arrossegades pels corrents, i que no podran superar fins arribar a una talla suficient per poder nedar-hi en contra (Revelles et al. 2007c, Eckert et al. 2008).

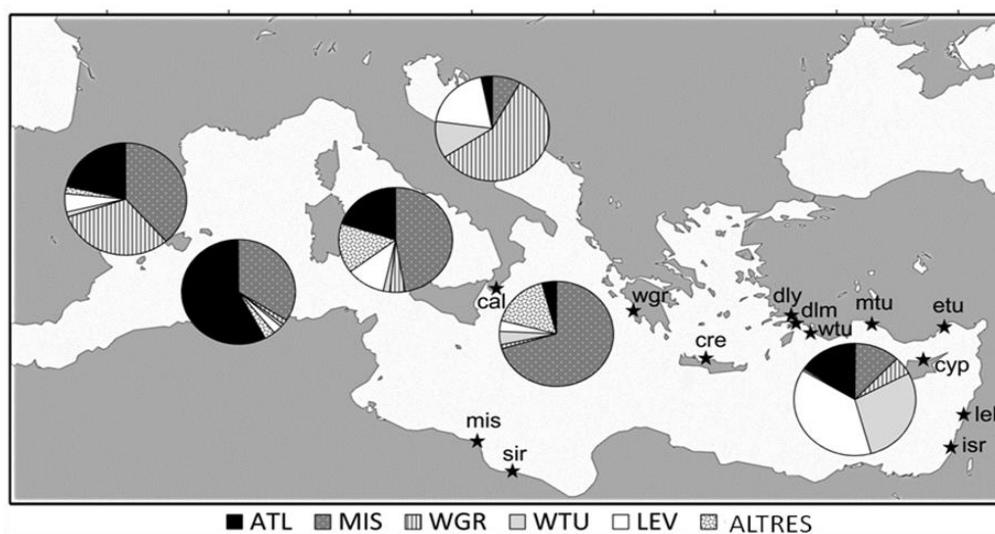


Figura 3. Contribucions en percentatge del diferent origen de les tortugues babaues presents a les zones d'alimentació del mar Mediterrani. Es destaca en negre el percentatge de les tortugues atlàntiques, que decreix d'oest a est i de sud a nord. Colònies de procedència: ATL (Atlàntic), MIS (Misrata-Líbia), WGR (oest de Grècia), WTU (oest de Turquia), LEV (Israel, Líban, Xipre i una altra colònia de Turquia), ALTRES (Sirte-Líbia, Calàbria, Itàlia, Creta, Grècia). Les estrelles indiquen les colònies Mediterrànies. Adaptat de Clusa et al. 2014.

Tanmateix, els juvenils d'origen atlàntic no es distribueixen de forma homogènia per tota la conca mediterrània (Figura 3), doncs la seva abundància relativa disminueix com més al nord i a l'est ens desplaçem des de Gibraltar (Clusa et al. 2014). D'aquesta manera, trobem una predominança de tortugues d'origen mediterrani al mar Catalano-balear (entre la Península Ibèrica i les Balears) i a la mar Tirrena, mentre que les tortugues atlàntiques hi predominen al mar d'Alboran i a la conca Algeriana (entre Balears, la comunitat Valenciana, Múrcia i Andalusia). Per tant, tal i com Clusa et al. (2014) han assenyalat recentment, s'haurà de tenir en compte aquesta heterogeneïtat regional a l'hora de valorar l'impacte de la pesca accidental a diferents subconques i poder establir uns plans de gestió adequats, actualitzats i viables a llarg termini per a la conservació de les tortugues babaues.

Tal i com s'ha indicat anteriorment, la Mediterrània occidental ha estat assenyalada en diverses revisions i metanàlisis com la principal zona de captura accidental de tortugues babaues a la Mediterrània (Mayol et al. 1998, Lewison et al. 2004b, Casale 2011, Wallace et al. 2013). Tanmateix, la major part d'aquest estudis han fet servir dades obtingudes a les dècades de 1980 i 1990 (Aguilar et al. 1993, Mayol et al. 1998). És a dir, el que semblaria ser una constant actualització de les dades de captures accidentals és, en realitat, una permanent revisió d'unes dades obtingudes fa 30 anys i que de cap manera poden representar el que ha succeït a la regió durant l'última dècada, testimoni de notables canvis en el sector pesquer.

Per altra banda, i com ja s'ha comentat, l'èmfasi en el palangre de superfície va causar una subestima dels altres arts de pesca que potser tenien més impacte del considerat, ja que en determinades regions del mar Mediterrani s'havia vist que l'arrossegament i el tresmall, estaven generant també un nombre de captures accidentals de tortugues realment molt elevades (tal i com posteriorment també s'ha anat veient en altres llocs del món). En concret, es va detectar per una banda que l'arrossegament era l'art amb més incidència al mar Adriàtic i que, a més, generava una mortalitat directa molt més elevada que no pas el palangre (Casale et al. 2004). I, per altra banda, al sud de Turquia i nord de Xipre, es van identificar els arts menors com a font important de la captura accidental, concretament les xarxes de tresmall (Godley et al., 1998a). Finalment, i precisament a les Illes Balears, ja dins el mar Mediterrani occidental, també es va detectar mitjançant la realització d'enquestes i embarcaments que es capturaven més tortugues amb arts menors, en concret, amb el tresmall de llagosta (Carreras et al. 2004).

Per tant, ara fa una dècada començava fer-se evident que la situació era més complicada del que es pensava inicialment. En primer lloc, hi podien estar implicats molts sistemes de pesca, a més del palangre de superfície, i la seva importància relativa podia variar regionalment. A més, la població de tortugues afectada (i la corresponent RMU) també podia variar regionalment. I per acabar, no es sabia gairebé res de la mortalitat post –alliberament i per tant del veritable

impacte demogràfic d'aquestes captures. A partir d'aquí, doncs, va sorgir la necessitat de augmentar la recerca a la Mediterrània occidental pel que fa a les captures accidentals de tortugues babaues. En el moment de plantejar-se la present tesi doctoral, només es disposava de dades recents sobre la captura accidental de tortugues babaues per part de la flota espanyola del Mediterrani a les Illes Balears (Carreras et al. 2004) i Andalusia (Báez et al. 2006). Per altra banda, les úniques dades sobre la mortalitat post-alliberament de tortugues capturades amb palangre provenien d'estudis en captivitat (Aguilar et al. 1993) o d'animals alliberats sense l'ham (Swimmer et al. 2006, Sasso i Epperly 2007). Finalment, els mitjans de comunicació sovint es feien ressò d'afirmacions segons les quals cada vegada hi havia més meduses degut a la desaparició de les tortugues marines com a conseqüència de la pesca, però en realitat es coneixia molt poc sobre les interaccions entre les meduses i els seus depredadors.

En aquest context, la manca d'informació sobre les captures accidentals de tortugues babaues pel que fa als altres arts de pesca a la Mediterrània occidental en general i, en concret, la manca de dades sobre l'impacte causat per la flota de pesca professional catalana van impulsar l'inici d'aquesta tesi.

Mètodes d'estudi en tortugues marines i captures accidentals

Un dels problemes metodològics més seriosos que calia afrontar era com obtenir dades de captures d'una espècie legalment protegida. La recopilació acurada de dades sobre captures accidentals requereix observadors experts i recursos considerables per cobrir totes les flotes i els oceans (Soykan et al. 2008). De fet, si bé els programes d'observadors per a les pesqueries a petita escala poden oferir dades completes sobre les dades de captura accidental de tortugues relacionades amb la pesca, també poden ser molt costosos, en termes socioeconòmics (Peckham et al. 2008). Això es deu principalment a les dificultats inherents de treballar de forma sistemàtica amb una flota gran, dispersa i segons com poc regulada (Lewison et al. 2011). En aquest sentit, l'ús d'enquestes a pescadors com a mètode d'estudi, s'havia demostrat anteriorment que és el mètode més senzill i fiable (Godley et al. 1998b, Carreras et al. 2004), tot i que les dades obtingudes poden ser escasses si no es realitza un estudi acurat amb una cobertura mínima de la flota, o esbiaixades si els pescadors no responen amb veracitat (Lien et al. 1994). Per això, en general, es considera com a metodologia ideal d'estudi de les captures accidentals la combinació d'enquestes i la seva corresponent verificació mitjançant embarcaments d'observadors a bord de les embarcacions de pesca, essent aquest l'enfocament adoptat en aquesta tesi.

El segon problema era com estimar la mortalitat provocada per la captura accidental. Les enquestes permeten estimar la mortalitat directa que pateixen les tortugues com a conseqüència de la captura, però, també és necessària la determinació de la mortalitat posterior, és a dir, tenint

en compte també la probabilitat que pugui acabar morint una tortuga que sigui capturada viva i retornada posteriorment al mar. En aquest sentit, l'únic mètode disponible són els dispositius coneguts com a *PSAT tags* o *pop-up tags* en anglès, dissenyats inicialment per al seguiment de grans peixos però adaptats posteriorment a l'estudi de la mortalitat en tortugues marines (Swimmer et al. 2006, Sasso i Epperly 2007). Es tracta d'uns aparells que es col·loquen a la closca de les tortugues capturades de forma accidental, de manera que en ser retornades al mar se'n podrà fer un seguiment durant un període determinat de temps, ja que aquests aparells es poden programar per enregistrar la pressió (és a dir, la profunditat, m) i la temperatura (° C) cada 2 s, i el nivell de llum cada 10 s. Les dades s'emmagatzemen en parts de 14 segments (de profunditat i temperatura) que cobreixen els rangs de 0 a > 250 m (i fins a 500 m) i de 5 a > 32 °C, respectivament. Això permet veure els patrons d'immersió de cada tortuga alliberada, de manera que es podrà comprovar el temps en què l'animal ha estat en superfície o sota l'aigua, i a la profunditat màxima a la que ha arribat durant la immersió. Aquest procediment es basa, per una banda, en què s'ha comprovat, gràcies a estudis en captivitat, que quan una tortuga es mor inicialment s'enfonsa (Swimmer et al. 2006), de manera que es podria veure en el patró d'immersió si l'animal es manté de forma continua sota l'aigua, fet que faria que la tortuga està morta. Per altra banda, també té en compte que les tortugues babaues no fan immersions a més fondària dels 240 m (Lutcavage i Lutz 1997), de manera que si es registren profunditats superiors als 250 significarà que l'animal és mort. Així, amb aquesta informació es podrà arribar a determinar el destí de les tortugues capturades i posteriorment retornades al mar, permetent la realització d'una estima de mortalitat total agregada.

A més calia avaluar la distribució de les tortugues a la plataforma continental per avaluar si era possible ordenar la distribució de l'activitat pesquera en aquesta regió per tal d'evitar les zones amb major abundància de tortugues, tal com s'estava fent en el cas de les aigües oceàniques (Cardona et al. 2005, Revelles et al. 2007a,b). En aquest sentit, les metodologies més utilitzades per als estudis de estimes d'abundància, distribució i ús d'hàbitat són els censos aeris i la telemetria per satèl·lit. No obstant, l'estimació de la mida de la població i la distribució de les espècies amenaçades sovint es veu obstaculitzada per la dificultat en la detecció dels animals en àrees grans. A més, en el cas de les tortugues marines, així com per altres grans vertebrats marins, és particularment cert, pel fet que viuen en hàbitats tant oceànics com nerítics, on passen grans períodes de temps submergides i, per tant, "no detectables" durant els estudis de monitoratge i seguiment quan romanen sota l'aigua (Cardona et al. 2009, Seminoff et al. 2014). Aquest fet, doncs, s'ha de tenir en compte ja que, si no, es pot estar presentant resultats subestimats, per no haver considerat tot els animals que no es trobaven en superfície durant els censos visuals, per exemple.

Les tortugues babaues i les poblacions de meduses

Finalment, es coneixia molt poc sobre la dieta de les tortugues babaues a la Mediterrània occidental (Tomás et al. 2001, Revelles et al. 2007) i la potencial relació entre la reducció de poblacions de tortugues babaues i un possible efecte sobre les poblacions de meduses, tot i que tampoc es coneixia gairebé res sobre el consum de meduses per altres depredadors pelàgics.

Les proliferacions de meduses a la Mediterrània han suscitat un considerable interès públic (Avian i Rottini-Sandrini 1988, Goy et al. 1988, Malej 1989, Legovic 1991, Gili i Pagès 2005) degut al seu impacte en la indústria del turisme. Les proliferacions de l'espècie *Pelagia noctiluca*, per exemple, s'han estat registrant des de fa gairebé dos segles, i s'han relacionat amb el canvi climàtic (Goy et al. 1989, Molinero et al. 2005). Però també s'ha suggerit la desaparició dels depredadors de meduses a causa de la sobrepesca com un factor potencial d'afavorir les proliferacions de meduses a la regió (Avian i Rottini-Sandrini 1988, Legovic 1991, Parsons 1995, Gili i Pagès 2005, Lilley et al. 2011).

Anteriorment, mitjançant l'anàlisi de contingut estomacal, ja s'havia suggerit un cert consum de meduses per part d'altres depredadors mesopelàgics (Mostarda et al. 2007, Tomás et al. 2001, Revelles et al. 2007a, Massutí et al. 1998, Campo et al. 2006, Castriota et al. 2008, Consoli et al. 2008, Sinopoli et al. 2004, Romeo et al. 2009), com la tortuga babaua, essent la majoria espècies d'interès comercial o de captura accidental (Lloris et al. 2000), tot i que se'n desconeixia la contribució real a la seva dieta, ja que semblava reduïda però no es podia verificar. Però l'anàlisi del contingut estomacal podria estar subestimant aquest consum en algunes espècies, ja que es tracta d'animals gelatinosos de digestió molt ràpida i es pot estar donant una subestima de les preses toves i una sobreestima de les preses dures. D'aquesta manera, la tortuga babaua podria no ser l'únic depredador majoritari de meduses, i hi podrien haver altres espècies actuant de factor regulador.

Per tant, es feia necessari, l'ús d'altres metodologies alternatives per tal de realitzar una estima real del consum de zooplàncton gelatinós per part dels mesodepredadors pelàgics del Mediterrani. I aquest és el cas dels isòtops estables, una bona alternativa pel fet que es basa en la relació de la senyal isotòpica del depredador i les seves preses. Així, ens proporcionen: informació sobre la dieta assimilada, informació temporal de la dieta (a curt o llarg termini segons el teixit) i es minimitza l'impacte pels animals mostrejats. Ens permeten, doncs, d'una banda, determinar el nivell tròfic de cada espècie, coneixent l'abundància relativa de ^{15}N i ^{14}N (expressada com $\delta^{15}\text{N}$) i esbrinant també la contribució de cada presa en l'alimentació d'un depredador dins la xarxa tròfica i, de l'altra, la font del carboni del sistema, amb l'abundància relativa de ^{13}C i ^{12}C (expressada com $\delta^{13}\text{C}$).

OBJECTIUS

L'objectiu principal d'aquesta tesi és estudiar la interacció entre les tortugues marines i la flota de pesca professional de Catalunya, per tal de determinar la mortalitat d'aquests animals generada directa o indirectament, avaluar-ne les conseqüències per a l'ecosistema, i proposar les mesures de gestió més efectives per la conservació de les seves poblacions al Mediterrani occidental.

La present tesi consta de quatre eixos principals, a partir dels quals s'estructuren els diferents capítols i que en determinen els objectius específics:

LES CAPTURES ACCIDENTALS DE TORTUGUES GENERADES PER LA FLOTA DE PESCA PROFESSIONAL A CATALUNYA (Capítol 1)

- Quantificar el nombre de tortugues marines capturades accidentalment anualment per la flota de pesca professional a Catalunya, per art i zona.
- Determinar els arts de pesca més implicats i les zones amb més interacció.
- Estimar la mortalitat directa generada pel conjunt de la flota catalana.

LA INTERACCIÓ AMB EL PALANGRE DE SUPERFÍCIE (Capítol 2)

- Determinar la mortalitat post-alliberament de tortugues capturades amb palangre de superfície.
- Estimar la taxa de mortalitat global generada per la flota espanyola de palangre de superfície.
- Proposar mesures de gestió per reduir la captura i la mortalitat de tortugues en el palangre de superfície a la Mediterrània occidental.

LA INTERACCIÓ AMB L'ARROSSEGAMENT (Capítol 3)

- Determinar l'ús d'espai i la distribució de les tortugues marines a la zona on són més vulnerables a la captura arrossegament, la plataforma del Delta de l'Ebre.
- Estimar la mortalitat generada per arrossegament, en base a paràmetres demogràfics

L'EFECTE SOBRE LES POBLACIONS DE MEDUSES (Capítol 4)

- Determinar el paper de les tortugues marines com a depredador implicat en el control de les proliferacions de meduses a la Mediterrània, per tal d'avaluar si la reducció de les poblacions de tortugues podria tenir conseqüències sobre l'abundància de meduses.
- Avaluar les mesures de gestió més efectives per a reduir les captures de tortugues marines generades per arrossegament al litoral mediterrani espanyol.

CAPÍTOL 1

Les captures accidentals a Catalunya



1.1. Les fonts de captura accidental de tortugues babaua (*Caretta caretta*) al mar Mediterrani occidental, a més del palangre de superfície

Resum: En el present estudi, es van realitzar una sèrie de qüestionaris a pescadors professionals de tots els ports de la costa catalana, així com embarcaments d'observadors a bord d'embarcacions de diferents arts de pesca, per tal d'avaluar la captura accidental de tortugues al llarg de la costa de Catalunya. Es tracta d'una regió habitada principalment per individus de tortuga babaua (*Caretta caretta*) d'origen mediterrani, concretament de les poblacions de la Mediterrània oriental, greument amenaçades. Les dades registrades pels observadors van confirmar la fiabilitat de les respostes obtingudes dels pescadors, de manera que els resultats de les enquestes van ser utilitzats per realitzar una estima del total de captures accidentals generat per cada art de pesca i per cada zona. El nombre de tortugues capturades mensualment per cada embarcació es va estimar en 0,01 per al palangre de fons, 0,02 pel tresmall, 0,07 per a l'arrossegament, i 1.2 per al palangre de superfície. A partir d'aquests valors, es va estimar que, anualment, un total de 481 (95% CI: 472-491) tortugues són capturades accidentalment per la flota catalana de pesca professional. L'arrossegament i el tresmall es van determinar com els arts de pesca més utilitzats (33 i 31% del total de 11.237 mesos de pesca), tot i que els arts més implicats en la captura de tortugues van ser l'arrossegament (249; 95% IC 83-415) i el palangre de superfície (124; IC 40-199). L'índex d'electivitat d'Ivlev va revelar que la captura accidental de tortugues generada per l'arrossegament era més elevada en zones on la plataforma continental és més ampla. Donada l'elevada mortalitat de tortugues associada amb la pesca d'arrossegament i el fet que la flota captura principalment tortugues babaua de les poblacions mediterrànies, els resultats d'aquest estudi posen en relleu la necessitat d'una regulació urgent de la pesca d'arrossegament a Catalunya. Així, es suggereixen diferents estratègies de gestió per a la conservació de l'espècie: com l'aplicació de restriccions de pesca per l'arrossegament durant els mesos d'hivern, la reducció del nombre d'embarcacions d'arrossegament que treballen a la zona, la reducció del temps d'arrossegament de la xarxa dins l'aigua (per evitar l'asfíxia de les tortugues capturades), o la obligació d'utilitzar dispositius a les xarxes que permetin l'alliberament immediat de les tortugues capturades accidentalment.

Títol original: **Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines.**

Autors: *Álvarez de Quevedo, I., Cardona, L., De Haro, A., Pubill, E., and Aguilar, A.*

Estat publicació: Article publicat.

Revista: **ICES Journal of Marine Science.**

Any: 2010.

Volum: 67.

Pàgines: 677-685.

Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines

Irene Álvarez de Quevedo, Luis Cardona, Andrea De Haro, Eva Pubill, and Alex Aguilar

Álvarez de Quevedo, I., Cardona, L., De Haro, A., Pubill, E., and Aguilar, A. 2010. Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines. – ICES Journal of Marine Science, 67: 000–000.

A survey, including questionnaires to fishers and observers on board fishing vessels, was conducted to assess turtle bycatch in the waters off Catalonia (northeastern Spain), a region inhabited mainly by loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from the highly endangered eastern Mediterranean rookeries. Observer reports confirmed that the data produced by the interviewees were reliable, so interview results were used to estimate turtle bycatch. The number of turtles caught monthly per vessel was estimated at 0.01 for bottom longlines, 0.02 for trammelnets, 0.07 for bottom trawling, and 1.2 for drifting longlines. From these values, 481 (95% CI: 472–491) turtles were estimated to be taken annually as bycatch by the whole fleet. Bottom trawling and trammelnets were the most widely used fishing gears (33 and 31% of the total 11 237 fishing months), but most turtles were caught either by bottom trawlers (249; 95% CI 83–415) or by drifting longlines (124; 95% CI: 40–199). Ivlev's electivity index revealed that bottom trawler bycatch was higher than expected in areas with a wide continental shelf. Given the heavy turtle mortality associated with bottom trawling and the fact that, in southern Catalonia, the fleet mainly takes turtles from western Mediterranean rookeries, it is suggested that the fishery be regulated through winter fishing restrictions, reducing the number of bottom trawlers working in the area, reducing the time the net is in the water to prevent turtle suffocation, or being obliged to use turtle excluder devices.

Keywords: bottom trawling, drifting longlines, incidental bycatch, marine turtles, Mediterranean Sea.

Received 20 February 2009; accepted 31 October 2009.

I. Álvarez de Quevedo, L. Cardona, and A. Aguilar: IRBIO and Department of Animal Biology, Faculty of Biology, University of Barcelona, Avenida Diagonal 645, E-08028 Barcelona, Spain. A. De Haro and E. Pubill: IUSC, Calle Fontanella 19, E-08010 Barcelona, Spain. Correspondence to I. Álvarez de Quevedo: tel: +34 93 4021453; fax: +34 93 4034426; e-mail: alvarezdequevedo@ub.edu.

Introduction

The loggerhead turtle (*Caretta caretta*) is the most common sea turtle in the western Mediterranean Sea (Broderick *et al.*, 2002), an area where individuals from rookeries located in both the eastern Mediterranean and the northwestern Atlantic coexist (Laurent *et al.*, 1993, 1998; Casale *et al.*, 1998; Carreras *et al.*, 2006). Juveniles from the Atlantic stock mainly use the feeding grounds in the southwestern Mediterranean, whereas Mediterranean-origin turtles use the feeding grounds along the European shore of the western Mediterranean, north to Cape la Nao. This heterogeneous distribution results in a marked genetic structuring at the foraging grounds (Carreras *et al.*, 2006).

The turtle stock nesting in the eastern Mediterranean is smaller than that nesting in the Atlantic (Ehrhart and Ogren, 2000; Margaritoulis *et al.*, 2003), and it has declined dramatically as a consequence of incidental catch in fisheries, egg harvest, and tourism developments that encroach on the coastal environment (Margaritoulis *et al.*, 2003). However, despite the threats to the breeding areas, demographic studies have shown that, in loggerhead turtles, the loss of adults and juveniles larger than 30 cm (straight carapace length) has a more dramatic impact on populations than the loss of younger turtles (eggs, hatchlings, and younger juveniles; Crouse *et al.*, 1987; NRC, 1990). Boat collisions, ingestion of debris, and chemical pollution have been identified as

threats for that segment of the population (Lutcavage *et al.*, 1997; Margaritoulis *et al.*, 2003), but interaction with fisheries is probably the main threat for the species in the Mediterranean, where several thousand immature turtles are caught incidentally every year (Aguilar *et al.*, 1995; Carreras *et al.*, 2004; Casale *et al.*, 2007).

Driftnets (Godley *et al.*, 1998; Silvani *et al.*, 1999; Tudela *et al.*, 2005), drifting longlines (Camiñas, 1988; Aguilar *et al.*, 1995; Camiñas and Valeiras, 2001), bottom trawling (Bertolero, 2003; Casale *et al.*, 2004), and trammelnets (Godley *et al.*, 1998; Carreras *et al.*, 2004) have been reported as catching sea turtles in the region, but reliable information on the relative contribution of each fishing gear to the total bycatch is unclear. Questionnaire-based surveys by Báez *et al.* (2006) revealed that most of the bycatch of sea turtles in southern Spain was attributable to drifting longlines, and longlines were involved in 28% of the turtle strandings in central-eastern mainland Spain during the past decade (Tomás *et al.*, 2008). Trammelnets are a significant source of bycatch in southern Turkey, northern Cyprus, and the Balearic Archipelago (Godley *et al.*, 1998; Carreras *et al.*, 2004), and high levels of sea turtle bycatch by bottom trawlers have been reported for some regions in the eastern Mediterranean (Casale *et al.*, 2004). Differences between areas are likely the result of dissimilarities in the composition of the local fishing fleets and their operations, for which any strategy for reducing

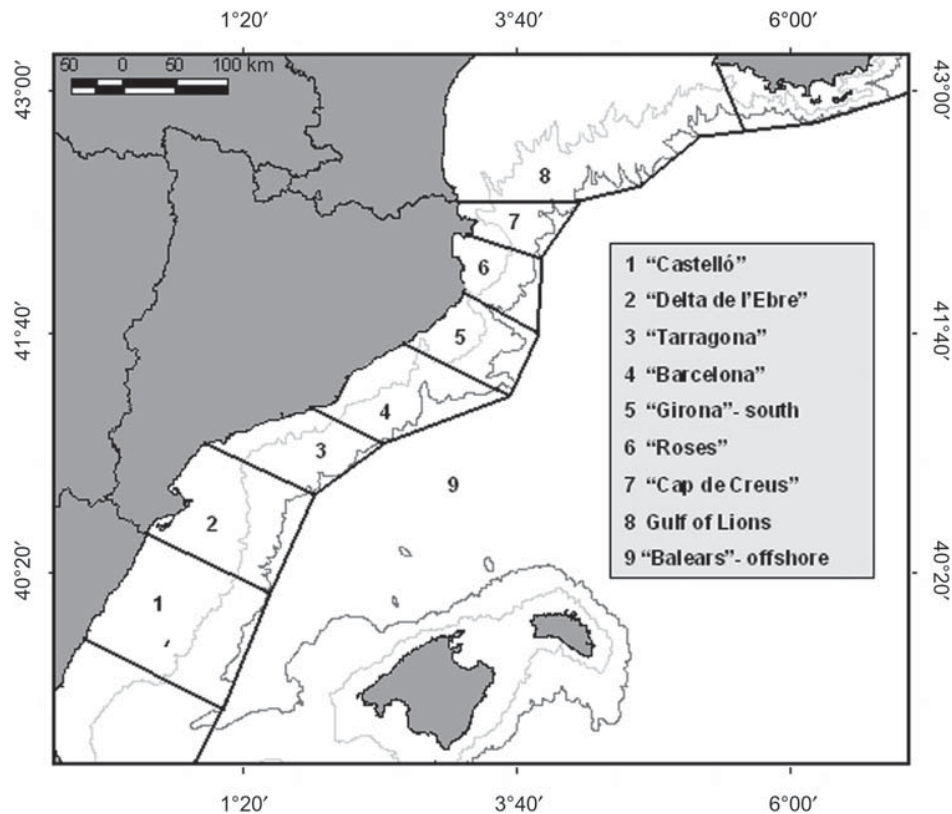


Figure 1. Subareas exploited by the fishing fleet from Catalonia (NE Spain). Grey, land; white, sea areas. The 200 and 1400-m isobaths are shown.

bycatch in the Mediterranean would require a multi-gear approach. The relevance of gillnets and other often-neglected fishing gear is probably higher in the eastern and northern Mediterranean than in the south because of the widespread use of such gear in the former areas, as well as the fact that the turtles inhabiting those regions originate mainly from the comparatively small eastern Mediterranean rookeries (Carreras *et al.*, 2006) and make much use of the shelf waters (Cardona *et al.*, 2009).

In this context, this study, conducted among fishers operating off northeastern Spain, sought to (i) assess the relevance of different fishing gear to loggerhead sea turtle bycatch, and (ii) estimate the total number of turtles that are caught and killed annually by each gear. From this information, management regulations are suggested.

Material and methods

We carried out our study along the coast of Catalonia (northeastern Spain), and given the difference in the behaviour of the fishing fleet between harbours and regions, we stratified the study area to provide more realistic estimates. We subdivided the study area into nine subareas (Figure 1) according to their depth profile, geographic orientation, and topography. We collected information from interviews with professional fishers, and to validate the reliability of their responses, we recorded the results of fishing sets directly by placing observers on board fishing vessels.

Interviews

We conducted the survey during July and August 2004 and June and July 2005, but the questions we asked referred to turtle bycatch and fishing sets in the period between June 2003 and July 2004. The survey was conducted at all Catalan fishing harbours and was stratified in accordance with the information supplied by the Fisheries Office of Catalonia (Direcció General de Pesca i Afers Marítims de la Generalitat de Catalunya), which registers all professional fishing vessels based in the region and classifies them into five categories according to the main fishing gear they use: bottom trawlers, drifting longliners, bottom longliners, purse-seiners, and artisanal boats. The latter category includes boats using traps, whelk dredges, gillnets, pots, and trammelnets, and other gears. We interviewed fishers from at least 20% of the vessels in each port using each type of gear operational during 2003 and 2004 (Table 1). The study unit was the vessel, so just one fisher, generally the captain, was interviewed from each vessel. Only questionnaires fully responded to were considered for further analysis.

The questionnaire was designed by CIREM (Centre d'Iniciatives i Recerca Europees al Mediterrani) for the specific use of this study, and it included 41 questions (a combination of open and closed questions) concerning fishing sets carried out by the vessel during the period June 2003–July 2004, as well as any turtle bycatch. The main questions were:

- (i) Which subareas from Figure 1 did you visit during the period June 2003–July 2004?

Table 1. Catalonian fishing fleet split by fishing gear, detailing survey coverage (as number of vessels per fishing gear).

Fishing vessel	Fishers interviewed	Registered fishing vessels	Coverage (%)
Bottom trawlers	76	336	22.6
Purse-seiners	20	115	17.4
Drifting longliners	9	18	50.9
Bottom longliners	30	55	54.5
Artisanal boats	100	483	20.7
All vessels	235	1 007	23.3

- (ii) Monthly, which grounds did you use in this period?
- (iii) Monthly, which gear did you use?
- (iv) In your opinion, what is the status of the turtle population (declining, stable, or increasing)? If declining, what are the causes (open answer)?
- (v) When do you think turtles are more often observed and caught, monthly?
- (vi) How many turtles did you catch accidentally during the period June 2003–July 2004 (open answer)? In which months did this occur? What type of fishing gear was involved? Were the turtles released dead or alive?

A copy of the full questionnaire is available on request from the authors.

Based on the responses of the fishers, we estimated the total annual turtle bycatch of loggerhead sea turtles in the study area as well as the fishing effort of the fishing fleet. Fishers identified loggerhead as the most common turtle they caught, but they also knew leatherbacks. Other species of sea turtle are extremely rare in the area (Bertolero, 2003).

Fishing effort

A boat’s fishing effort was defined as the number of months during which it operated from June 2003 to July 2004. When the vessel visited more than one subarea (Figure 1) in the same month, the effort was assumed to be distributed evenly between subareas and, therefore, was divided by the number of subareas visited. When a vessel used several fishing gears in the same period, effort was divided by the number of distinct types of gear, again assuming equal proportion.

Total fishing effort with gear *a* in subarea *z* (E_{za}) was therefore

$$E_{za} = \sum_{i=1}^{i=n} E_{zai}, \tag{1}$$

where E_{zai} is the effort supported by subarea *z* from vessels from the *i*th harbour operating with gear *a*. Consequently, E_{za} was calculated as

$$E_{zai} = E_{ozai} \frac{n_{ai}}{n_{oi}}, \tag{2}$$

where E_{ozai} is the effort reported by the fishers interviewed from harbour *i* operating in subarea *z* with gear *a*, n_{ai} the number of registered vessels with a base in harbour *i* that used gear *a*, and

n_{oi} the number of vessels from harbour *i* that used gear *a* and whose captain had been interviewed.

Turtle bycatch

Total turtle bycatch in subarea *z* with gear *a* (C_{za}) was

$$C_{za} = C_{oza} \frac{E_{za}}{E_{oza}}, \tag{3}$$

where C_{oza} is the number of turtles that fishers reported to have caught in subarea *z* with gear *a*, E_{za} the total fishing effort with gear *a* in subarea *z*, and E_{oza} is the effort reported by fishers in subarea *z* with gear *a*.

Finally, we calculated the catch per unit effort (cpue) as the number of turtles caught per vessel and fishing month, per fishing gear and subarea, from

$$cpue = \frac{C_{za}}{E_{za}}. \tag{4}$$

Observations on board

Loggerhead turtles are protected in the study area and it was feared that fishers might understate the frequency and the number of incidental catches. To validate the cpue calculated from the questionnaires, therefore, we placed scientific observers on board fishing vessels and compared the catch data recorded by the observers with those reported by fishers for the same subareas.

For each vessel, observers recorded the number of fishing sets and total fishing days surveyed, the geographic position of each fishing operation, and the number, if any, of turtles taken incidentally, along with their physical condition (healthy, injured, comatose, or dead).

Statistics

A Chi-squared test (Cuadras, 1983) was used to check whether the turtle bycatch was distributed similarly to fishing effort in the subareas. When differences were statistically significant, Ivlev’s (1961) electivity index (*I*) was calculated to identify the areas where turtle bycatch was higher or lower than expected:

$$I = (p_t - p_e) / (p_t + p_e), \tag{5}$$

where p_t is the percentage of turtles caught in a given area, and p_e the percentage of turtles expected to be caught according to the fishing effort displayed there.

Confidence intervals were calculated following Strauss (1979):

$$E_c = 2 - \frac{2p_e}{p_e + p_t} \left[1 \pm 1.96 \times \sqrt{2n_t p_t (1 - p_e)(p_t + p_e)^2 + p_t (1 - p_t) n_e + p_e \frac{1 - p_e}{n_t n_e (p_t + p_e)^2}} \right] - 1, \tag{6}$$

where n_t is the number of turtles, and n_e the total number of subareas. The 95% confidence intervals of estimated turtle catch associated with each fishing gear for the whole region (ΣC_{za})

were calculated using the procedure detailed by Greenwood (1996) for stratified sampling.

The average numbers of fishing sets per month and vessel were used to transform the cpue (turtles caught per fishing operation) reported by on-board observers to the unit used in the fisher questionnaires (turtles caught per month and vessel). Bootstrapping was used to calculate the 95% confidence interval of the cpue because the data were not normally distributed.

Results

We interviewed fishers from 235 vessels, representing 23.3% of the Catalanian fishing fleet (1007 vessels). When categorized by fishing gear, >20% of each gear type was covered (Table 1), except for the purse-seiners, which proved difficult to interview given that they operated at night and tended to be laid up by day.

In all, 69% of fishers felt that the abundance of sea turtles was declining and, from these, 45% considered fishing at least partially responsible. Moreover, 22% recognized themselves as being responsible for turtle bycatch, although there was substantial variation in this response between fishing gears and subareas.

Fishing effort

Bottom trawling and trammelnets were the most used fishing gears according to survey respondents (33.67 and 31.58% of total effort, respectively; Table 2). However, effort was distributed unevenly between subareas (Table 3), with bottom longlines and purse-seines the only gear used in all subareas. Bottom trawling and trammelnets were used in all coastal subareas, excluding subarea 9 (Figure 1), which covers deeper water in the western Mediterranean.

Turtle bycatch

As a result of the data on fishing effort (Table 2) and the turtle bycatch reported by respondents, we were able to calculate that some 481 turtles (95% CI: 472–491) were caught annually by the whole fleet (Table 3). Seven fishing gears were responsible for this incidental catch, but the largest share was that of bottom trawlers (249 turtles; 51.5% of the total catch) and drifting longlines (124 turtles; 25.7% of the total catch; Table 3). However, the distribution of turtle bycatch between subareas differed significantly from what would be expected based on the distribution of the fishing effort of bottom trawling ($\chi^2 = 238.351$; d.f. = 7; $p < 0.001$), drifting longlines ($\chi^2 = 108.516$; d.f. = 1; $p < 0.001$), and trammelnets ($\chi^2 = 15.478$; d.f. = 7; $p = 0.009$). Hence, Ivlev's electivity index revealed that turtle vulnerability to bottom trawling and trammelnets was much higher in subareas 1 and 2 (Figure 1) and that vulnerability decreased northwards (Figure 2).

Furthermore, turtle bycatch differed significantly between seasons ($\chi^2 = 106.533$, d.f. = 3, $p < 0.001$; Figure 3). Therefore, the estimated bycatch based on survey responses was much higher during summer (July–September; $n = 87$, $n_i = 156$), when drifting longlines operated, than in any other season. Conversely, fishers on bottom trawlers declared a significantly greater bycatch in winter ($n = 32$) than in any other season ($\chi^2 = 53.833$, d.f. = 3, $p < 0.001$). Seasonality could not be assessed for the other fishing gear, because the number of sea turtles taken was too small to allow statistical testing.

According to the responses of fishers, immediate mortality (i.e. the proportion of turtles found as a result of drowning or injury) was only caused by two types of fishing gear: bottom trawling

Table 2. Accumulated fishing effort (E_{za}), expressed as fishing months per year (for subareas, see Figure 1).

Fishing gear	Subarea 1	Subarea 2	Subarea 3	Subarea 4	Subarea 5	Subarea 6	Subarea 7	Subarea 8	Subarea 9	Total (%)
Bottom trawls	91.00	996.40	845.27	758.20	458.84	148.83	264.54	220.56	0.00	3 783.63 (33.67)
Purse-seiners	34.67	99.98	225.73	491.98	149.43	86.60	49.93	20.33	4.50	1 163.14 (10.35)
Drifting longlines	0.00	1.50	0.00	2.00	21.00	0.00	0.00	0.00	83.25	107.75 (0.96)
Bottom longlines	6.00	43.96	83.96	167.00	103.50	70.35	150.41	142.77	15.98	783.93 (6.98)
Traps	0.00	22.50	77.62	107.00	30.00	20.00	67.90	0.00	0.00	325.02 (2.89)
Whelk dredges	0.00	162.66	0.00	168.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	330.66 (2.94)
Gillnets	0.00	101.80	82.30	148.62	52.66	51.56	11.63	0.00	0.00	448.57 (3.99)
Pots	12.00	73.37	0.00	40.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	125.62 (1.12)
Trammelnets	24.00	438.58	518.42	1 277.34	350.32	730.03	2 102.6	0.00	0.00	3 548.95 (31.58)
Others	0.00	81.63	59.25	257.80	88.00	132.75	0.00	0.00	0.00	619.43 (5.51)
All gears (%)	167.67 (1.49)	2 022.38(18.00)	1 892.55 (16.84)	3 418.19 (30.42)	1 253.75 (11.16)	1 240.12 (11.04)	754.67 (6.72)	383.66 (3.41)	103.73 (0.92)	11 236.7 (100)

Table 3. Estimated number of turtles taken incidentally per vessel (cpue) during the period covered by the survey (June 2003–July 2004) according to fisher responses, and the estimated total catch of turtles taken (C_{2a}) in the western Mediterranean by fishing vessels based in northeastern Spanish ports.

Subarea ^a	Estimated number of turtles taken per gear type (cpue)							Total catch
	Bottom trawling (0.066)	Purse-seines (0.003)	Drifting longlines (1.151)	Bottom longlines (0.014)	Traps (0.010)	Whelk drags (0.063)	Gillnets and trammelnets (0.019)	
1	24	0	–	0	–	–	3	27
2	193	0	0	0	0	21	14	228
3	21	0	0	2	0	–	10	33
4	11	0	4	6	5	0	18	44
5	0	1	0	0	0	–	0	1
6	0	1	–	0	0	–	16	17
7	0	1	–	0	0	–	6	7
8	0	1	–	3	–	–	–	4
9	–	0	120	0	–	–	–	120
Total catch (95% CI)	249 (83–415)	4 (3–5)	124 (49–199)	11 (1–21)	5 (0–16)	21 (0–66)	67 (33–101)	481 (472–490)

–, gear not used on that fishing ground.

^aSee Figure 1.

(15.7%) and trammelnets (21.4%; Table 4). Fishers from bottom trawlers also declared that most turtles were found comatose. Conversely, all turtles taken incidentally by drifting longlines were reported to be alive, although hooks injured most of them in the mouth or oesophagus.

Observations on board

Observers were on board 15 fishing vessels and surveyed fishing sets during a total of 472 d (Table 5). The cpue data derived from these observers were not used to estimate the annual take in the whole area because the vessels with observers aboard covered only a few subareas, and we knew from fisher answers that cpue varied among subareas. However, the cpue data derived from the observers on board were useful in validating the cpue estimated from the interviews of the fishers operating in the same subareas.

Observers reported the bycatch of 29 loggerhead sea turtles, 90% of them in drifting longlines. The declared and observed cpue values (Table 5) were almost identical (Student's *t*-test; $t = 0.195$; d.f. = 7; $p = 0.851$). Only for bottom trawlers were cpue_o values somewhat smaller than cpue_d values, although the number of sea turtles taken was within the range predicted by cpue_d values (Table 5). The lower cpue_o of bottom trawlers was attributed to the low rate of annual turtle bycatch per vessel (between 0 and 2 turtles), which makes recording of the event by observers highly improbable. The general agreement between declared and observed values of cpue for the validated subareas indicated that the answers of fishers to interviews were useful in estimating the annual take, because there is no reason why the fishers operating in other subareas would provide less reliable answers.

Discussion

On-board observers have long been used during fishing surveys to assess bycatches reliably (King, 1995; Godley *et al.*, 1998; Morizur *et al.*, 1999; Carreras *et al.*, 2004; Alfaro Shigueto *et al.*, 2008). As a consequence, drifting longlines were identified long ago as a significant threat to sea turtles in the western Mediterranean (Camiñas, 1988; Mayol *et al.*, 1988; Aguilar *et al.*, 1995).

However, unless many fishing sets are surveyed on board by observers, the surveys usually fail to detect catches made at low frequency. In such a situation, questionnaire-based surveys provide the most practical and reliable method to assess catches (Godley *et al.*, 1998), although the resulting data may be poor or biased if the study is poorly designed or executed. As a result, such surveys are considered unreliable by some, but are used to gain a first insight into the problem or to identify potentially conflicting scenarios or gear (Lien *et al.*, 1994). Fisher answers have to be reliable for questionnaire-based surveys to be valid, because fishers may either have a poor memory for bycatch size (Lien *et al.*, 1994) or simply lie. Fortunately, fisher answers can be validated through data collected directly by observers aboard fishing vessels. Using this approach, in a study similar to the present one, Carreras *et al.* (2004) concluded that answers given by fishers operating off the Balearic Archipelago were credible. The same appears to be true for the answers obtained here from fishers off northeastern Spain. Therefore, we believe that the bycatch estimates derived from interviews are reliable and at least relatively accurate.

From these results, we found that drifting longlines and bottom trawling were the two most significant fishing gears causing loggerhead sea turtle bycatch in the study area. Drifting longlines had already been identified two decades ago as a threat to sea turtles in the western Mediterranean, and recent surveys estimate bycatch at 15 000 sea turtles (Camiñas, 1988; Mayol *et al.*, 1988; Aguilar *et al.*, 1995). Casale *et al.* (2004) reported high levels of sea turtle bycatch by bottom trawlers in the Adriatic Sea (eastern Mediterranean), but any evidence at all off northeastern Spain was scarce, and the potential bycatch there has never been quantified (Bertolero, 2003). Indeed, Carreras *et al.* (2004) and Báez *et al.* (2006) reported extremely low rates of sea turtle bycatch by bottom trawlers off the nearby Balearic Archipelago and southern Spain, respectively, and it was generally assumed that bottom trawls had a negligible impact on sea turtles. The difference between the results of our survey and those from other areas is likely attributable to dissimilarities in the fishing strategies of bottom trawlers or to variable rates of overlap between sea turtle distribution and bottom trawling.

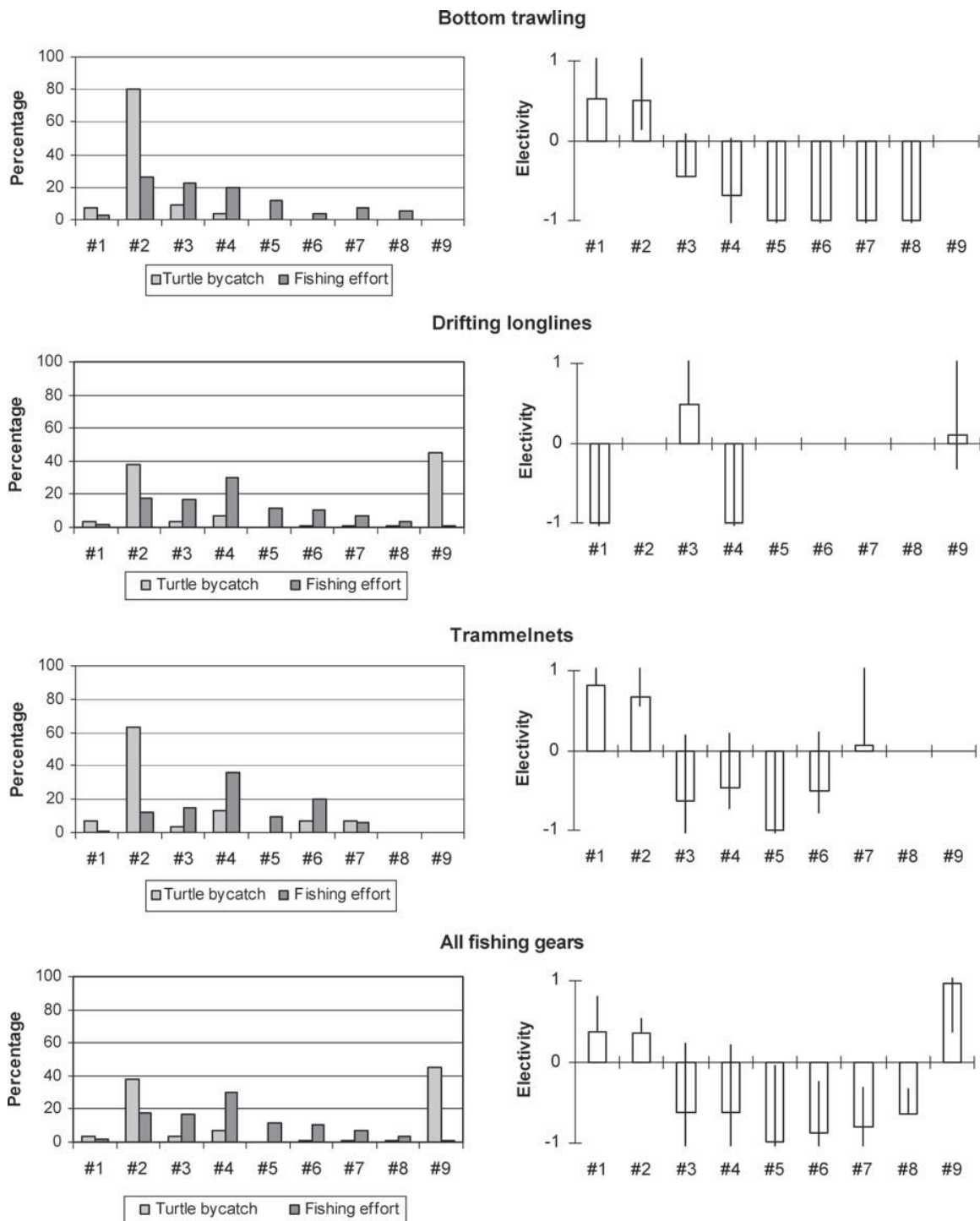


Figure 2. Vulnerability of loggerhead turtles to being caught incidentally in different subareas off Catalonia (NE Spain), as revealed by Ivlev's electivity index. The numbers along the x-axes refer to the subareas, as defined in Figure 1. Vertical lines show the 95% confidence intervals.

Typically, off the Balearic Archipelago and most of northeastern Spain, bottom trawlers operate on the deeper side of the continental shelf and the upper slope (Bas *et al.*, 2003; Massutí and Reñones, 2005). However, where the continental shelf is wide and the upper slope too far from the home port to be reached on a daily trip, trawlers are forced to restrict their activity to the

shelf (Bas *et al.*, 2003). This is the situation along the coast of central mainland Spain, where the width of the continental shelf is at its maximum, and it is precisely the area where the highest level of turtle bycatch was observed in the present study. Loggerhead sea turtles usually remain shallower than 200 m (Lutcavage and Lutz, 1997; Houghton *et al.*, 2002), and are

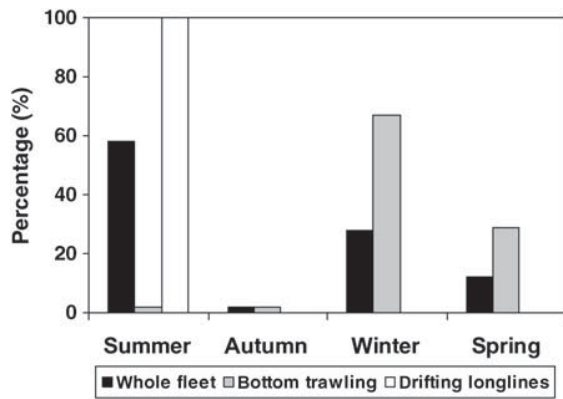


Figure 3. Seasonal distribution of the loggerhead sea turtle bycatch off Catalonia (NE Spain).

Table 4. Direct mortality of loggerhead sea turtles caused by incidental catch.

Fishing gear	Fisher reports		On-board observer reports	
	Sample size	Mortality (%)	Sample size	Mortality (%)
Drifting longlines	78	0.0	26	0.0
Bottom trawls	51	15.7	2	50.0
Trammelnets	14	21.4	1	0.0
Bottom longlines	4	Not reported	0	Not reported

much more vulnerable to bottom trawlers operating on the continental shelf than to those operating on the upper slope. As a consequence, the average rate at which loggerhead sea turtles are taken incidentally increases dramatically in those areas where the trawler fleet operates mainly on the continental shelf, as off central mainland Spain (this study) and in the Adriatic Sea (Casale *et al.*, 2004). Conversely, average loggerhead sea turtle bycatch in trawls remains low where most of the fleet operate on the upper slope, as off northern mainland Spain (this study) and off the Balearic Archipelago (Carreras *et al.*, 2004).

Identifying the fishing gear contributing to turtle bycatch is just a first step in understanding the extent of the problem. Current removals from the population can only be assessed effectively if post-release mortality is known. Fisher responses and on-board observations coincided in this respect in that most of the turtles entangled in bottom trawls were found alive but moribund, whereas those hooked in drifting longlines were generally released with the hook, but always still alive. Casale *et al.* (2004) reported comparable results for the Adriatic Sea: just 9.4% of the turtles taken incidentally by bottom trawlers were dead, but the rate of potential mortality was estimated to be as high as 43.8% if all comatose turtles died after release. The rate of post-release mortality for turtles hooked by drifting longlines has been suggested to be about half (Aguilar *et al.*, 1995; NMFS–SEFSC, 2001), although the actual figure may be much lower (Chaloupka *et al.*, 2004). Therefore, as a consequence of the high bycatch rate and the heavy mortality on capture, bottom trawling appears to be the most destructive means of marine turtle removals off north-eastern Spain.

Our survey showed that bottom trawlers take turtles all year-round, but with a possible peak in winter. Aerial surveys covering the southern part of the study area have shown that turtles are there all year-round, with no apparent seasonality in abundance (Gómez de Segura *et al.*, 2003, 2006), but satellite tracking has revealed that at least some turtles leave the area and move south in winter (Cardona *et al.*, 2009). These data would indicate that the apparent peak in cpue during winter might be a sampling artefact or, if real, is not caused by a higher density of turtles in the area but because of a greater vulnerability of turtles to bottom trawlers then as a result of the lower temperature of the seawater (Casale *et al.*, 2004; Braun-McNeill *et al.*, 2008). This is because loggerhead turtles have a great capacity for long aerobic dives at low temperature, when they rest in a dormant state for most of their time on the seabed and keep energetic costs to a minimum, without truly hibernating (Hochscheid *et al.*, 2007). Therefore, in such a state, it is more difficult for them to avoid the nets of bottom trawlers. Further research would be needed to confirm the seasonal pattern, however.

Although the Spanish drifting longliners operating in the western Mediterranean mainly fish on the feeding grounds off the Balearic Archipelago and southern Spain (Camiñas and De la Serna, 1995) and are expected to take mainly loggerhead sea turtles originating in the comparatively large Atlantic rookeries

Table 5. Summary statistics of the fishing sets surveyed by on-board observers, and fisher responses (cpue_e = catch per unit effort estimated from fisher responses; cpue_o = catch per unit effort reported by on-board observers).

Parameter	Drifting longlines	Bottom longlines	Bottom trawls (fish)	Trammelnets
Subareas ^a	9	6, 7, 8	11, 2, 3, 6, 7, 8	2, 6
Number of fishing vessels surveyed	2	4	3	6
Number of sets surveyed	34	38	533	346
Number of fishing days surveyed	70	52	267	83
Average number of sets per month	12.0	27.1	37.3	77.6
Bycatch of turtles	26	0	2	1
Cpue _o	9.18 (7.86–9.64)	0.00 (0.00–0.00)	0.14 (0.07–0.20)	0.22 (0.00–0.44)
Cpue _e	9.25 (5.84–12.66)	0.03 (0.00–0.12)	0.48 (0.00–1.02)	0.20 (0.00–0.37)
Expected bycatch	26 (16–35)	0 (0–0)	7 (0–15)	1 (0–2)

^aSee Figure 1.

95% CI in parenthesis.

Note that the number of fishing days includes travel time to the deployment area.

(Carreras *et al.*, 2006), the bottom trawlers surveyed here also took turtles from the highly endangered and comparatively scarce rookeries in the eastern Mediterranean (Carreras *et al.*, 2006). This makes regulation of the fishery a matter of urgency if the Mediterranean loggerhead turtle population is to be conserved effectively. Possible mitigating techniques are (i) winter fishing restrictions, (ii) reducing the number of bottom trawlers working in the area, (iii) reducing the time the net is underwater to prevent turtle suffocation (Henwood and Stuntz, 1987; Robins-Troeger *et al.*, 1995), and (iv) enforcing the use of turtle excluder devices (Epperly, 2003). A population viability analysis would be useful to assess the real impact of bottom trawling on the population nesting in the eastern Mediterranean and to identify the best management option for it (Crowder *et al.*, 1994), but several of the required demographic parameters are unknown or have been estimated without discrimination between sea turtles from Atlantic and Mediterranean rookeries (Casale *et al.*, 2007, 2009), which render them of limited utility in conducting a population viability study.

To summarize, our study aimed to assess the threat of different fishing gears to loggerhead sea turtles and to estimate the total number of turtles taken annually by each gear off northeastern Spain. Our conclusion is that most turtles were taken incidentally by bottom trawlers and drifting longlines, so indicating that any strategy for reducing bycatch in the Mediterranean would require a multi-gear approach.

Acknowledgements

The first author received partial support from a Collaborative Initiatives Fund project granted by the Pew Institute for Ocean Science. Joaquim Puigvert, Antoni Negre, Rafel Castellà, Antoni Bord, Jordi Rosell, Toni Solà, and Vicente Blanes permitted us to accompany their fishing vessels, and Enric Cortinas, Joan Clemente, Carlos Rossich, Estel Cañigüeral, Mercedes Carcas, Alberto Corona, Monste Bau, Ariadna Seglar, and Marc Portella assisted with the fieldwork. Marc Baeta, Francesc Sardà, and Jordi Font supplied additional data.

References

- Aguilar, R., Mas, J., and Pastor, X. 1995. Impact of the Spanish swordfish long-line fisheries on the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) population in the western Mediterranean. In Proceedings of the 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation, pp. 1–6. Ed. by J. I. Richardson, and T. H. Richardson. NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-361.
- Alfaro Shigueto, J., Mangel, J., Seminoff, J. A., and Dutton, P. H. 2008. Demography of loggerhead turtles *Caretta caretta* in the southeastern Pacific Ocean: fisheries-based observations and implications for management. *Endangered Species Research*, 5: 129–135.
- Bas, C., Maynou, F., Sarda, F., and Leonart, J. 2003. Variacions demogràfiques a les poblacions demersals explotades els darrers quaranta anys a Blanes i Barcelona. IEC, Barcelona, Spain.
- Báez, J., Camiñas, J. A., and Rueda, L. 2006. Incidental capture of marine turtles in marine fisheries off southern Spain. *Marine Turtle Newsletter*, 111: 11–12.
- Bertolero, A. 2003. Varamientos y capturas de tortugas marinas en los alrededores del Delta del Ebro (NE España) entre los años 1984 y 2001. *Revista Española de Herpetología*, 17: 39–53.
- Braun-McNeill, J., Sasso, C. R., Epperly, S. P., and Rivero, C. 2008. Feasibility of using sea surface temperature imagery to mitigate chelonid sea turtle-fishery interactions off the coast of northeastern USA. *Endangered Species Research*, 5: 257–266.
- Broderick, A. C., Glen, F., Godely, B. J., and Hays, C. 2002. Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. *Oryx*, 36: 227–235.
- Camiñas, J. A. 1988. Incidental captures of *Caretta caretta* (L.) with surface long-lines in the western Mediterranean. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 31: 285.
- Camiñas, J. A., and De la Serna, J. M. 1995. The loggerhead distribution in the western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish long line fishery. In *Scientia Herpetologica*, pp. 316–323. Ed. by G. Llorente, A. Montori, X. Santos, and M. A. Carretero. Asociación Herpetológica Española, Barcelona, Spain.
- Camiñas, J. A., and Valeiras, J. 2001. Marine turtles, mammals and sea birds captured incidentally by the Spanish surface long-line fisheries in the Mediterranean Sea. *Rapports du Commission Internationale de la Mer Méditerranée*, 36: 248.
- Cardona, L., Revelles, M., Parga, M. L., Tomás, J., Aguilar, A., Alegre, F., Raga, A., *et al.* 2009. Habitat use by loggerhead sea turtles *Caretta caretta* off the coast of eastern Spain results in a high vulnerability to neritic fishing gears. *Marine Biology*, 156: 2621–2630.
- Carreras, C., Cardona, L., and Aguilar, A. 2004. Incidental catch of loggerhead turtles *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biological Conservation*, 117: 321–329.
- Carreras, C., Pont, S., Maffucci, F., Pascual, M., Barceló, A., Bentivegna, F., Cardona, L., *et al.* 2006. Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Marine Biology*, 149: 1269–1279.
- Casale, P., Laurent, L., and De Metrio, G. 2004. Incidental capture of marine turtles by the Italian trawl fishery in the north Adriatic Sea. *Biological Conservation*, 119: 287–295.
- Casale, P., Laurent, L., Gerosa, G., and Argano, R. 1998. Molecular evidence of male-biased dispersal in loggerhead turtle juveniles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 267: 139–145.
- Casale, P., Mazaris, A. D., Freggi, D., Basso, R., and Argano, R. 2007. Survival probabilities of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) estimated from capture–mark–recapture data in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 71: 365–372.
- Casale, P., Mazaris, A. D., Freggi, D., Vallini, C., and Argano, R. 2009. Growth rates and age at adult size of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea, estimated through capture–mark–recapture records. *Scientia Marina*, 73: 589–595.
- Chaloupka, M., Parker, D., and Balazs, G. 2004. Modelling post-release mortality of loggerhead sea turtles exposed to the Hawaii-based pelagic long-line fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 280: 285–293.
- Crouse, D. T., Crowder, L. B., and Caswell, H. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology*, 68: 1412–1423.
- Crowder, L. B., Crouse, D. T., Heppell, S. S., and Martin, T. H. 1994. Predicting the impact of turtle excluder devices on loggerhead sea turtle populations. *Ecological Applications*, 4: 437–445.
- Cuadras, C. M. 1983. *Problemas de Probabilidad y Estadística*. PPU, Barcelona.
- Ehrhart, L. M., and Ogren, H. 2000. Estudios en hábitos de alimentación: captura y manejo de tortugas. In *Técnicas para la Conservación de las Tortugas Marinas*, pp. 70–74. Ed. by K. L. Eckert, K. A. Bjørndal, F. A. Abreu-Grobois, and M. Donnelly. Specialist Group on Sea Turtles IUCN/CSE Publication 4.
- Epperly, S. 2003. Fisheries-related mortality and turtle excluder devices (TEDs). In *The Biology of Sea Turtles*, 2, pp. 339–353. Ed. by P. L. Lutz, J. A. Musick, and J. Wyneken. CRC Marine Science Series, Boca Raton, FL, USA.
- Godley, B. J., Gücü, A. C., Broderick, A. C., Furness, R. W., and Solomon, S. E. 1998. Interaction between marine turtles and

- artisanal fisheries in the eastern Mediterranean: a probable cause for concern? *Zoology in the Middle East*, 16: 48–64.
- Gómez de Segura, A., Tomás, J., Pedraza, S. N., Crespo, E. A., and Raga, J. A. 2003. Preliminary patterns of distribution and abundance of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, around Columbretes Islands Marine Reserve, Spanish Mediterranean. *Marine Biology*, 143: 817–823.
- Gómez de Segura, A., Tomás, J., Pedraza, S. N., Crespo, E. A., and Raga, J. A. 2006. Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. *Animal Conservation*, 9: 199–206.
- Greenwood, J. J. 1996. Basic techniques. *In Ecological Census Techniques*, pp. 11–110. Ed. by W. J. Sutherland. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Henwood, T. A., and Stuntz, W. E. 1987. Analysis of sea turtle captures and mortalities during commercial shrimp trawling. *Fishery Bulletin US*, 85: 813–817.
- Hochscheid, S., Bentivegna, F., Bradai, M. N., and Hays, G. C. 2007. Overwintering behaviour in sea turtles: dormancy is optional. *Marine Ecology Progress Series*, 340: 287–298.
- Houghton, J. D. R., Broderick, A. C., Godley, B. J., Metcalfe, J. D., and Hays, G. C. 2002. Diving behaviour during the interesting interval for loggerhead turtles *Caretta caretta* nesting in Cyprus. *Marine Ecology Progress Series*, 227: 63–70.
- Ivlev, V. F. 1961. *Experimental Ecology of Feeding of Fishes*. Yale University Press, New Haven, CT.
- King, M. 1995. *Fisheries Biology, Assessment and Management*. Fishing News Books, Oxford, UK.
- Laurent, L., Casale, P., Bradai, M. N., Godley, B. J., Gerosa, G., Broderick, A. C., Schroth, W., *et al.* 1998. Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery by-catch: a case study in the Mediterranean. *Molecular Ecology*, 7: 1529–1542.
- Laurent, L., Lescure, J., Excoffier, L., Bowen, B., Domingo, M., Hadjichristophrou, M., Kornaraki, L., *et al.* 1993. Genetic studies of relationships between Mediterranean and Atlantic populations of loggerhead turtle *Caretta caretta* with a mitochondrial marker. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences—Sciences de la Vie*, 316: 1233–1239.
- Lien, J., Stenson, G. B., Carver, S., and Chardine, J. 1994. How many did you catch? The effect of methodology on bycatch reports obtained from fishermen. *Reports of the International Whaling Commission (Special Issue)*, 15: 535–540.
- Lutcavage, M. E., and Lutz, P. L. 1997. Diving physiology. *In The Biology of Sea Turtles*, pp. 277–296. Ed. by P. L. Lutz, and J. A. Musick. CRC Marine Science Series, Boca Raton, FL, USA.
- Lutcavage, M. E., Plotkin, P., Witherington, B., and Lutz, P. L. 1997. Human impacts on sea turtle survival. *In The Biology of Sea Turtles*, pp. 387–410. Ed. by P. L. Lutz, and J. A. Musick. CRC Marine Science Series, Boca Raton, FL, USA.
- Margaritoulis, D., Argano, R., Baran, I., Bentivegna, F., Bradai, M. N., Camiñas, J. A., Casales, P., *et al.* 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: present knowledge and conservation perspectives. *In Loggerhead Sea Turtles*, pp. 175–198. Ed. by A. B. Bolten, and B. E. Witherington. Smithsonian Books, Washington, DC.
- Massutí, E., and Reñones, O. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 69: 167–181.
- Mayol, J., Muntaner, J., and Aguilar, R. 1988. Incidencia de la pesca accidental sobre las tortugas marinas en el Mediterráneo español. *Butlletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 32: 19–31.
- Morizur, Y., Berrow, S. D., Tregenza, N. J. C., Couperus, A. S., and Pouvreau, S. 1999. Incidental catches of marine-mammals in pelagic trawl fisheries of the Northeast Atlantic. *Fisheries Research*, 41: 297–307.
- NMFS–SEFSC (National Marine Fisheries Service–South East Fisheries Science Center). 2001. Stock assessments of loggerhead and leatherback sea turtles and assessment of the impact of the pelagic long-line fishery on the loggerhead and leatherback sea turtles of the western North Atlantic. US Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-455.
- NRC (National Research Council). 1990. *Decline of the Sea Turtles: Causes and Prevention*. National Academy Press, Washington, DC.
- Robins-Troeger, J. B., Buckworth, R. C., and Dredge, M. C. L. 1995. Development of a trawl efficiency device (TED) for Australian prawn fisheries. 2. Field evaluations of the AusTED. *Fisheries Research*, 22: 107–117.
- Silvani, L., Gazo, M., and Aguilar, A. 1999. Spanish driftnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation*, 90: 79–85.
- Strauss, R. E. 1979. Reliability estimates of Ivlev's electivity index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. *Transactions of the American Fisheries Society*, 111: 517–522.
- Tomás, J., Gozalbes, P., Raga, J. A., and Godley, B. J. 2008. Bycatch of loggerhead sea turtles: insights from 14 years of stranding data. *Endangered Species Research*, 5: 161–169.
- Tudela, S., Kai Kai, A., Maynou, F., El Andalossi, M., and Guglielmi, P. 2005. Driftnet fishing and biodiversity conservation: the case study of the large-scale Moroccan drift net fleet operating in the Alboran Sea. *Biological Conservation*, 121: 65–78.

doi:10.1093/icesjms/fsp278

CAPÍTOL 2

Interacció amb el palangre de superfície



2.1. La taxa de mortalitat en les tortugues babaues (*Caretta caretta*) capturades accidentalment per palangre de superfície al mar Mediterrani occidental, i les seves conseqüències per a les poblacions d'origen Atlàntic

Resum: Per tal d'avaluar l'impacte del palangre de superfície per les tortugues marines, és essencial disposar d'unes estimes acurades de la mortalitat post-alliberament de les tortugues capturades accidentalment per aquest art. Des de la dècada dels 1980, un gran nombre de tortugues babaues (*Caretta caretta*) de les poblacions del nord-oest de l'Oceà Atlàntic entren anualment al mar Mediterrani, però es desconeixia la mortalitat que pateixen aquests animals un cop retornats al mar en condicions naturals, després d'haver estat capturats accidentalment amb palangre de superfície. Per esbrinar-ho, es van col·locar transmissors via satèl·lit, o Pop-up, a 26 tortugues babaues després de ser capturades accidentalment per palangrers espanyols. A diferència d'altres estudis, els hams no van ser extrets dels animals i es van deixar uns 40 cm de fil, per tal de simular al màxim les condicions reals d'alliberament de les tortugues capturades. La mortalitat posterior a l'alliberament durant els 90 dies següents va variar entre 0,308-0,365, i era independent de la ubicació de l'ham. Quan la mortalitat posterior a l'alliberament es va combinar amb estimacions de mortalitat posterior descrites prèviament, la mortalitat total agregada resultava en 0,321-0,378. Suposant un total anual de captura incidental d'unes 10.656 tortugues babaues per la flota palangrera espanyola que opera a la Mediterrània sud-occidental, en resulta un total de 3.421-4.028 tortugues mortes anualment. Aquest resultat equival a un percentatge entre el 8.5 i el 10.1% de les 40.000 tortugues babaues que habiten aproximadament a les zones de pesca utilitzades pels palangrers espanyols, la majoria d'elles de la població de l'Atlàntic nord-occidental. Com a conseqüència, s'espera que la mortalitat acumulada durant la fase oceànica sigui més elevada per a aquestes tortugues babaues d'origen atlàntic que passen varis anys a el mar Mediterrani que la que puguin patir les tortugues de la mateixa cohort que romanen a l'Atlàntic. Per aquesta raó, el mar Mediterrani es pot considerar un punt negre per a les poblacions de tortugues babaues originàries de l'Atlàntic, tot i que la rellevància demogràfica de la mortalitat real causada per la captura incidental de tortugues babaues a la Mediterrània continua sent desconeguda.

Títol original: **Mortality rates in by-caught loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea and implications for the Atlantic populations.**

Autors: *Álvarez de Quevedo, I., San Félix, M., Cardona, L.*

Estat publicació: Article publicat.

Revista: **Marine Ecology Progress Series.**

Any: 2013.

Volum: 489.

Pàgines: 225-234.

DOI: 10.3354/meps10411.

Mortality rates in by-caught loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea and implications for the Atlantic populations

I. Álvarez de Quevedo^{1,*}, M. San Félix², L. Cardona¹

¹Department of Animal Biology and Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio), Faculty of Biology, University of Barcelona, 08028 Barcelona, Spain

²Vellmarí Formentera, 07870 Formentera, Spain

ABSTRACT: Reliable estimates of the post-release mortality probability of marine turtles after incidental by-catch are essential for assessing the impact of longline fishing on these species. Large numbers of loggerhead turtles *Caretta caretta* from rookeries in the northwestern Atlantic Ocean have been by-caught annually in the southwestern Mediterranean Sea since the 1980s, but nothing is known about their post-release mortality probability under natural conditions. Pop-up archival transmitting tags were attached to 26 loggerhead turtles following incidental capture by Spanish longliners. Hooks were not removed, and 40 cm of line was left in place. The post-release mortality probability during the 90 d following release ranged from 0.308 to 0.365, and was independent of hook location. When the post-release mortality probability was combined with previously reported estimates of the mortality probability before hauling, the aggregated by-catch mortality probability ranged from 0.321 to 0.378. Assuming a total annual by-catch of 10 656 loggerhead turtles by the Spanish longline fleet operating in the southwestern Mediterranean, by-catch results in 3421 to 4028 turtle deaths annually. This range is equivalent to 8.5–10.1% of the approximately 40 000 turtles inhabiting the fishing grounds used by Spanish longliners, most of them from rookeries in the northwestern Atlantic. As a consequence, the accumulated mortality during the oceanic stage is expected to be larger for those loggerhead turtles of Atlantic origin that spend several years in the Mediterranean Sea than for turtles of the same cohort that remain in the Atlantic. For this reason, the Mediterranean can be considered a dead end for loggerhead turtle populations nesting in the Atlantic, although the actual demographic relevance of by-catch mortality of loggerhead turtles in the Mediterranean remains unknown.

KEY WORDS: *Caretta caretta* · By-catch · Mortality · Longlines · Mediterranean · Satellite tags

Resale or republication not permitted without written consent of the publisher

INTRODUCTION

Direct exploitation and incidental by-catch have depleted the populations of many large marine vertebrates worldwide (Jackson & Sala 2001, Lewison et al. 2004a). National regulations have sometimes been effective in allowing depleted populations to rebuild (Gerber & Hilborn 2001), but this approach can be unsuccessful for species with complex life

histories involving migrations beyond national jurisdictions.

As migratory species, sea turtles represent a good example of the need for global conservation strategies because they disperse over entire oceans and use habitats 1000s of kilometers apart (Spotilla 2004). Furthermore, there are major gaps in our knowledge about the impact of by-catch on the dynamics of sea turtle populations, particularly about how many tur-

*Email: alvarezdequevedo@ub.edu

tles are taken in each region and how many die following incidental capture (Godley et al. 2008, Hamann et al. 2010)

The loggerhead turtle *Caretta caretta* inhabits most of the tropical and subtropical oceans of the world (Wallace et al. 2010a), and the largest nesting aggregation of the species in the Atlantic (and one of the largest in the world) is found along the sandy coasts of North America (Ehrhart et al. 2003, Wallace et al. 2010a).

High numbers of hatchlings from these rookeries migrate eastward with the Gulf Stream to reach Europe and northwestern Africa (Laurent et al. 1993, 1998, Bolten et al. 1998). Once in the Mediterranean, young loggerhead turtles of Atlantic origin will remain there for many years due to the barrier imposed by the currents at the Straits of Gibraltar and the Alboran Sea (Revelles et al. 2007c, Eckert et al. 2008).

The eastern Mediterranean also supports a genetically distinct nesting population of loggerhead turtles (Broderick et al. 2002, Carreras et al. 2007, 2011), but loggerhead turtles of Mediterranean and Atlantic origin do not mix homogeneously within the Mediterranean feeding grounds and the latter represent >90% of the oceanic-stage loggerhead turtles found in the southwestern Mediterranean (Carreras et al. 2006, 2011, Revelles et al. 2007a).

The southwestern Mediterranean supports the most intense longline fishing activity within the

whole basin (Fig. 1; Lewison et al. 2004b, Casale 2011), and the loggerhead turtle is the marine turtle most often by-caught in the area (Carreras et al. 2004, Álvarez de Quevedo et al. 2010). Spanish longliners represent the bulk of the fleet operating there, and most of the fishing effort is concentrated in the south toward the Balearic Archipelago, independent of the base port (Aguilar et al. 1993, Camiñas 1997, Carreras et al. 2004, Báez et al. 2007, Álvarez de Quevedo et al. 2010).

The Spanish longline fleet has been reported to have by-caught as many as 20000 loggerhead turtles annually since the 1980s (Mayol et al. 1988, Aguilar et al. 1995, Casale 2011), with a probability of post-release mortality of 0.29 (Aguilar et al. 1993, 1995). These figures have raised international concern (Wallace et al. 2010b) and suggest that the Spanish longline fishing fleet might have killed approximately 5800 turtles annually since the early 1980s, equivalent to 14.5% of the 40000 turtles inhabiting the fishing grounds in the southwestern Mediterranean according to the results of aerial surveys (Cardona et al. 2005, Gómez de Segura et al. 2006). As most of the turtles inhabiting the fishing grounds used by the Spanish fleet in the southwestern Mediterranean have a northwestern Atlantic origin (Carreras et al. 2006, 2011, Revelles et al. 2007a), this is presumed to be the origin of approximately 90% of the turtles by-caught by the Spanish fleet (L. Cardona & M. Clusa unpubl. data).

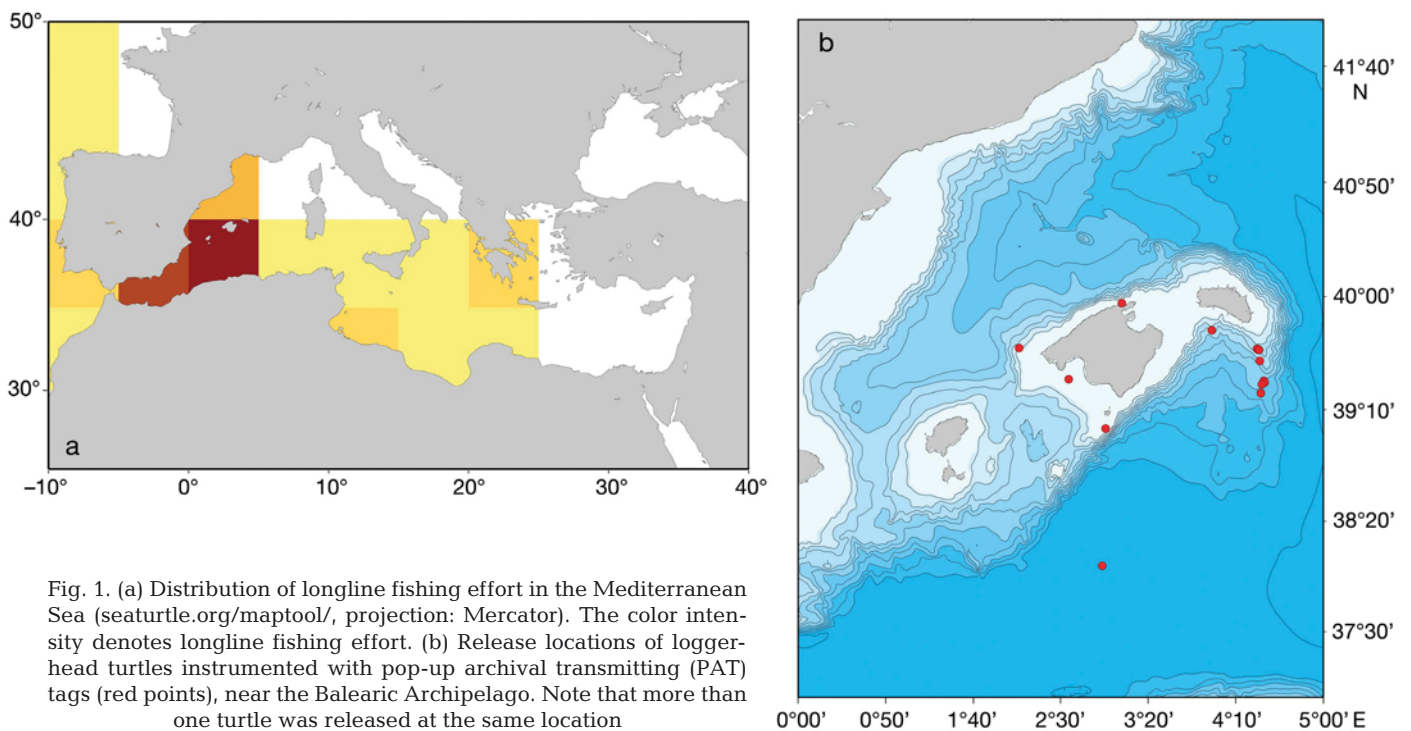


Fig. 1. (a) Distribution of longline fishing effort in the Mediterranean Sea (seaturtle.org/maptool/, projection: Mercator). The color intensity denotes longline fishing effort. (b) Release locations of loggerhead turtles instrumented with pop-up archival transmitting (PAT) tags (red points), near the Balearic Archipelago. Note that more than one turtle was released at the same location

Accordingly, incidental by-catch in the foraging grounds in the southwestern Mediterranean could have a relevant impact on the population nesting in the northwestern Atlantic, although there are uncertainties in the above-reported figures. First, the post-release mortality rate of by-caught turtles remains unclear, as the only available estimate is derived from hooked turtles held in captivity (Aguilar et al. 1993, 1995). Second, by-catch data collected throughout the past decade from multi-boat surveys have often yielded much lower by-catch estimates (Carreras et al. 2004, Camiñas et al. 2006, Álvarez de Quevedo et al. 2010) than those reported from earlier surveys and/or from surveys based on a single boat (Mayol et al. 1988, Aguilar et al. 1995, Camiñas 1997, Báez et al. 2007).

The objectives of the present study were to assess the post-release mortality rate, under natural conditions, of oceanic-stage loggerhead turtles incidentally by-caught by longliners operating in the southwestern Mediterranean and to calculate how many loggerhead turtles are killed annually by the Spanish longliner fleet.

MATERIALS AND METHODS

We deployed pop-up archival transmitting (PAT) tags (PAT-Mk10, Wildlife Computers) on 26 loggerhead turtles which had been incidentally caught by Spanish longliners off the Balearic Archipelago in 2007 and 2008 (Fig. 1). The turtles were hauled on board with a scoop net to avoid further damage.

The hooks were not removed, and 40 cm of line from the mouth was left in place. This procedure raises certain ethical issues, but we believe that it represents the only way to replicate the release of turtles by fishermen and to obtain a robust estimate of the post-release mortality probability. Control turtles were not used because a very large number of turtles had to be tracked to obtain confidence intervals sufficiently tight to detect any statistically significant differences and because using PAT tags for control turtles would have resulted in a smaller sample size for hooked turtles.

We employed a 15 cm tether and a base plate system to attach the PAT tags. The tether was a 2 mm fishing line, and the base plate was made with a plastic lattice coated with several layers of resin and fiberglass. An opening in the coating allowed the tether to be secured to the lattice (Fig. 2). Laboratory trials confirmed the positive buoyancy of the PAT-base plate system.



Fig. 2. Attachment system for the PAT tags used in this study

The PAT tags were programmed using PATHOST software to record pressure (i.e. depth, m) and temperature ($^{\circ}\text{C}$) every 2 s and light level every 10 s. The data were stored in 14 depth and temperature bins covering ranges from 0 to >250 m (up to 500 m) and 5 to $>32^{\circ}\text{C}$, respectively. This procedure was based on observations that turtles that die in captivity initially sink (Swimmer et al. 2006) and that loggerhead turtles never dive deeper than 300 m (Lutcavage & Lutz 1997). The PAT tags were also programmed to release and transmit data if they did not experience significant pressure changes for 192 h, i.e. if they were shed and floating on the surface or if the turtle had died and sunk to a depth of 500 m. Furthermore, the tags were programmed to release when they reached a depth of 1500 m. In addition, to avoid reaching a depth that would crush the recording system in the case of a sinking turtle and failure of the premature release programming, a device (RD-1800; Wildlife Computers) was attached to sever the tether if the tag descended below 1800 m.

The PAT tag data were used to classify tagged turtles according to 3 possible outcomes: (1) 'alive' (scheduled), representing turtles who survived the entire duration of the planned deployment; (2) 'inconclusive' (prematurely released), representing turtles of unknown fate (e.g. the tag became detached or popped up before the expected date for an unknown reason); or (3) 'dead' (prematurely released), turtles presumed to be dead (e.g. the tag remained at a constant depth for the programmed premature release period or sank below 1500 m).

Although the PAT tags were programmed to release from the turtle 120 d after deployment and archive data for this period, we right-censored the

data and included in the study only the first 90 d after deployment. Most hooked turtles actually die during the first 3 mo after release (Aguilar et al. 1993, Chaloupka et al. 2004), and expanding the study period would have confounded the mortality resulting from by-catch with that resulting from natural causes.

The survival rate (throughout the 90 d of tracking) was calculated using 2 different methods. First, the mortality probability of the tagged turtles was calculated as the ratio of 'alive' plus 'inconclusive' turtles to the total number of turtles tagged, and bootstrapping was used to calculate the 95% confidence intervals of this estimate by sampling 26 turtles randomly from our data base to generate 1000 simulated surveys. Furthermore, a chi-squared test was used to compare the mortality probability of those turtles hooked in the jaw or the mouth and those hooked in the esophagus or the stomach. The 'alive' and the 'inconclusive' turtles were merged for those analyses because most of the latter were thought to be alive when the PAT tags released prematurely. This conclusion was based on the comparison of the diving behavior of the 3 groups of turtles ('alive', 'dead' and 'inconclusive').

Raw dive and time data were collected by PAT tags as frequency histograms based on predefined depth and duration bins programmed into the transmitter prior to deployment. These histograms were aggregated over several hours for transmission, and we received on average 4 of those aggregated data sets for every tracking day. This information was used to create an average time–depth histogram for each group of turtles, and the histogram of the 'inconclusive' turtles was latter compared with that of the other 2 groups using a Kolmogorov-Smirnov test (Zar 1984). Furthermore, the average time at surface and the average maximum dive-depth of each individual turtle during the whole tracking period were calculated. Average time at surface was calculated as the average daily percentage of time spent at the 0 m bin, and average maximum dive-depth was calculated as the average depth of the deepest daily dives. These parameters are widely used to characterize turtle diving behavior (Polovina et al. 2003, Swimmer et al. 2006, Hochscheid et al. 2010, Howell et al. 2010). The gross average of each of those parameters was computed for each group of turtles and compared using ANOVA, after checking for normality and homoscedasticity using Lilliefors and Levene tests, respectively (Zar 1984).

For the second approach, we followed the example of Sasso et al. (2011) and used the capture histories of the tagged turtles to estimate survival at the end of

the 90 d tracking period, using the known fate model in the program MARK (White & Burnham 1999). We ran 4 models in MARK, considering survival as constant over time (survival being the same in each week after release) and survival by time period (survival varying by week) and considering hook location (mouth vs. internal) or ignoring hook location. We used Akaike's information criterion adjusted for small sample sizes (AICc) to rank the models and determine which model best fit the data (Hurvich & Tsai 1989, Burnham & Anderson 1992, 1998). When comparing models using AICc, a difference of <2 in AICc values indicates no real difference, a difference between 2 and 7 indicates considerable support for a difference, and a difference of >7 indicates strong support for a difference between the models (Burnham & Anderson 1998).

In both approaches, the post-release mortality probability derived from the PAT tags experiment was combined with the hauling mortality probability reported by Camiñas et al. (2006) to calculate the aggregated mortality.

Data from Carreras et al. (2004) and Álvarez de Quevedo (2010) were used to estimate the turtle by-catch by the Spanish fishing fleet and combined with the aggregated mortality to calculate the total number of turtles that die annually as a result of interactions with the Spanish longliner fleet. Spanish longliners operating in the Mediterranean between 2001 and 2006 included 184 vessels (www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-pesqueras/2012_01_Buques_eslora_tcm7-194379.pdf), but only 105 used drifting longlines (Carreras et al. 2004, Báez et al. 2007).

RESULTS

The 26 turtles tagged ranged in size from 43 to 60 cm curved carapace length (CCL). A total of 16 turtles were hooked in the jaw or the mouth (classified as 'mouth'), and 10 turtles were hooked in the esophagus or the stomach (classified as 'internal').

Turtles were usually released a few hours after tag attachment, but one of them was retained on board because it was very weak and finally died on the deck of the longliner 15 h after being captured and tagged. The remaining 25 turtles were released alive, and their PAT tags reported data within the 3 mo following deployment (Table 1).

Nine turtles were classified as 'alive' at the end of the entire programmed tracking period because their PAT tags were released as scheduled. The PAT tags

Table 1. *Caretta caretta*. Characteristics of satellite-tracked loggerhead turtles. CCL: curved carapace length; PAT: pop-up archival transmitting

Turtle	Capture month	CCL (cm)	Hook position	Tracking days + days at surface	PAT tag release	Classification
12007	Sep	54	Mouth	90	Scheduled	Alive
22007	Sep	45	Mouth	45 + 8	Premature	Alive
32007	Sep	43	Internal	85 + 8	Premature	Alive
42007	Sep	53	Internal	90	Scheduled	Alive
52007	Sep	62	Internal	0	Dead on board	Dead
62007	Sep	58	Internal	58 + 8	Premature	Alive
72007	Sep	63	Mouth	90	Scheduled	Alive
82007	Sep	54	Internal	22	192 h / >250 m	Dead
92007	Sep	50	Internal	90	Scheduled	Alive
102007	Sep	51	Mouth	90	Scheduled	Alive
112007	Sep	60	Internal	73 + 8	Premature	Alive
122007	Sep	64	Mouth	90	Scheduled	Alive
132007	Sep	58	Internal	90	Scheduled	Alive
142007	Sep	61	Internal	90	Scheduled	Alive
12008	Jul	69	Mouth	74 + 8	1500 m	Dead
22008	Jul	49	Mouth	25	192 h / >250 m	Dead
32008	Jul	53	Internal	13 + 8	1500 m	Dead
42008	Jul	50	Mouth	25 + 8	1500 m	Dead
52008	Jul	60	Mouth	87 + 8	Premature	Alive
62008	Jul	49	Mouth	54 + 8	Premature	Alive
72008	Jul	58	Mouth	70 + 8	Premature	Alive
82008	Jul	59	Mouth	77 + 8	Premature	Alive
92008	Jul	53	Mouth	25 + 8	Premature	Alive
102008	Jul	66	Mouth	1 + 8	192 h / >250 m	Dead
112008	Jul	63	Mouth	90	1500 m	Dead ^a
122008	Jul	58	Mouth	90	Scheduled	Alive

^aThis turtle was alive at the end of the study period, but died some days later, and we considered it as dead

of the other 16 turtles were released prematurely. Seven of them were certainly dead (and were accordingly classified as 'dead'); 3 of them sank deeper than 250 m and remained there for 192 h, when the PAT tags were released and transmitted; and the other 4 PAT tags were released when turtles sank to 1500 m. The reasons for the premature release of the 9 other PAT tags were unknown; hence, they were classified as 'inconclusive'.

Some data error related to tracking and/or release dates occurred for all of those 9 PAT tags, but these errors were unlikely to have affected the accuracy of the data related to depth and temperature or to have caused premature release. Moreover, 5 of these PAT tags were released after a relatively deep dive (100 to 150 m), suggesting a failure of the attachment system due to pressure or the drag caused by deep-diving acceleration,

suggesting that these turtles were not dead.

The average time–depth histogram of the 'inconclusive' turtles was significantly different from those of the 'alive' and 'dead' turtles and intermediate between them (Fig. 3; Komogorov-Smirnov; alive–inconclusive: $d_{14,562} = 67$; dead–inconclusive: $d_{14,562} = 34$; $p < 0.001$ in both cases). The 3 groups of turtles did not differ in time at surface (Fig. 4; ANOVA, $F_{2,22} = 1.582$, $p = 0.230$), but the average maximum dive-depth of the 'inconclusive' turtles did not differ from that of the 'alive' turtles and was much deeper than that of the 'dead' turtles (Fig. 4; ANOVA, $F_{2,22} = 5.159$, $p = 0.016$). Based on these results, we concluded that the diving behavior of the turtles classified as 'inconclusive' was closer to that of the 'alive' turtles; hence, they were most likely alive when the PAT tags were prematurely released.

Accordingly, 8 of the 26 turtles tagged were considered to have died during the 90 d after hooking: the turtle that died while on deck and the 7 turtles that remained at a constant depth for 192 h or sank to

1500 m. These assumptions yielded a post-release mortality probability during the 90 d following by-catch equal to 0.308 (95 % CI: 0.127 to 0.489). Moreover, hook position ('mouth' vs. 'internal') had no

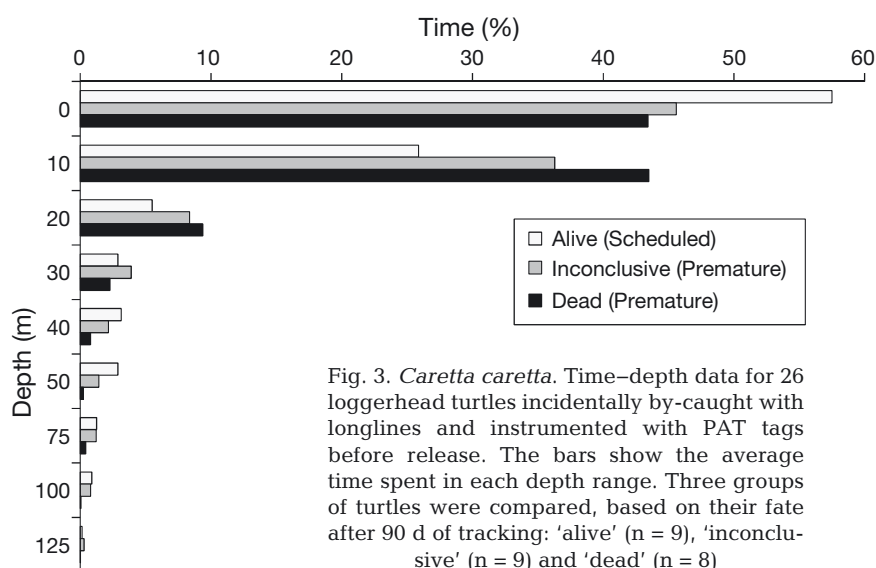


Fig. 3. *Caretta caretta*. Time–depth data for 26 loggerhead turtles incidentally by-caught with longlines and instrumented with PAT tags before release. The bars show the average time spent in each depth range. Three groups of turtles were compared, based on their fate after 90 d of tracking: 'alive' (n = 9), 'inconclusive' (n = 9) and 'dead' (n = 8)

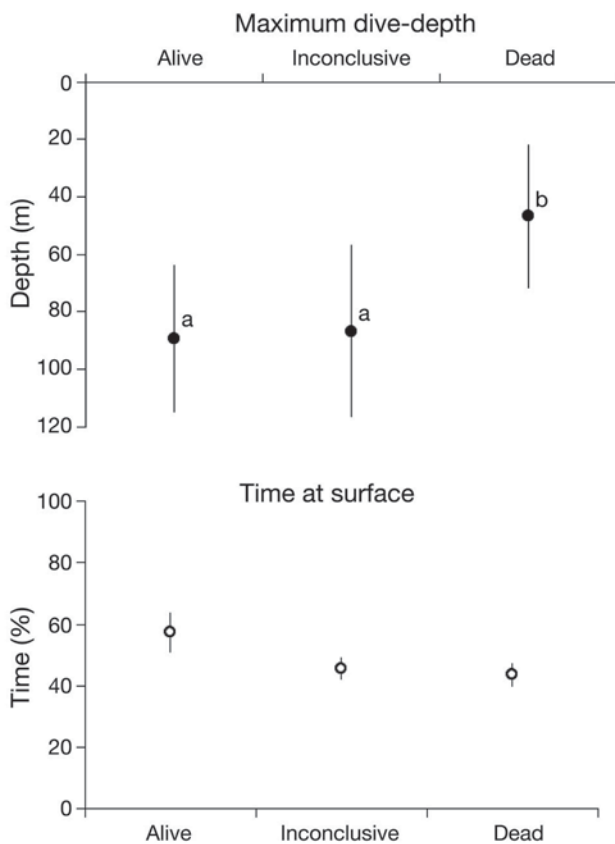


Fig. 4. *Caretta caretta*. Mean \pm SD 'maximum dive-depth' and 'time at surface' of 3 groups of loggerhead turtles incidentally by-caught with longlines and instrumented with PAT tags before release. Turtles were classified by their fate after 90 d of tracking as 'alive' (n = 9), 'inconclusive' (n = 9) or 'dead' (n = 8). Different lower case letters denote statistically significant differences

effect on the proportions of turtles alive or dead at the end of the tracking period (chi-squared = 0.030, df = 1, $p = 0.862$): 5 of the 16 turtles with hooks in the 'mouth' and 3 of the 10 turtles with 'internal' hooks died during the tracking period (Table 1). The aggregated by-catch mortality probability was 0.321.

The analysis of these data using the MARK program yielded results similar to those reported above. On the one hand, the 90 d post-release mortality probability was 0.365 (95% CI: 0.105 to 0.576) and was best modeled as time- and hook-location-invariant (AICc = 72.9 with an AICc weight = 0.732 vs. AICc = 74.9 with an AICc weight = 0.265 for the time-invariant, hook-location-dependent model; AICc = 84.1 with an AICc weight = 0.003 for the time-dependent, hook-location-invariant model; and AICc = 113.4 with an AICc weight = 0.000 for the time- and hook-location-dependent model). The aggregated by-catch mortality probability calculated using this

approach was 0.378. On the other hand, the analysis run as a best-case scenario (assuming that all the censored turtles survived for 90 d) was also best modeled as time- and hook-location-invariant (AICc = 75.3 with an AICc weight = 0.729 vs. AICc = 77.4 with an AICc weight = 0.266 for the time-invariant, hook-location-dependent model; AICc = 85.5 with an AICc weight = 0.004 for the time-dependent, hook-location-invariant model; and AICc = 114.2 with an AICc weight = 0.000 for the time- and hook-location-dependent model) with an estimate mortality probability of 0.323 (95% CI: 0.171 to 0.523). The calculated aggregated by-catch mortality probability was 0.346.

Álvarez de Quevedo et al. (2010) collected data on turtle catch per unit effort and fishing effort from 15 vessels throughout the fishing season and reported an average annual turtle catch of 102 turtles vessel⁻¹. The extrapolation of this value to the entire fleet yields an estimated total annual by-catch of 10656 turtles, equivalent to 3421 to 4028 turtles killed annually by the Spanish fleet of longliners when the aggregated by-catch mortality probability estimates reported above (0.321 to 0.378) are considered.

DISCUSSION

The results of the present study suggest that the post-release mortality probability of monitored loggerhead turtles during the 90 d following their release ranged from 0.308 to 0.365, depending on the calculation approach used, and was independent of hook location. When the post-release mortality probability was combined with the previously reported estimates of the mortality probability before hauling, the aggregated by-catch mortality probability ranged from 0.321 to 0.378. Assuming a total by-catch of 10656 loggerhead turtles yr⁻¹, these figures indicate that the Spanish longline fleet operating in the southwestern Mediterranean may have killed 3421 to 4028 turtles annually during the 2000s. These figures are lower than the estimate of 5800 turtles killed annually, according to early reports (Aguilar et al. 1993, 1995), mainly because total by-catch figures from more recent reports are lower (Carreras et al. 2004, Álvarez de Quevedo et al. 2010).

Satellite tracking and conventional tagging have revealed that most of the loggerhead turtles in the southwestern Mediterranean remain throughout the year within the Algerian Basin, a region limited by the Balearic Archipelago, Sardinia, northern Africa and southwestern Spain, whereas those in the

Balearic Sea, the region between southern France, the Balearic Archipelago and eastern Spain, remain there year-round or move to the Algerian Basin (Cardona et al. 2005, Revelles et al. 2007b, Eckert et al. 2008, Revelles et al. 2008). Accordingly, the density figures derived by combining aerial surveys with surfacing behavior revealed by satellite tracking (Cardona et al. 2005, Gómez de Segura et al. 2006) can be used to calculate an estimate of approximately 40 000 turtles within the oceanic habitats supporting the activity of the Spanish longline fleet. If this calculation is correct, the total number of loggerhead turtles killed annually by the Spanish fleet of longliners represents approximately 8.5 to 10.1% of the oceanic turtles in the Algerian Basin and the Balearic Sea.

However, this estimate is sensitive to some methodological issues with the use of PAT tags that deserve careful consideration. PAT tags are programmed for premature release when turtles exhibit anomalous diving patterns suggestive of turtle death, such as very deep dives (>1500 m) or very long periods at a constant depth. However, PAT tags may also release prematurely if the tether breaks up because of drag or predation (Sasso et al. 2011). Since the reason for premature release is unknown, the actual fate of those turtles and the actual mortality rate is uncertain, because, even if 'inconclusive' turtles were alive when PAT tags were released prematurely, we ignored their fate after release. Double tagging would avoid these shortcomings, but this approach is infeasible due to the high cost of PAT tags.

Analysis of diving behavior offers an alternative method of determining the fate of those turtles whose PAT tags were prematurely released for unknown reasons, because injured turtles often experience buoyancy problems, which may persist even after rehabilitation (Cardona et al. 2012). Although each of the 3 groups of turtles considered differed in their time–depth distribution patterns, the maximum dive-depth reached by the 'inconclusive' turtles was not different from that reached by the surviving ('alive') turtles and was much greater than that of the dead turtles. The time at surface was not informative, as the differences were not statistically significant. Hence, we can conclude that most of the 'inconclusive' turtles were likely to have been alive when the PAT tag was released prematurely, although the possibility that some of them were dead cannot be excluded completely. The conclusion that most of the 'inconclusive' turtles were alive when the PAT tag was released prematurely is also supported by the similarity of the mortality probabilities resulting from

considering the 'inconclusive' turtles alive and the output of the MARK program, which considers only the known-fate turtles (dead or alive).

Limiting the tracking period to 90 d may have also led to underestimation of the post-release mortality rate, although the available evidence indicates that most hooked turtles die within 3 mo after hooking (Aguilar et al. 1993, Chaloupka et al. 2004), and most, but not all, of the turtles monitored in this study died in the first month after release. It should be noted that tagged turtles may also die during tracking due to predator attacks or a second incidental by-catch event (Swimmer et al. 2006, Sasso & Epperly 2007, Sasso et al. 2011). As a consequence, increasing the tracking time to >90 d could have resulted in overestimation of the post-release mortality rate, as other mortality sources would be included. We cannot exclude the possibility that some of the turtles tracked for 90 d died for reasons other than longline interaction, but the fact that most died in the first month after release strongly suggests that mortality was not randomly distributed over time, although the model that best fitted the data was time invariant.

Even with these caveats, and assuming that we offer an estimate of the minimum post-release mortality probability, the figures reported here are much higher than those reported in other studies in which PAT tags have been used (Swimmer et al. 2006, Sasso & Epperly 2007). On the other hand, the results are similar to those obtained in a study in which hooked turtles were kept in captivity after by-catch (Aguilar et al. 1993, 1995). Differences in the PAT tag attachment methods are unlikely to have caused the observed differences in the post-release mortality probability, as mortality was low when the PAT tag tethers were attached to bolts secured to bones underlying the carapace scutes (Sasso & Epperly 2007) and also when attached to a base plate secured to scutes with epoxy (Swimmer et al. 2006). Conversely, studies in which tag tethers were attached to base plates secured to scutes with a fixative yielded both low (Swimmer et al. 2006) and high mortality rates (present study).

In some previous studies, the hook and line have been removed from turtles hooked in the mouth (Chaloupka et al. 2004, Swimmer et al. 2006, Sasso & Epperly 2007), but, in others, the hook was left in place, together with a piece of line spanning from the hook to the turtle beak in internally hooked turtles (Chaloupka et al. 2004). Hook removal consistently resulted in a low mortality probability after release (Chaloupka et al. 2004, Swimmer et al. 2006, Sasso & Epperly 2007), whereas leaving hooks in place con-

sistently resulted in a higher mortality probability (Aguilar et al. 1995, Chaloupka et al. 2004, present study). Although hook size and the point of attachment to the gastrointestinal tract could be relevant to turtle survival, the data reported here do not reveal any significant difference in the post-release mortality probability of turtles hooked in the jaw or the mouth and turtles hooked in the esophagus or the stomach. The presence of a long monofilament is most likely the single most crucial factor that determines a turtle's fate after by-catch, because strangulations and tractions produced by the line throughout the gastrointestinal tract result in lethal injuries more often than hook action (Valente et al. 2007, Casale et al. 2008, Alessandro & Antonello 2010, Parga 2012). The results reported here strongly support this hypothesis and suggest that the use of hook types that are less likely to be swallowed but do not reduce by-catch will not result in a lower mortality rate, unless hooks lodged in the mouth can be easily removed onboard (Parga 2012). Furthermore, the evidence presented here indicates that line cutters are most likely useless in reducing post-release mortality, as the line left will usually be longer than the 40 cm used in this study.

The high levels of incidental mortality reported here may have consequences well beyond the Mediterranean, as available genetic data indicate a very high prevalence of turtles of northwestern Atlantic origin in the fishing grounds used by the Spanish fleet (Carreras et al. 2006, 2011, Revelles et al. 2007a) and in the by-catch of Spanish longliners (L. Cardona & M. Clusa unpubl. data). Furthermore, loggerhead turtles entering the Mediterranean are expected to move to neritic habitats in the northwestern Atlantic at a much higher age than those of the same cohort that remain in the Atlantic, because, once they are in the Mediterranean, they grow more slowly (Bjorndal et al. 2003, Piovano et al. 2011), and because the currents at the Straits of Gibraltar and the Alboran Sea keep them in the Mediterranean until they are, on average, 58.8 cm CCL or 20 yr old (Revelles et al. 2007a, Piovano et al. 2011). Furthermore, once turtles leave the Mediterranean, they spend approximately an additional year crossing the North Atlantic, although only a few turtles have been satellite-tracked during such a trip (Cejudo et al. 2006, Eckert et al. 2008).

This means that turtles of northwestern Atlantic origin entering the Mediterranean when 2 yr old (Piovano et al. 2011) will settle into the foraging grounds in the northwestern Atlantic 13 yr later, on average, than members of the same cohort that

remain in the Atlantic (Scott et al. 2012). This time lag will be shorter for turtles that enter the Mediterranean at a higher age and larger size, but, in this study, we ignored the length distribution of recently entered turtles. Nevertheless, the protracted oceanic stage of loggerhead turtles of northwestern Atlantic origin entering the Mediterranean means that they will remain exposed to high levels of incidental mortality for a much longer time. The actual relevance of this phenomenon for the northwestern Atlantic management unit will depend on the proportion of loggerhead turtles of North American origin entering the Mediterranean, a quantity that is currently unknown.

Acknowledgements. This project was partially supported by 'Fundació La Caixa' and 'Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España' (Project CGL2009-10017). Turtles were instrumented under Permit 15664/2007, issued by Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. The authors are grateful to O. Jerez, skipper of the fishing vessel 'Joana', and all fishermen involved in this project, for their assistance in deployment of PAT tags. The authors acknowledge the use of the Maptool program, a product of SEATURTLE.ORG, for the maps in this paper (information is available at www.seaturtle.org).

LITERATURE CITED

- Aguilar R, Mas J, Pastor X (1993) Las Tortugas marinas y la pesca con palangre de superficie en el Mediterráneo. Greenpeace, Palma de Mallorca
- Aguilar R, Mas J, Pastor X (1995) Impact of the Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the western Mediterranean. In: Richardson JI, Richardson TH (eds) Proc 12th annual workshop on sea turtle biology and conservation, Jekyll Island, GA, 25–29 Feb 1992. NOAA Tech Memo NMFS-SEFSC-361, p 1–6
- Alessandro L, Antonello S (2010) An overview of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) bycatch and technical mitigation measures in the Mediterranean Sea. Rev Fish Biol Fish 20:141–161
- Álvarez de Quevedo I, Cardona L, De Haro A, Pubill E, Aguilar A (2010) Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines. ICES J Mar Sci 67:677–685
- Báez JC, Real R, García-Soto C, De La Serna JM, Macías D, Camiñas JA (2007) Loggerhead turtle by-catch depends on distance to the coast, independent of fishing effort: implications for conservation and fisheries management. Mar Ecol Prog Ser 338:249–256
- Bjorndal KA, Bolten AB, Dellinger T, Delgado C, Martins HR (2003) Compensatory growth in oceanic loggerhead sea turtles: response to a stochastic environment. Ecology 84: 1237–1249
- Bolten AB, Bjorndal KA, Martins HR, Dellinger T, Biscoito MJ, Encalada SE, Bowen BW (1998) Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. Ecol Appl 8:1–7

- Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC (2002) Estimating the size of nesting populations of green and loggerhead turtles in the Mediterranean. *Oryx* 36:227–236
- Burnham KP, Anderson DR (1992) Data-based selection of an appropriate biological model: the key to modern data analysis. In: MucCullough DR, Barrett RH (eds) *Wildlife 2001: populations*. Elsevier Applied Science, New York, NY, p 16–30
- Burnham KP, Anderson DR (1998) *Model selection and inference: a practical information theoretic approach*. Springer-Verlag, New York, NY
- Camiñas JA (1997) Capturas accidentales de tortuga boba (*Caretta caretta*, L. 1758) en el Mediterráneo occidental en la pesquería de palangre de superficie de pez espada (*Xiphias gladius* L.). *Int Comm Conserv Atl Tuna. Coll Vol Sci Pap* 46:446–455
- Camiñas JA, Báez JC, Valeiras X, Real R (2006) Differential loggerhead by-catch and direct mortality due to surface longlines according to boat strata and gear type. *Sci Mar* 70:661–665
- Cardona L, Revelles M, Carreras C, San Félix M, Gazo M, Aguilar A (2005) Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Mar Biol* 147:583–591
- Cardona L, Fernández G, Revelles M, Aguilar A (2012) Readaptation to the wild of rehabilitated loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) assessed by satellite telemetry. *Aquat Conserv* 22:104–112
- Carreras C, Cardona L, Aguilar A (2004) Incidental catch of the loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biol Conserv* 117:321–329
- Carreras C, Pont S, Maffucci F, Pascual M and others (2006) Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Mar Biol* 149:1269–1279
- Carreras C, Pascual M, Cardona L, Aguilar A and others (2007) The genetic structure of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea revealed by nuclear and mitochondrial DNA and its conservation implications. *Conserv Genet* 8:761–775
- Carreras C, Pascual M, Cardona L, Marco A and others (2011) Living together but remaining apart: Atlantic and Mediterranean loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in shared feeding grounds. *J Hered* 102:666–677
- Casale P (2011) Sea turtle by-catch in the Mediterranean. *Fish Fish* 12:299–316
- Casale P, Freggi D, Rocco M (2008) Mortality induced by drifting longline hooks and branchlines in loggerhead sea turtles, estimated through observation in captivity. *Aquat Conserv* 18:945–954
- Cejudo D, Varo-Cruz N, Liria A, Castillo JJ, Bellido JJ, López-Jurado LF (2006) Transatlantic migration of juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Strait of Gibraltar. *Mar Turtle Newsl* 114:9–11
- Chaloupka M, Parker D, Balazs G (2004) Modelling post-release mortality of loggerhead sea turtles exposed to the Hawaii-based pelagic longline fishery. *Mar Ecol Prog Ser* 280:285–293
- Eckert SA, Moore JE, Dunn DC, Sagarminaga R, Eckert KL, Halpin PN (2008) Modeling loggerhead turtle movement in the Mediterranean: importance of body size and oceanography. *Ecol Appl* 18:290–308
- Ehrhart LM, Bagley DA, Redfoot WE (2003) Loggerhead turtles in the Atlantic Ocean: geographic distribution, abundance, and population status. In: Bolten A, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books, Washington, DC, p 157–174
- Gerber LR, Hilborn R (2001) Catastrophic events and recovery from low densities in populations of otariids: implications for risk of extinction. *Mammal Rev* 31:131–150
- Godley BJ, Blumenthal JM, Broderick AC, Coyne MS, Godfrey MH, Hawkes LA, Witt MJ (2008) Satellite tracking of sea turtles: Where have we been and where do we go next? *Endang Species Res* 4:3–22
- Gómez de Segura A, Tomás J, Pedraza SN, Crespo EA, Raga JA (2006) Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. *Anim Conserv* 9:199–206
- Hamann M, Godfrey MH, Seminoff JA, Arthur K and others (2010) Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endang Species Res* 11:245–269
- Hochscheid S, Bentivegna F, Hamza A, Hays GC (2010) When surfacers do not dive: multiple significance of extended surface times in marine turtles. *J Exp Biol* 213:1328–1337
- Howell EA, Dutton PH, Polovina JJ, Bailey H, Parker DM, Balazs JH (2010) Oceanographic influences on the dive behavior of juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the North Pacific Ocean. *Mar Biol* 157:1011–1026
- Hurvich CM, Tsai CL (1989) Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76:297–307
- Jackson JBC, Sala E (2001) Unnatural oceans. *Sci Mar* 65:273–281
- Laurent L, Lescure J, Excoffier L, Bowen B and others (1993) Genetic studies of relationships between Mediterranean and Atlantic populations of loggerhead turtle *Caretta caretta* with a mitochondrial marker. *CR Acad Sci Paris Ser III* 316:1233–1239
- Laurent L, Casale P, Bradai MN, Godley BJ and others (1998) Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean. *Mol Ecol* 7:1529–1542
- Lewison RL, Crowder LB, Read AJ, Freeman SA (2004a) Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends Ecol Evol* 19:598–604
- Lewison RL, Freeman SA, Crowder LB (2004b) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecol Lett* 7:221–231
- Lutcavage ME, Lutz PL (1997) Diving physiology. In: Lutz PL, Musick JA (eds) *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Raton, FL, p 277–296
- Mayol J, Muntaner J, Aguilar R (1988) Incidencia de la pesca accidental sobre las tortugas marinas en el Mediterráneo español. *Bull Soc Hist Nat Balears* 32:19–31
- Parga ML (2012) Hooks and sea turtles: a veterinarian's perspective. *Bull Mar Sci* 88:731–741
- Piovano S, Clusa M, Carreras C, Giacoma C, Pascual M, Cardona L (2011) Different growth rates between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of Mediterranean and Atlantic origin in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 158:2577–2587
- Polovina JJ, Denise EH, Parker M, Balazs GH (2003) Dive-depth distribution of loggerhead (*Carretta carretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific: Might deep longline sets catch fewer turtles? *Fish Bull* 101:189–193

- Revelles M, Carreras C, Cardona L, Marco A and others (2007a) Evidence for an asymmetric size exchange of loggerhead sea turtles between the Mediterranean and the Atlantic trough the Straits of Gibraltar. *J Exp Mar Biol Ecol* 349:261–271
- Revelles M, Cardona L, Aguilar A, San Felix M, Fernández G (2007b) Habitat use by immature loggerhead sea turtles in the Algerian basin (western Mediterranean): swimming behaviour, seasonality and dispersal pattern. *Mar Biol* 151:1501–1515
- Revelles M, Isern-Fontanet J, Cardona L, San Félix M, Carreras C, Aguilar A (2007c) Mesoscale eddies, surface circulation and the scale of habitat selection by immature loggerhead sea turtles. *J Exp Mar Biol Ecol* 347:41–57
- Revelles M, Camiñas JA, Cardona L, Parga M and others (2008) Tagging reveals limited exchange of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) between regions in the western Mediterranean. *Sci Mar* 72:511–518
- Sasso CR, Epperly SP (2007) Survival of pelagic juvenile loggerhead turtles in the open ocean. *J Wildl Manag* 71: 1830–1835
- Sasso CR, Epperly SP, Johnson C (2011) Annual survival of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) nesting in peninsular Florida: a cause for concern. *Herpetol Conserv Biol* 6:443–448
- Scott R, Marsh R, Hays GC (2012) Life in the really slow lane: loggerhead sea turtles mature late relative to other reptiles. *Funct Ecol* 26:227–235
- Spotilla JR (2004) Sea turtles: a complete guide to their biology, behavior and conservation. John Hopkins University Press, Baltimore, MD
- Swimmer Y, Arauz R, McCracken M, McNaughton L and others (2006) Diving behavior and delayed mortality of olive ridley sea turtles *Lepidochelys olivacea* alter their release from longline fishing gear. *Mar Ecol Prog Ser* 323:253–261
- Valente ALS, Parga ML, Velarde R, Marco I, Lavin S, Alegre F, Cuenca R (2007) Fishhook lesions in loggerhead sea turtles. *J Wildl Dis* 43:737–741
- Wallace BP, DiMatteo AD, Hurley BJ, Finkbeiner EM and others (2010a) Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PLoS ONE* 5:e15465
- Wallace B, Lewison R, McDonald S, McDonald R and others (2010b) Global patterns of marine turtle bycatch. *Conserv Lett* 3:131–142
- White GC, Burnham KP (1999) Program MARK: survival rate estimation from both live and dead encounters. *Bird Study* 46S:123–139
- Zar JH (1984) Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ

Editorial responsibility: Konstantinos Stergiou, Thessaloniki, Greece

*Submitted: June 20, 2012; Accepted: May 16, 2013
Proofs received from author(s): August 16, 2013*

2.2. Evolució de les captures accidentals de tortuga babaia (*Caretta caretta*) a la Mediterrània: rèplica al comentari de Báez et al. 2014

Resum: En el seu comentari a Álvarez de Quevedo et al. (2013; Mar Ecol Prog Ser 489: 225-234), Báez et al. (2014; Mar Ecol Prog Ser 504: 301-302) explicaven que la captura accidental anual de tortugues babaies deguda a la flota palangrera espanyola és en realitat menor que la reportada (6060 vs. 10.656 individus), en base a dades no publicades de l'esforç pesquer dels anys 2006-2007. No obstant, els resultats presentats per Álvarez de Quevedo et al. (2013) corresponen al període 2001-2004, per tant, els diferents resultats no són contradictoris, ans al contrari, es complementen i donen suport a l'evidència d'una tendència decreixent en el nombre de tortugues capturades per la flota espanyola de palangre de superfície al llarg de l'última dècada.

Títol original: **Temporal trends in the by-catch of loggerhead turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea: Reply to Báez et al. (2014).**

Autors: *Álvarez de Quevedo, I., San Félix, M., Cardona, L.*

Estat publicació: Article publicat.

Revista: **Marine Ecology Progress Series.**

Any: 2014.

Volum: 504.

Pàgines: 303-304.

DOI: 10.3354/meps10823.

REPLY COMMENT

Temporal trends in the by-catch of loggerhead turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea: Reply to Báez et al. (2014)

I. Álvarez de Quevedo^{1,*}, M. San Félix², L. Cardona¹

¹Department of Animal Biology and IRBIO, Faculty of Biology, University of Barcelona, Avenida Diagonal 643, 08028, Barcelona, Spain

²Vellmarí Formentara, Marina de Formentera 14, Puerto de la Savina, 07870 Formentera, Spain

ABSTRACT: In their comment on Álvarez de Quevedo et al. (2013; Mar Ecol Prog Ser 489: 225–234), Báez et al. (2014; Mar Ecol Prog Ser 504:301–302) argued that the annual loggerhead turtle by-catch by the Spanish longline fleet was actually lower than that reported (6060 vs. 10 656 ind.), on the basis of unpublished data on fishing effort collected in 2006–2007. However, the data provided by Álvarez de Quevedo et al. (2013) corresponded to the period 2001–2004, hence the different results are not contradictory. Conversely, they are complementary and support the evidence of a decreasing trend in the number of turtles by-caught by the Spanish fleet throughout the last decade.

KEY WORDS: By-catch · Sea turtle · Longline fishery · Mediterranean Sea

Resale or republication not permitted without written consent of the publisher

Álvarez de Quevedo et al. (2013) reported an estimate of 10 656 loggerhead turtles accidentally captured by the Spanish fleet, based on the data collected during the period 2001–2004 (Carreras et al. 2004, Álvarez de Quevedo et al. 2010). Likewise, the aerial surveys used to estimate the abundance of sea turtles in the fishing grounds in Álvarez de Quevedo et al. (2013) were conducted during the period 2001–2003 (Gómez de Segura et al. 2006). However, the effort data provided by Báez et al. (2014) were collected in 2006 and 2007, and the disagreement between the estimates of turtle by-catch in Báez et al. (2014) and Álvarez de Quevedo et al. (2013) is likely due to these temporal differences.

The overall evidence indicates a reduction in loggerhead turtle by-catch, as suggested by Álvarez de Quevedo et al. (2013). Thus, during the 1980s and the 1990s, 17 000 to 20 000 loggerhead turtles were estimated to be by-caught annually (Mayol et al. 1988, Aguilar et al. 1995); Subsequent reviews assumed

that the higher by-catch value of 20 000 loggerhead turtles annually during those decades was correct (Lewison et al. 2004, Alessandro & Antonello 2010, Wallace et al. 2010); in the early 2000s, Álvarez de Quevedo et al. (2013) estimated that 10 656 turtles were captured annually; finally, Báez et al. (2014) estimated that total by-catch had decreased to 6060 turtles in 2006–2007. Furthermore, Tomás et al. (2008) reported a steady decline throughout the 2000s in the proportion of loggerhead turtle deaths after interacting with drifting longlines.

Such reduction in loggerhead turtle by-catch may have 2 causes. Firstly, gears used by the Spanish longliners have changed continuously during the past 3 decades, and the use of those with a very high catch per unit effort (Camiñas et al. 2006) might have decreased. Secondly, most of the loggerhead turtles inhabiting the fishing grounds used by the Spanish longliners come from Florida (Carreras et al. 2011, Clusa et al. 2014), where the number of nests de-

*Corresponding author: alvarezdequevedo@ub.edu

creased 50% from 1998 to 2007 (Arendt et al. 2013). Considering the carapace length of the turtles incidentally by-caught in drifting longlines and the growth rate of loggerhead turtles of Atlantic origin while in the Mediterranean (Piovano et al. 2011), the reduced arrival of juveniles from Florida to the eastern Mediterranean was probably the major cause for the recent decline in turtle by-catch reported by Tomás et al. (2008) and Báez et al. (2014).

In conclusion, the discrepancy in the by-catch figures reported by Álvarez de Quevedo et al. (2013) and Báez et al. (2014) are likely because data were collected in different periods. The overall evidence suggests a decreasing trend in the number of turtles by-caught by the Spanish fleet throughout the last decade, but careful monitoring by onboard observers of the actual fishing effort and catch per unit effort is essential to obtain accurate estimates of sea turtle by-catch.

LITERATURE CITED

- Aguilar R, Mas J, Pastor X (1995) Impact of the Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the western Mediterranean. In: Richardson JI, Richardson TH (eds) Proc 12th Ann Workshop Sea Turtle Biol Conserv:1–6
- Alessandro L, Antonello S (2010) An overview of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) bycatch and technical mitigation measures in the Mediterranean Sea. Rev Fish Biol Fish 20:141–161
- Álvarez de Quevedo I, Cardona L, De Haro A, Pubill E, Aguilar A (2010) Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines. ICES J Mar Sci 67:677–685
- Álvarez de Quevedo I, San Félix M, Cardona L (2013) Mortality rates in by-caught loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea and implications for the Atlantic populations. Mar Ecol Prog Ser 489:225–234
- Arendt MD, Schwenter JA, Witherington BE, Meylan AB, Saba VS (2013) Historical versus contemporary climate forcing on the annual nesting variability of loggerhead sea turtles in the Northwest Atlantic Ocean. PLoS ONE 8: e81097
- Báez JC, García Barcelona S, Real R, Macías D (2014) Estimating by-catch of loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: Comment on Álvarez de Quevedo et al. (2013). Mar Ecol Prog Ser 504:301–302
- Camiñas JA, Báez JC, Valeiras X, Real R (2006) Differential loggerhead by-catch and direct mortality due to surface longlines according to boat strata and gear type. Sci Mar 70:661–665
- Carreras C, Cardona L, Aguilar A (2004) Incidental catch of the loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). Biol Conserv 117: 321–329
- Carreras C, Pascual M, Cardona L, Marco A and others (2011) Living together but remaining apart: Atlantic and Mediterranean loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in shared feeding grounds. J Hered 102:666–677
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Gaughran SJ and others (2014) Fine-scale distribution of juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. Mar Biol 161:509–519
- Gómez de Segura A, Tomás J, Pedraza SN, Crespo EA, Raga JA (2006) Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. Anim Conserv 9:199–206
- Lewis RL, Freeman SA, Crowder LB (2004) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. Ecol Lett 7:221–231
- Mayol J, Muntaner J, Aguilar R (1988) Incidencia de la pesca accidental sobre las tortugas marinas en el Mediterráneo español. Boll Soc Hist Nat Balears 32:19–31
- Piovano S, Clusa M, Carreras C, Giacoma C, Pascual M, Cardona L (2011) Different growth rates between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of Mediterranean and Atlantic origin in the Mediterranean Sea. Mar Biol 158: 2577–2587
- Tomás J, Gozalbes P, Raga JA, Godley BJ (2008) Bycatch of loggerhead sea turtles: insights from 14 years of stranding data. Endang Species Res 5:161–169
- Wallace B, Lewis R, McDonald S, McDonald R and others (2010) Global patterns of marine turtle bycatch. Conserv Lett 3:131–142

Editorial responsibility: Konstantinos Stergiou, Thessaloniki, Greece; and Christine Paetzold, Oldendorf/Luhe, Germany

Submitted: March 28, 2014; Accepted: April 11, 2014
Proofs received from author(s): April 23, 2014

CAPÍTOL 3

Interacció amb l'arrossegament



3.1. Una veda a l'hivern és la millor mesura per a la reducció de la captura accidental de tortugues babaues causada per la pesca d'arrossegament a la Mediterrània occidental

Resum: L'arrossegament ha estat identificat com el principal art de pesca implicat en la captura accidental de tortugues babaues al litoral mediterrani espanyol, on la flota d'arrossegament captura accidentalment cada any aproximadament 500 tortugues babaues. La majoria d'aquestes tortugues, però, són capturades en una àrea relativament petita al nord-est del país, que inclou el Delta de l'Ebre i el litoral de la província de Castelló. En aquesta zona, la plataforma continental és la més extensa de tota la regió i la captura per unitat d'esforç (tortugues per mes i barca) és molt més elevada que a la resta del litoral mediterrani espanyol. En aquest estudi es comparen les dades sobre la captura accidental de tortuga babaue registrades mitjançant telemetria via satèl·lit i censos aeris, realitzats entre 2005 i 2010, per entendre els patrons d'ús d'hàbitat de les tortugues babaues de la zona, i poder avaluar les mesures de conservació que podrien ser més adients, per reduir la captura de tortugues, com una veda estacional o la creació d'una zona tancada a la pesca que permetés reduir les captures accidentals de tortugues. Els vols van suggerir una distribució a l'atzar de les tortugues babaues sobre la plataforma continental al llarg de tot l'any i van permetre estimar que en zona de plataforma s'hi troben en promig unes 1.800 tortugues babaues, després de corregir pel percentatge de temps en superfície (8,4%), tot i que es va veure que la densitat canvia estacionalment. No obstant, el nombre de tortugues que visiten la zona anualment segurament és molt més gran, ja que la telemetria per satèl·lit va revelar l'existència de dos grups de tortugues: residents, que passen mesos a la zona, i visitants (o de pas), que hi romanen poques setmanes. De fet, els censos aeris van revelar una major abundància de tortugues a finals de l'estiu i principis de tardor, probablement a causa de l'arribada de les tortugues visitants. Aquest fet, fa difícil comparar les captures anuals de tortugues babaues a l'àrea amb la seva abundància. Per altra banda, el seguiment via satèl·lit va suggerir una taxa molt elevada de mortalitat anual de les tortugues de l'estudi (0,626, IC 95%: 0,566-0,716) corroborant que la plataforma continental de la zona del Delta de l'Ebre i Castelló és un punt negre per a les tortugues babaues de la Mediterrània occidental. Actualment, es fan vedes per a l'arrossegament durant un mes o dos mesos l'any a la zona, però sobretot durant la temporada d'estiu a la part catalana, i per decisió de les confraries de pescadors de cada port a la part valenciana. Però, la concentració de la major part de les captures accidentals generades per arrossegament es dona als mesos d'hivern, quan es dona una disminució de l'abundància de tortugues segons el seguiment via satèl·lit i els vols, tot i que és també quan augmenta de forma dràstica la vulnerabilitat de les tortugues, degut a la baixa temperatura de l'aigua. En definitiva, doncs, la distribució aleatòria de les tortugues babaues a la plataforma continental i la

distribució temporal de les captures incidentals descrites suggereixen que una veda a la temporada correcta és probablement la millor mesura per reduir la captura incidental de tortuga babaua a la zona del Delta de l'Ebre i província de Castelló, i no pas la creació d'una zona d'exclusió a la pesca d'arrossegament durant tot l'any. Els resultats finals, per tant, suggereixen que un desplaçament de la veda actual a finals d'hivern seria molt beneficiós i un pas endavant per a la conservació de les tortugues marines a la Mediterrània occidental.

Títol original: **Winter fishing closure is the best measure to reduce loggerhead sea turtle bycatch due to bottom trawling in the western Mediterranean.**

Autors: *Álvarez de Quevedo, I., Cardona, L., Tomás, J., Gosalbez, P., Agustí, C., Raga, A., Aguilar, A., Ferrer, X.*

Estat publicació: Article en preparació.

Winter fishing closure is the best measure to reduce loggerhead sea turtle bycatch due to bottom trawling in the western Mediterranean

Álvarez de Quevedo¹, I., Cardona¹, L., Tomás², J., Gosálbez², P., Agustí², C., Raga², A., Aguilar¹, A., Ferrer¹, X.

¹ IRBIO and Department of Animal Biology, Faculty of Biology, University of Barcelona, Av. Diagonal 643, E-08028 Barcelona, Spain.

² Marine Zoology Unit, Cavanilles Institute of Biodiversity and Evolutionary Biology, University of Valencia, PO box 22085, E-46071 Valencia, Spain.

Abstract: Bottom-trawling has been identified as the main fishing gear involved in the incidental catch of loggerhead turtles over the Mediterranean continental shelf of Spain, where some 500 turtles are bycaught annually by the bottom-trawlers. Most of these turtles are captured in a relatively small area including the Ebro Delta and waters of the Castellon province, where the continental shelf is the widest in the region and turtle catch per unit effort is the highest in the Spanish Mediterranean. Here we compare data on loggerhead turtle bycatch with satellite tracking and aerial surveys conducted in 2005 and 2010 to understand habitat use patterns by loggerhead turtles in the area, and evaluate conservation measures such as seasonal closure or the creation of a no-take zone to reduce turtle bycatch. Aerial surveys suggested that loggerhead turtles were randomly distributed over the continental shelf year round and that the region supported some 1800 turtles simultaneously, after correcting for percentage of time at surface (8.4%), although density changed seasonally. However, the number of turtles visiting the area on an annual basis was much larger, as satellite telemetry revealed the existence of both transient and resident turtles, the former spending only a few weeks in the area. Actually, aerial surveys revealed the highest abundance of turtles in late summer and early fall, probably because of the arrival of transient turtles. This makes difficult to compare the annual bycatch of loggerhead turtles in the area with the turtle stock size estimated from aerial surveys. Nevertheless, satellite tracking suggested a very high annual mortality rate of the tracked turtles (0.626, CI 95%: 0.566-0.716) corroborating that the continental shelf off the Ebro Delta – Castellon is a sink for loggerhead turtles in the western Mediterranean. Currently, the area is closed to bottom trawlers for one month every year, but mostly during the warm season, and upon decision of fishermen associations of each harbour. However, the concentration of most of the incidental captures from trawlers occurred in winter months, when turtle abundance declines according to satellite tracking and aerial surveys but turtle vulnerability may increase due to low water temperature. Overall, the random distribution of loggerhead turtles on the continental shelf and the seasonal bycatch distribution described suggest that a correct seasonal closure is probably a better measure to reduce loggerhead turtle bycatch rather than a proposed no-take zone where bottom trawling would be forbidden year round. The overall evidence suggests that moving the closed season to late winter will be highly beneficial for the conservation of sea turtles in the western Mediterranean.

Keywords: sea turtles, incidental bycatch, bottom trawling, conservation measures, Mediterranean Sea.

Introduction

Incidental bycatch has been identified as a major threat for the conservation of sea turtles worldwide (Lewison and Crowder 2007, Casale 2011, Finkbeiner et al. 2011, Wallace et al. 2010, 2013, Lewison et al. 2014). To date, most of the efforts to reduce it have focused on gear modification and the identification of areas that should be closed to fishing, because sea turtles are highly vulnerable there.

In the Western Mediterranean, high levels of incidental bycatch of sea turtles have been reported (Carreras et al. 2004, Camiñas et al. 2001, 2006, Cardona et al. 2005, 2009, Casale et al. 2008, 2011, Álvarez de Quevedo et al. 2010, 2013, Domènech et al. 2015). Most of the bycaught turtles are juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from the Mediterranean, North-Atlantic, and Cape Verde Regional Management Units (RMU) visiting the foraging grounds in the western Mediterranean

(Wallace *et al.* 2010) (Figure 1), although the prevalence of turtles of Atlantic origin decrease northward along the coast of Spain (Carreras *et al.* 2006, Clusa *et al.* 2014).

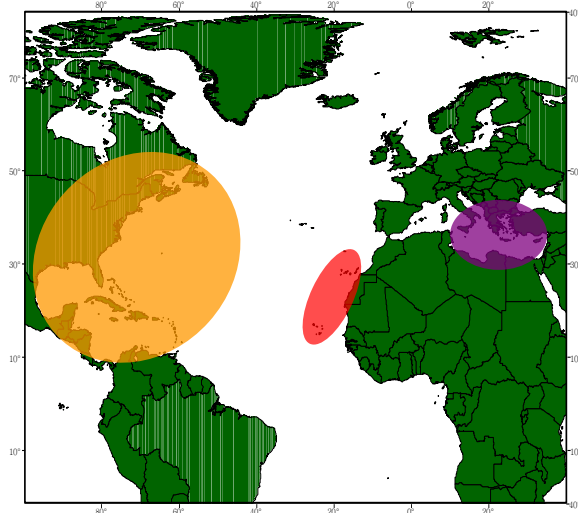


Figure 1 Regional management units (RMU) of North-Atlantic, Cape Verde and Mediterranean. Arrows show the direction to Mediterranean feeding grounds.

The fishing gears most involved in loggerhead sea turtle bycatch in the area are drifting longlines and bottom trawlers (Báez *et al.* 2006, 2007, Álvarez de Quevedo *et al.* 2010, 2013, Domènech *et al.* 2015).

Longlines are deployed mainly in the oceanic realm, whereas bottom-trawlers operate in the continental shelf and the slope. Previous studies have demonstrated that a large fraction of the immature loggerhead sea turtles found off the eastern coast of mainland Spain used the continental shelf extensively and exhibited strong fidelity to some neritic feeding grounds where they are exposed to incidental bycatch in neritic fishing gears (Cardona *et al.* 2009). Thus, incidental bycatch by bottom trawlers is a problem to be considered in the Spanish Mediterranean coast (Figure 2) for the conservation of loggerhead sea turtle populations (Cardona *et al.* 2009, Álvarez de Quevedo *et al.* 2010, Casale 2011, Domènech *et al.* 2015),

The area between Catalonia and Valencia region, the Ebro Delta – Castellon province (Figure 2), has the widest continental shelf of the Spanish Mediterranean coast, and is a particular hotspot of turtle bycatch, with bottom trawling is the fishing gear most often involved (Álvarez de Quevedo *et al.* 2010, Domènech *et al.* 2015). About 500 turtles are bycaught annually by the Spanish bottom-trawling fleet, and more than 70% are bycaught in this particular small area. There, the highest values of CPUE in the entire Spanish coastline have been detected there: between 0.21

(Ebro Delta) and 0.14 turtles per boat and year (Castellon province) (Álvarez de Quevedo *et al.* 2010, Domènech *et al.* 2015), in contrast with less than 0.01 turtles per boat and year in northern regions (Álvarez de Quevedo *et al.* 2010) or 0.5 turtles in southern ones (Domènech *et al.* 2015).

The continental shelf is very wide in the area and sea turtles are highly vulnerable to bottom trawlers operating on the continental shelf (Casale *et al.* 2004, Braun-McNeill *et al.* 2008, Álvarez de Quevedo *et al.* 2010), because there they spent most of the time underwater than when they are on the slope (Cardona *et al.* 2009). This is particularly true in winter and early spring, when sea temperature is lower and it is more difficult for turtles to avoid the nets of bottom trawlers, as they rest in a dormant state on the seabed and keep energetic costs to a minimum (Hochscheid *et al.* 2005, 2007).

Moreover, areas shallower than 50 m are closed to bottom trawlers in most of Spain, because fishery regulations prohibit this kind of fishing less than 3nm from the coastline (DOGC 2000, 2006). However, off the the Ebro delta – Castellon province, the gentle slope of the continental shelf results in bottom trawlers operating in much shallow water (> 20 m) when they operate close to the 3 nnm limit. .

All these reasons might explain why bycatch levels in this area are higher than elsewhere in the Mediterranean coast of Spain. Several proposals have been suggested to deal with this conservation problem, such as seasonal closures or closing to bottom trawling the areas with highest abundance of marine turtles. If most loggerheads used the area between 20m and 50m of depth, it would be a good conservation measure the close it to bottom trawlers.

Figure 2 Western Mediterranean Sea: note the continental shelf in light blue. Red circle shows the study area, with the highest levels of loggerhead bycatch due to bottom trawling along the Spanish Mediterranean coastline.



But distribution and habitat use patterns of loggerhead in the area remain unknown.

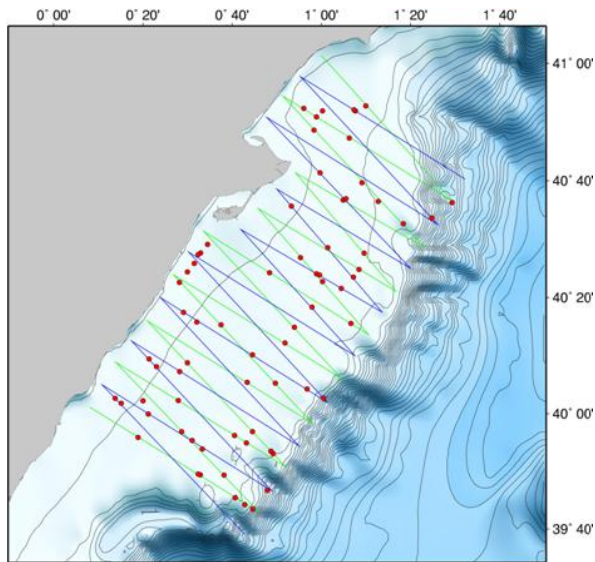


Figure 3 Layout of the transects and loggerhead turtles observed in the study area (6,533.856 km²) during aerial surveys (red circles). Light blue area shows the continental shelf, with 50m depth as the first line and 100m depth the second one.

This study aims to understand habitat use patterns by loggerhead turtles in the Ebro delta to assess the potential reduction of loggerhead turtle bycatch if areas shallower than 50 m were closed to bottom trawling.

Material and methods

Study area

This study was conducted along the coastline of the Ebro Delta (south Catalonia) and Castellon province (Valencia region) (Figure 2). This area, considered as a hotspot of sea turtles bycatch caused by bottom-trawlers, includes the widest continental shelf of the Spanish Mediterranean coastline.

Aerial survey methods

Ten aerial surveys were conducted from May 2005 to March 2006 in the study area (one per month except for February due to bad weather conditions), following the transect-line methodology (Buckland *et al.*, 2001). Surveys were taken from a high-wing aircraft ('push-pull' Cessna 337-G) with flat windows as described in Gómez de Segura *et al.* (2003, 2006).

Two different track designs were used, one each month starting at a random point, to cover the study area completely (Figure 3). Each design covered 4.5% of the total area (coverage = total transect length width observed on both sides of the plane / total area).

Transects followed a systematic saw-tooth pattern, with a maximal perpendicular distance to the coastline of 20 nautical miles (36 km), thereby limiting the survey to the continental shelf (depth <200 m).

Transects were flown at a groundspeed of c. 166 kmh⁻¹ (90 kn) and altitude was maintained at 152m (500 ft). The standard crew consisted of 4 people: the pilot, a recorder and two observers positioned behind them on each side of the plane. The recorder took note of the species, group size (number of animals sighted), location (obtained with a GPS), time and angle between the horizon and the target.

The angle was estimated using a hand-held clinometer that, in conjunction with aircraft altitude, provided an estimate of the perpendicular distance to the animal. Environmental conditions, including Beaufort sea state, were also updated at the beginning of the transect and whenever changes occurred. We conducted surveys only at Beaufort Sea State < 3 with good weather conditions, because visibility is lower in bad weather conditions. GPS provided a continuous record of position (updated every few seconds).

The survey methodology for this study follows protocols established in previous aerial surveys (Gómez de Segura *et al.* 2003, 2006). Observers were trained in loggerhead identification techniques, although loggerhead turtle is the most common species in the region (Tomàs *et al.* 2001, Carreras *et al.* 2006, Álvarez de Quevedo *et al.* 2010, Domènech *et al.* 2015). Once a turtle was sighted, the location of the plane (obtained from a global position system, GPS) and the vertical angle of the sighting line (obtained from a clinometer) were recorded. This angle was converted during analysis to perpendicular sighting distances, based on the altitude of the aircraft. We subtracted 86m from all the perpendicular sightings distances, corresponding to the blind distance under the plane because of flat windows (more than 601 from the horizon).

The surface covered by the survey was calculated as the distance flown multiplied by twice the survey strip. Geographic information system (GIS) software was also used to assess the depth of the water column beneath the turtle at each position.

Transect data were used to estimate turtle density (D) and abundance (N) in the area, although we corrected mean density by the percentage of time loggerheads spend at the surface in the area. Turtles spent less time at the surface in the neritic domain (8.4%), than in the oceanic domain (58.3%) (Cardona *et al.* 2009). Thus, the number of sightings is an

underestimate of the real number of turtles present in the area and this bias must be corrected.

We also analyzed transect data using the program Distance 6.0 (Thomas *et al.* 2009). Nevertheless, number sightings per month were low and thus all results must be taken with caution. The program fits a detection function to the distance frequency histogram and this function is used to estimate the probability density function evaluated at zero distance, $f(0)$. Half-normal, uniform, and hazard-rate models with simple cosine adjustment terms were fit to the perpendicular sighting distance data to estimate $f(x)$ and the effective strip width (ESW). The ESW is that perpendicular distance from the transect line at which the number of objects detected beyond this distance equals the number missed within the same distance (Thomas *et al.* 2009, 2010).

Perpendicular sighting distances were right-truncated at 253 m (which eliminated the largest 5% of perpendicular distances) to avoid fitting extreme values in the tail of the distribution. The model fit with the lowest Akaike's Information Criterion (AIC, Akaike 1974) was selected by the program Distance to estimate turtle density.

Satellite-tracking

Two types of Telonics satellite transmitters, herein referred to as tags, were used: ST-20 (weight: 188 g, dimensions: 11.5 cm, 6.3 cm, 3 cm) and TAM-4310 (weight: 140 g, dimensions: 9.4 cm, 4.6 cm, 3.0 cm). Tags were attached to eight loggerhead sea turtles collected off the coast of central mainland Spain between 2005 and 2010.

The average minimum straight carapace length (SCL_{min}, Bolten 2000) of the turtles was 48.4 ± 6.2 SD cm (range: 39.5–55.5 cm). Animals used in this study had been bycaught incidentally by professional fishermen and were then transferred to land, where they received veterinary treatment. Tags were attached to the second central scute with polyester resin and fibreglass. A synthetic polymer was used to make a base for the tag that matched the curved carapace and several layers of resin and fibreglass were applied (Balazs *et al.* 1996). Only healthy turtles were tagged, and tag weight did not exceed 3% of turtle body weight. Moreover, metallic tags were attached on one or both front flippers of the turtles, to identify them in case of re-encounter after satellite tag release.

The Service Argos satellites received the information transmitted by the tags and sent this data to the processing centre, where positional data were calculated and retransmitted to the user (Argos 2000).

Argos assigns a quality index (location class or LC) to each location on the basis of the estimated accuracy in latitude and longitude. Positional data were screened to select the “highest quality” fix (a positional accuracy of less than 1 km, i.e., LC 3-1 and A; and a velocity lower than 5 km h⁻¹; Luschi *et al.* 1998; Argos 2000). When there were multiple days without “high quality” data (LC 3-1 or A) and the velocity to or from the low-accuracy fix was ≤ 5 km h⁻¹, a fix with a lower accuracy was occasionally used (Luschi *et al.* 1998). Inland locations were never used. Using a bathymetric dataset with a resolution of 1 9 1 min (latitude 9 longitude; Smith and Sandwell 1997), a GIS was used to assess the depth of the water column at each turtle position. A depth scale was used to classify fixes into different bathymetric domains. The software was programmed to also record the time spent underwater in three time slots: from 8:00 to 12:00 GMT (morning), another from 12:00 to 16:00 GMT (afternoon) and a third one from 19:17 to 4:14 GMT (night). Each transmission showed the time spent underwater at the three time intervals in the last 24 h. Tag duty cycles (hours on/off) were set as 8/96 h, in order to increase the battery life as much as possible.

Mortality rate was calculated based on the number of turtles dead while being tracked and the tracking effort, according to Trent and Rongstad (1974) and Hays *et al.* (2003).

Results

Aerial surveys covered a total of 5 311.30 mn of effort during good to excellent conditions.

Figure 3 Loggerhead turtles observed in the study area (6,533.856 km²) during aerial surveys (red circles). Light blue area shows the continental shelf, with 50m depth as the first line and 100m depth the second one.

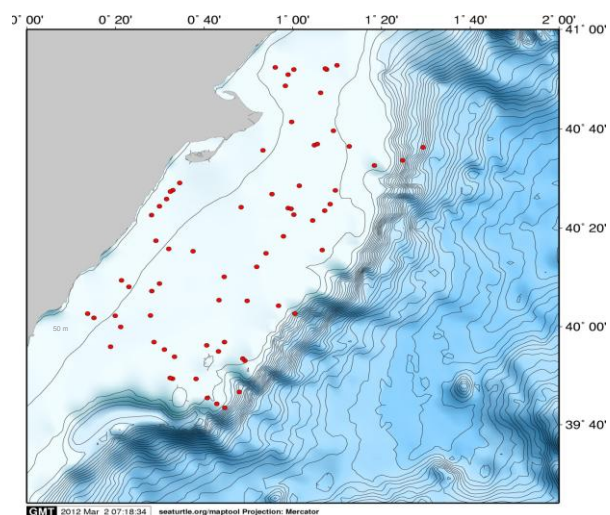
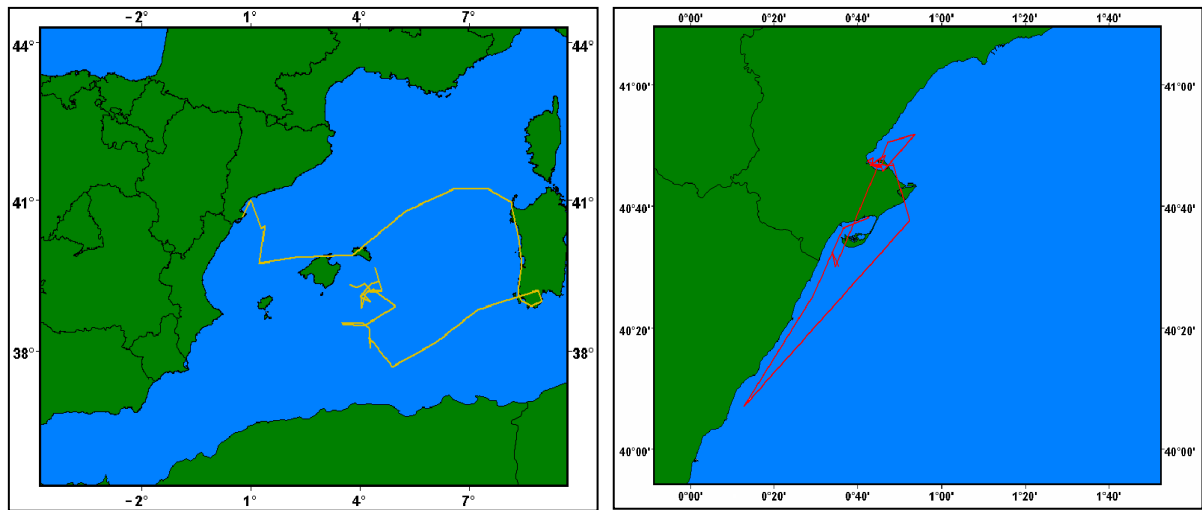


Figure 4 Example of route followed by each group of tracked turtles. Transient (*yellow line*): route followed by one loggerhead that didn't come inside the Ebro delta bays, and moved other regions. Resident (*red line*): route followed by one loggerhead that was detected during all the study inside the Ebro delta bays (14 months).



We sighted a total of 67 loggerhead turtles at the water's surface (Figure 3), being September and October the months with highest sighting rate.

We calculated a mean relative density of 0.025 turtles per km² (ranging from 0.004 to 0.57 throughout the year), and total averaged abundance once corrected by surface time (8.4%) was 1 982.28 turtles (95% IC: 1249 – 2716).

On the other hand, in Distance we used the half-normal model to analyze also all data. This model was selected because it provided the best fit to the perpendicular distance data over competing uniform and hazard rate models. Based on these analyses, we calculated $f(0)$ of 0.64067E-02, and a mean ESW of 156.1 m (CV = 0.09). The best estimate of mean loggerhead annual turtle abundance, once corrected by surface time, is 1.774 (CV = 0.17, 95% CI range = 1.274– 2.464). Moreover, aerial surveys revealed that loggerhead turtles were randomly distributed (Chi²=2.773, df=3, p=0.428) over the continental shelf off the Ebro delta, with 81.4% of the animals observed in areas deeper than 50 m (Figure 5).

Nevertheless, data from satellite-tracking add an interesting different point of view as 56% of the tracked loggerhead turtles remaining near the coast (shallower than 50 m depth). Eight turtles, ranging 39.5-55.5 cm SCL, were tracked for an average time of 232 ± 166 days (from 20 to 442 days) and satellite tracking data suggested the existence of two different groups of turtles in the area:

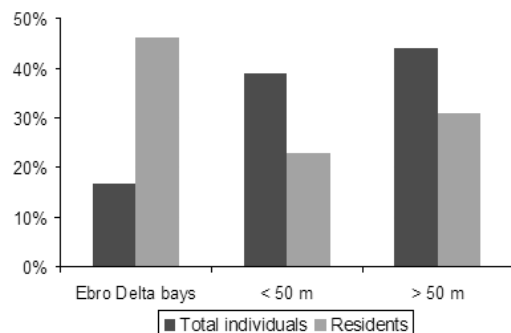
Transients turtles spent only a few weeks in the area, used randomly all the bathymetric domains and seldom entered the bays. After leaving the Ebro delta, these turtles moved to other regions in the western

Mediterranean (Figure 4). Conversely, residents turtles spent several months in the area, primarily inside the bays of the Ebro delta (Figure 4). As the aerial surveys did not cover the bays, the turtles sighted during the aerial surveys clearly corresponded to the transient turtles identified by satellite telemetry and represent the bulk of the population in the area.

Nevertheless, 32% of the time the resident turtles spent in areas shallower than 50 m depth was inside the Ebro Delta bays. Moreover, these animals, when they remained inside the bays, spent 69% of time in areas shallower than 50 depth. It must be taken into account that inside the bays only 18% of available habitat is shallower than 50m depth.

Finally, the annual mortality rate of the satellite tracked animals was 0.626 (IC 95%: 0.566-0.716). Three of the eight turtles were founded dead (stranded), without any hook or external signs of collision. Another two turtles were considered dead, as the satellites showed that they spent three days underwater before the last transmission.

Figure 5 Percentage of habitat use of turtles in the study area.



Discussion and Conclusions

Aerial surveys results suggest, on one hand, that the region supported on average some 1 800 – 2 000 turtles simultaneously, after correcting sightings for percentage of time spent at surface (8.4%), although density changed seasonally. On the other hand, aerial surveys also indicate that turtles present on the continental shelf of the Ebro Delta are randomly distributed in space and 80% are in areas with more than 50 meters deep. This means that the bulk of the turtles would still be vulnerable to trawling if the exclusion zone would be extended to the 50 meters isobath. However, the flights did not include the bays of the Ebro Delta, intensely used by some of the satellite tracked turtles.

Some turtles appeared to be transient individuals passing through the continental shelf of the Ebro Delta, using different bathymetric zones according to their availability and without entering the bays of the Ebro Delta. These transient turtles would be observed in flight and surely represent the bulk turtles present in the area. However, resident turtles spent several months in the Delta del Ebro, with particular fondness for Fangar and Alfacs bays, but not for the areas shallow areas less than 50 m deep located outside those bays.

The annual mortality rate found in this study was much higher than that reported for other areas of the Mediterranean (Casale 2011). Considering the fact that bottom trawling was the most likely cause of death, these results corroborate that the continental shelf off the Ebro delta is a sink for loggerhead turtles in the western Mediterranean. Moreover, the results of this study shown that simple management measures, as closing areas shallower than 50 m to the bottom trawlers, will not significantly reduce bycatch, as most of the turtles in the area would still be vulnerable to this type of fishing gear even if areas shallower than 50 m were closed to bottom trawlers. Thus, other management strategies will have to be enforced to ensure the survival of this species in the area.

Loggerhead turtles are more vulnerable in winter in the area and, although turtles abundance is expected to be the lowest in cold season, highest values of bycatch have been reported between January and March, when water temperature is colder (Álvarez de Quevedo et al. 2010, Domènech et al. 2015). Moreover, the recent discover of the Decompression sickness (DCS) in sea turtles (García-Párraga et al. 2014), a clinical diagnosis encompassing a wide range of manifestations related to formation of gas bubbles within supersaturated tissues after decompression

(Barratt et al. 2002, Francis & Mitchell 2003), may affect loggerheads caught by bottom trawling specially in winter and may probably increase the mortality rate of bycaught turtles. Thus, current procedures used aboard fishing vessels to revive comatose turtles, while useful for drowning, are probably ineffective for DCS, and any mitigation measures should focus on prevention and minimization of risk of DCS (García-Párraga 2014).

Thus we suggest that winter closures to bottom trawling would be the best way to reduce turtle by catch in the area. Currently, the studied area is closed to bottom trawlers for one month every year, but mostly during the warm season, and upon decision of the fishermen associations of each harbour.

The overall evidence suggests that moving the closed season to late winter will be highly beneficial for the conservation of loggerhead sea turtles in Ebro Delta – Castellon province and, thus, in the western Mediterranean.

Acknowledgements

This research has been partially funded by Capital Energy and Zoo de Barcelona. The authors wish to acknowledge use of the Maptool program for analysis and graphics in this poster. Maptool is a product of SEATURTLE.ORG. (Information is available at www.seaturtle.org).

References

- Akaike H (1974) A new look at the statistical model identification. System identification and time-series analysis. IEEE Trans Automat Contr 19: 716–723
- Álvarez de Quevedo I, San Félix M, Cardona L. (2013) Mortality rates in by-caught loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea and implications for the Atlantic populations. Marine Ecology Progress Series 489: 225–234.
- Álvarez de Quevedo I, Cardona L, de Haro A, Pubill E, Aguilar A (2010) Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines. ICES Journal of Marine Science 67: 677–685.
- Argos (2000) User's manual. CLS, Ramonville
- Báez JC, Real R, Caminas JA (2007a) Differential distribution within longline transects of loggerhead turtles and swordfish captured by the Spanish Mediterranean surface longline fishery. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 87: 801–803.

- Báez J, Camiñas JA, Rueda L. (2006) Incidental capture of marine turtles in marine fisheries of southern Spain. *Marine Turtle Newsletter* 111: 11–12.
- Balazs G, Miya R, Beavers S (1996) Procedures to attach a satellite transmitter to the carapace of an adult green turtle, *Chelonia mydas*. In: Keinath J, Barnard D, Musick J, Bell B (eds) *Proceedings of the Fifteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Tech Memo NMFS-SEFSC 367, pp 21–26.
- Barratt DM, Harch PG, Van Meter K (2002) Decompression illness in divers: a review of the literature. *Neurologist* 8: 186–202.
- Bolten AB (2000) Técnicas para la medición de tortugas marinas. In: Eckert KL, Bjorndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (eds) *Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas*, Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE Publication No 4, pp 126–131
- Braun-McNeill J, Sasso CR, Epperly SP, Rivero C (2008) Feasibility of using sea surface temperature imagery to mitigate cheloniid sea turtle-fishery interactions off the coast of northeastern USA. *Endangered Species Research*, 5: 257–266.
- Camiñas JA, Báez JC, Valeiras J, Real R. (2006) Differential loggerhead bycatch and direct mortality due to surface longlines according to boat strata and gear type. *Scientia Marina* 70: 661–665.
- Camiñas JA, Valeiras J (2001) The Spanish drifting longline monitoring program. In *Assessing Marine Turtle Bycatch in European Drifting Longline and Trawl Fisheries for Identifying Fishing Regulations*. Laurent L, Camiñas JA, Casale P, Deflorio M, De Metrio G, Kapantagakis A, Margaritoulis D, Politou CY, Valeiras J (eds). Project-EC-DG Fisheries 98–008: Villeurbanne: France; 73–136.
- Cardona L, Revelles M, Parga ML, Tomás J, Aguilar A, Alegre F, Raga A, Ferrer X (2009). Habitat use by loggerhead sea turtles *Caretta caretta* off the coast of eastern Spain results in a high vulnerability to neritic fishing gear. *Marine Biology*, 156: 2621–2630.
- Cardona L, Revelles M, Carreras C, Sanfelix M, Gazo M, Aguilar A (2005) Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology*, 147: 583–591.
- Carreras C, Pont S, Maffucci F, Pascual M, Barceló A, Bentivegna F, Cardona L, Alegre F, SanFélix M, Fernández G, Aguilar A (2006) Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Mar Biol* 149: 1269–1279.
- Carreras C, Cardona L, Aguilar A (2004) Incidental catch of the loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biol Conserv* 117: 321–329.
- Casale P (2011) Sea turtle bycatch in the Mediterranean. *Fish and Fisheries* 12: 299–316.
- Casale P, Laurent L, De Metrio G (2004) Incidental capture of marine turtles by the Italian trawl fishery in the north Adriatic Sea. *Biological Conservation* 119, 287–295.
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Gaughran SJ, Piovano S, Giacomina C, Fernández G, Levy Y, Tomás J, Raga JA, Maffucci F, Hochscheid S, Aguilar A, Cardona L (2014) Fine-scale distribution of juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 161: 509–519. DOI 10.1007/s00227-013-2353-y.
- Domènech F, Álvarez de Quevedo J., Merchán M, Revuelta O, Vélez-Rubio G, Bitón S, Cardona L, and Tomás J (2015) Incidental catch of marine turtles by Spanish bottom trawlers in the western Mediterranean. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 25: 678–689. doi:10.1002/aqc.2463.
- Finkbeiner EM, Wallace BP, Moore JE, Lewison RL, Crowder LB, Read AJ (2011) Cumulative estimates of sea turtle bycatch and mortality in USA fisheries between 1990 and 2007. *Biological Conservation* 144: 2719–2727.
- Francis TJR, Mitchell SJ (2003) Manifestations of decompression disorders. In: Brubakk AO, Neuman TS (eds) *Bennett and Elliott's physiology and medicine of diving*, 5th edn. Saunders, Austin, TX, p 578–599.
- García-Párraga D, Crespo-Picazo JL, Bernaldo de Quirós Y, Cervera V, Martí-Bonmati L, Díaz-Delgado J, Arbelo M, Moore M.J, Jepson PD, Fernández A (2014) Decompression sickness ('the bends') in sea turtles. *Dis Aquat Org* 111: 191–205.
- Gómez de Segura A, Tomás J, Pedraza SN, Crespo EA, Raga JA (2003) Preliminary patterns of distribution and abundance of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, around Columbretes

- Islands Marine Reserve, Spanish Mediterranean. *Marine Biology*, 143: 817–823.
- Gómez de Segura A, Tomás J, Pedraza SN, Crespo EA, Raga JA (2006) Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. *Animal Conservation*, 9: 199–206.
- Hays, G.C., Broderick, A.C., Godley, B.J., Luschi, P., Nichols, W.J. (2003) Satellite telemetry suggests high levels of fishing-induced mortality in marine turtles. *Marine Ecology Progress Series* 262: 305–309.
- Hochscheid S, Bentivegna F, Bradai MN, Hays GC (2007) Overwintering behaviour in sea turtles: dormancy is optional. *Marine Ecology Progress Series*, 340: 287–298.
- Hochscheid S, Bentivegna F, Hays GC (2005) First records of dive durations for a hibernating sea turtle. *Biology Letters* 1: 82–86.
- Lewison, R.L., Crowder, L.B., Wallace, B.P., Moore, J.E., Cox, T., Zydelski, R., et al. (2014) Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *PNAS*. 111, 5271–5276. doi:10.1073/pnas.1318960111
- Lewison, R.L., Crowder, L.B. (2007) Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology* 21, 79–86.
- Luschi P, Hays GC, Del Seppia C, Marsh R, Papi F (1998) The navigational feats of green sea turtles migrating from Ascension Island investigated by satellite telemetry. *Proc R Soc Lond Ser B Biol Sci* 265:2279–2284.
- Revelles, M., Camiñas, J.A., Cardona, L., Parga, M, Tomás, J., Aguilar, A., Alegre, F., Raga, A., Bortolero, A., Oliver, G. (2008) Tagging reveals limited exchange of immature loggerhead turtles (*Caretta caretta*) between regions in the western Mediterranean. *Scientia Marina* 72: 511–518.
- Thomas L, Laake JL, Rexstad E, Strindberg S and others (2009) Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. Available at www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/ (accessed 08 October 2015)
- Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL and others (2010) Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *J Appl Ecol* 47: 5–14.
- Tomás J, Aznar FJ, Raga JA (2001) Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. *J Zool Lond* 255: 525–532.
- Trent, T.T., Rongstad, O.J. (1974) Home range and survival of cottontail rabbits in south-western Wisconsin. *Journal of Wildlife Management* 38:459–472.
- Smith WHF, Sandwell DT (1997) Global seafloor topography from satellite altimetry and ship depth soundings. *Science* 277:1957–1962
- Wallace BP, Kot C, Dimatteo A, Lee T, Crowder L, Lewison R (2013) Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. *Ecosphere* 4: 1–49. doi:10.1890/ES12-00388.1.
- Wallace BP, et al. (2011) Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS ONE* 6:e24510.

CAPÍTOL 4

Efectes sobre les poblacions de meduses



4.1. Els depredadors apicals del mar Mediterrani consumeixen de forma general plàncton gelatinós

Resum: En el present estudi es van utilitzar isòtops estables de carboni i nitrogen per provar la hipòtesi que l'anàlisi del contingut estomacal ha subestimat sistemàticament el consum de zooplàncton gelatinós per part dels mesodepredadors pelàgics i depredadors apicals. Els resultats confirmen un consum important de plàncton gelatinós en la dieta de la tonyina vermella (*Thunnus thynnus*), la bacoreta (*Euthynnus alletteratus*), el marlí (*Tetrapturus belone*) i el peix espasa (*Xiphias gladius*). Les tortugues babaues (*Caretta caretta*) en fase oceànica i els peixos lluna (Mola mola) també depenen principalment de zooplàncton gelatinós. En contrast, les proporcions d'isòtops estables descarten qualsevol consum de plàncton gelatinós per part del tallahams (*Pomatomus saltatrix*), la tintorera (*Prionace glauca*), la palometa (*Lichia Amia*), el bonítol (*Sarda sarda*), el dofí llistat (*Stenella caeruleoalba*) i la tortuga babaua (*Caretta caretta*) en fase nerítica, la dieta dels quals es basa, principalment, en peixos i calamars. El rorqual comú (*Balaenoptera physalus*) es va confirmar com a consumidor de crustacis. Les proporcions d'isòtops estables en la tonyina blanca (*Thunnus alalunga*), la serviola (*Seriola dumerili*), la castanyoleta (*Stromaeus fiatola*), la melva (*Auxis rochei*), la llampuga (*Coryphaena hippurus*), el sorell (*Trachurus trachurus*), el verat (*Scomber scombrus*) i el pàmpol (*Trachinotus ovatus*) van ser consistents amb les dietes mixtes revelades per l'anàlisi del contingut estomacal, incloent nècton i crustacis, però el consum de plàncton gelatinós no es pot descartar del tot. En conclusió, el grup consumidor de zooplàncton gelatinós a la Mediterrània integra dues espècies especialistes (el peix lluna i la tortuga babaua en fase oceànica) i diversos oportunistes (tonyina vermella, bacoreta, marlí, peix espasa i, segurament, palometa), la majoria dels quals pateixen una reducció de les seves poblacions degut a la sobrepesca.

Títol original: **Massive Consumption of Gelatinous Plankton by Mediterranean Apex Predators.**

Autors: *Luis Cardona, Irene Álvarez de Quevedo, Assumpció Borrell, Alex Aguilar.*

Estat publicació: Article publicat.

Revista: **PLoS ONE.**

Any: 2012.

Volum: 7(3).

Pàgines: e31329.

DOI: 10.1371/journal.pone.0031329.

Massive Consumption of Gelatinous Plankton by Mediterranean Apex Predators

Luis Cardona, Irene Álvarez de Quevedo*, Assumpció Borrell, Alex Aguilar

IRBIO and Department of Animal Biology, Faculty of Biology, University of Barcelona, Barcelona, Spain

Abstract

Stable isotopes of carbon and nitrogen were used to test the hypothesis that stomach content analysis has systematically overlooked the consumption of gelatinous zooplankton by pelagic mesopredators and apex predators. The results strongly supported a major role of gelatinous plankton in the diet of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*), little tunny (*Euthynnus alletteratus*), spearfish (*Tetrapturus belone*) and swordfish (*Xiphias gladius*). Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the oceanic stage and ocean sunfish (*Mola mola*) also primarily relied on gelatinous zooplankton. In contrast, stable isotope ratios ruled out any relevant consumption of gelatinous plankton by bluefish (*Pomatomus saltatrix*), blue shark (*Prionace glauca*), leerfish (*Lichia amia*), bonito (*Sarda sarda*), striped dolphin (*Stenella caeruleoalba*) and loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the neritic stage, all of which primarily relied on fish and squid. Fin whales (*Balaenoptera physalus*) were confirmed as crustacean consumers. The ratios of stable isotopes in albacore (*Thunnus alalunga*), amberjack (*Seriola dumerili*), blue butterflyfish (*Stromaeus fiatola*), bullet tuna (*Auxis rochei*), dolphinfish (*Coryphaena hyppurus*), horse mackerel (*Trachurus trachurus*), mackerel (*Scomber scombrus*) and pompano (*Trachinotus ovatus*) were consistent with mixed diets revealed by stomach content analysis, including nekton and crustaceans, but the consumption of gelatinous plankton could not be ruled out completely. In conclusion, the jellyvorous guild in the Mediterranean integrates two specialists (ocean sunfish and loggerhead sea turtles in the oceanic stage) and several opportunists (bluefin tuna, little tunny, spearfish, swordfish and, perhaps, blue butterflyfish), most of them with shrinking populations due to overfishing.

Citation: Cardona L, Álvarez de Quevedo I, Borrell A, Aguilar A (2012) Massive Consumption of Gelatinous Plankton by Mediterranean Apex Predators. PLoS ONE 7(3): e31329. doi:10.1371/journal.pone.0031329

Editor: Yan Ropert-Coudert, Institut Pluridisciplinaire Hubert Curien, France

Received: June 20, 2011; **Accepted:** January 6, 2012; **Published:** March 21, 2012

Copyright: © 2012 Cardona et al. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

Funding: This project was partially funded by the Plan Nacional de I+D+i of the Ministry of Science and Innovation of Spain (project CGL2009-10017) and by the Institut Menorquí d'Estudis: <http://www.ime.cat/>. The economic costs of publication of this article have been funded by the University of Barcelona. The funders had no role in study design, data collection and analysis, decision to publish, or preparation of the manuscript.

Competing Interests: The authors have declared that no competing interests exist.

* E-mail: alvarezdequevedo@ub.edu

Introduction

An interest in gelatinous plankton has developed over the past decades after a long period of neglect by marine biologists [1]. The driver of this change is the widespread perception that the abundance of medusa and ctenophores is increasing in many oceanic basins [2,3,4] and the concern about the potential negative impact of these phenomena on commercially important fisheries [2] and the tourism industry [5].

Avian and Rottini-Sandrini (1988) [6] and Harbison (1993) [7] were the first to propose that a large number of pelagic predators may opportunistically consume gelatinous zooplankton and suggested that overfishing would release salps, ctenophores and medusa from tight predator control. The proliferation of gelatinous plankton in several heavily fished regions might be considered to support such a hypothesis, but available evidence indicates that competitive release, and not the relaxation of top-down control, is the most likely mechanism [8,9,10]. As a consequence, overfishing of gelatinous plankton consumers is presented in recent reviews as a plausible hypothesis but with little direct supporting evidence [4,5].

Central to the top-down relaxation hypothesis is the hypothetical existence of a large community of pelagic predators that may opportunistically consume gelatinous plankton, thereby stabilizing their populations [6,7]. Although there is increasing evidence that

many pelagic fish may occasionally consume gelatinous plankton [11], and some ecosystem models include tuna and billfish as major consumers of gelatinous plankton [12], it is a big leap from an occasional-consumption model to the strong top-down control assumed by the top-down relaxation hypothesis. Furthermore, nothing is known about the actual significance of gelatinous plankton in the diet of most pelagic mesopredators and apex predators, and there is hard evidence for massive consumption of gelatinous plankton only for some fishes [7,13,14] and pelagic sea turtles [15].

Massive proliferations of gelatinous plankton in the Mediterranean have raised considerable public interest [6,16–19] because of their potential impact on the tourism industry. Outbreaks in the region are known to be tightly linked to climatic variability [16,20,21], and those of the pink jellyfish (*Pelagia noctiluca*) have been recorded for almost two centuries. Nevertheless, predator release due to overfishing has been repeatedly suggested as a potential factor in the jellyfish proliferations in the region [6,10,18,19,22].

Stomach content analysis has revealed the consumption of gelatinous plankton by several Mediterranean species of pelagic mesopredators and apex predators [23–31], most of them targeted or incidentally bycaught by commercial fisheries [32,33]. Although the demographic trajectories of most of these populations are unknown, the populations of loggerhead sea turtles migrating

Table 1. Sample size and stable isotope ratios of pelagic prey and predators in the western Mediterranean Sea.

Species	Common name	n	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	
			mean	$\pm\text{SD}$	mean	$\pm\text{SD}$
Prey						
<i>Copepoda</i>	Copepods	A	-22.3	1.0	2.8	0.5
<i>Cotylorhiza tuberculata</i>	Fried egg jellyfish	5	-17.4	0.2	1.6	0.3
<i>Engraulis encrasicolus</i>	European anchovy	5	-18.5	0.6	9.8	0.8
Hyperidae	Hyperideans	A	-19.0	1.2	5.6	0.5
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	Jewel lanternfish	5	-18.6	0.2	10.2	0.4
<i>Loligo vulgaris</i>	European common squid	5	-17.7	0.5	9.5	0.9
<i>Meganyctiphanes</i>	Krill	A	-20.8	0.7	5.2	0.4
<i>Pelagia noctiluca</i>	Pink jellyfish	5	-17.8	0.6	5.6	0.5
<i>Sardina pilchardus</i>	European pilchard	5	-18.0	0.2	8.7	0.2
<i>Salpa maxima</i>	Salp	5	-19.7	0.6	3.9	0.3
<i>Todarodes sagittatus</i>	European flying squid	5	-17.8	0.1	11.0	0.1
Predators						
<i>Auxis rochei</i>	Bullet tuna	5	-18.1	0.3	9.5	0.5
<i>Balaenoptera physalus</i>	Fin whale	5	-18.4	0.1	8.7	0.1
<i>Caretta caretta</i> (neritic stage)	Loggerhead sea turtle	5	-16.3	0.4	10.1	1.7
<i>Caretta caretta</i> (pelagic stage)	Loggerhead sea turtle	5	-17.6	0.2	6.7	0.4
<i>Coryphaena hippurus</i>	Dolphinfish	5	-18.3	0.3	9.8	0.7
<i>Euthynnus alletteratus</i>	Little tunny	5	-17.2	0.1	10.4	0.4
<i>Lichia amia</i>	Leerfish	5	-17.1	0.3	13.1	1.0
<i>Mola mola</i>	Sunfish	5	-17.6	0.5	7.7	0.4
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Bluefish	5	-16.9	0.3	14.8	0.4
<i>Prionace glauca</i>	Blue shark	5	-17.2	0.7	13.3	0.4
<i>Sarda sarda</i>	Atlantic bonito	5	-16.8	0.3	12.8	1.2
<i>Scomber scombrus</i> *	Mackerel	5	-18.5	0.9	11.4	0.4
<i>Seriola dumerili</i>	Amberjack	5	-17.7	0.2	11.3	0.6
<i>Stenella caeruleoalba</i>	Striped dolphin	5	-17.3	0.4	12.1	0.8
<i>Stromateus fiatola</i>	Blue butterflyfish	4	-17.3	0.3	10.8	0.2
<i>Tetrapturus belone</i>	Spearfish	5	-17.8	0.4	10.1	0.7
<i>Thunnus alalunga</i>	Albacore	5	-17.8	0.4	11.0	0.4
<i>Thunnus thynnus</i> >100 cm	Bluefin tuna	5	-18.3	0.3	10.3	0.6
<i>Thunnus thynnus</i> <100 cm	Bluefin tuna	5	-17.7	0.4	10.6	0.3
<i>Trachinotus ovatus</i>	Pompano	5	-17.5	0.4	11.2	0.3
<i>Trachurus trachurus</i> *	Horse mackerel	5	-17.6	0.2	10.5	0.5
<i>Xiphias gladius</i> >100 cm	Swordfish	5	-17.8	0.3	11.4	0.4
<i>Xiphias gladius</i> <50 cm	Swordfish	5	-17.8	0.7	11.2	0.2

*: considered also as prey; A: collective samples.
doi:10.1371/journal.pone.0031329.t001

into the Mediterranean from Atlantic nesting beaches (*Caretta caretta*) and those of swordfish (*Xiphias gladius*) and bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) of the eastern Atlantic stock spawning into the Mediterranean have undergone relevant declines over the past few decades [34–36]. This scenario would support the top-down relaxation hypothesis, although gelatinous plankton always occur in very low numbers in the stomach contents of Mediterranean predators. Whether this is because of their fragility and difficulty of identification [11] or whether it reveals that the dietary significance is truly minor remains unknown. This paper aims to answer this question through stable isotope analysis, as the ratios of stable isotopes in gelatinous zooplankton are different from those

of other potential prey [37–39] and previous studies have demonstrated the utility of this method for assessing the dietary relevance of gelatinous zooplankton in the diet of marine vertebrates [25].

Materials and Methods

Ethics

All of the species sampled were caught for purposes other than research, except jellyfishes, salps, hyperidean amphipods and euphausiids. No specific approval is required in Spain to undertake research on samples supplied by official channels and coming from

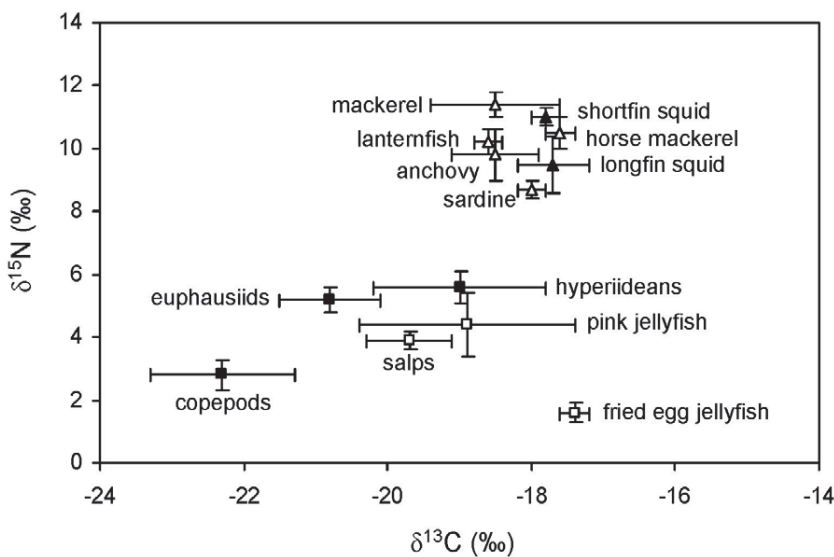


Figure 1. Stable isotope ratios in the potential prey of apex predators from the northwestern Mediterranean. Potential prey considered: pelagic crustaceans (solid squares), gelatinous plankton (empty squares), squid (solid triangles) and small pelagic and mesopelagic fish (empty triangles). Error bars show standard deviation.
doi:10.1371/journal.pone.0031329.g001

by-catch of commercial fishing vessels. Loggerhead turtles, fin whales and bottlenose dolphins are protected by Spanish laws and hence samples were collected by the Marine Animals Recovery Center (CRAM), the organism officially designated by the Catalanian regional government to collect stranded marine animals, undertake necropsies and distribute samples among research groups.

Study site and sample collection

Samples were collected from 2006 to 2007 in the northwestern Mediterranean, between the Iberian Peninsula and the Balearic islands. The area has supported very dense populations of gelatinous plankton since 2003, with pink jellyfish (*Pelagia noctiluca*) being present year round. Pelagic mesopredators (blue butterfish (*Stromateus fiatola*), bullet tuna (*Auxis rochei*), horse mackerel (*Trachurus trachurus*), mackerel (*Scomber scombrus*) and pompano (*Trachinotus ovatus*) and apex predators (albacore (*Thunnus alalunga*), amberjack (*Seriola dumerili*), bluefin tuna (*Thunnus thynnus*), bluefish (*Pomatomus saltatrix*), blue shark (*Prionace glauca*), bonito (*Sarda sarda*), dolphinfish (*Coryphaena hippurus*), fin whale (*Balaenoptera physalus*), leerfish (*Lichia amia*), little tunny (*Euthynnus alletteratus*), loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*), striped dolphin (*Stenella caeruleoalba*), swordfish (*Xiphus gladius*) and spearfish (*Tetrapturus belone*) were captured by commercial fishing vessels operating in the area, and tissue samples of these species were collected by observers aboard. Fin whales and striped dolphins were the only exception, as dead, stranded individuals were sampled.

Potential prey were also sampled from the catch of commercial vessels operating in the same area (anchovy (*Engraulis encrasicolus*), horse mackerel (*Trachurus trachurus*), lanternfish (*Lampanyctus crocodilus*), longfin squid (*Loligo vulgaris*), mackerel (*Scomber scombrus*), sardine (*Sardina pilchardus*) and shortfin squid (*Todarodes sagittatus*)), whereas gelatinous plankton (fried egg jellyfish (*Cotylorhiza tuberculata*), pink jellyfish (*Pelagia noctiluca*) and salps (*Salpa maxima*)) and hyperiidean amphipods were collected with a dip net during the fishing operations. Euphausiids (*Meganyctiphanes norvegica*) were

collected from the stomach contents of bullet tuna, and a plankton-net was used to collect copepods.

White dorsolateral muscle was sampled from all fish, as well as mantle from the cephalopods and carapace scutes from loggerhead sea turtles. Gelatinous plankton and crustaceans were fully homogenized. All of the species had a sample size of 5, except for blue butterflyfish, and copepod, hyperiidean and krill samples were collective. Samples were stored at -20°C prior to analysis.

Stable isotope analysis

Once thawed, tissues were dried at 60°C and ground to a fine powder, and their lipids were then extracted with a chloroform/methanol (2:1) solution. Crustacean samples were split in two subsamples. One of them was treated with 0.5 N HCl to remove the inorganic carbonates of the skeleton and avoid any bias in the $\delta^{13}\text{C}$. However, acidification may modify the relative concentration of N isotopes, so the other subsample was used to determine the $\delta^{15}\text{N}$ value. All of the samples were weighed into tin cups, combusted at $1,000^{\circ}\text{C}$, and analyzed in a Flash 1112 IRMS Delta C Series EA Thermo Finnigan continuous flow isotope ratio mass spectrometer. A Carlo Erba Flash 112 elemental analyzer coupled to the isotope ratio mass spectrometer was used to measure the % C and % N of the dry weight. Stable isotope abundances were expressed in δ notation according to the following expression:

$$\delta X = ((R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1) \times 1,000$$

where X was ^{13}C or ^{15}N and R_{sample} and R_{standard} were the corresponding ratio $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ or $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ of the sample and the standard. The standards for ^{13}C and ^{15}N were Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB) and atmospheric nitrogen (air), respectively. International isotope secondary standards for carbon (IAEA CH_6 ($\delta^{13}\text{C} = -10.4\text{‰}$), USGS 24 ($\delta^{13}\text{C} = -16.1\text{‰}$), IAEA CH_7 ($\delta^{13}\text{C} = -31.8\text{‰}$)) were used to a precision of 0.2‰, and for nitrogen (IAEA NO_3 ($\delta^{15}\text{N} = +4.7\text{‰}$), IAEA N_2 ($\delta^{15}\text{N} = +20.3\text{‰}$), IAEA N_1 ($\delta^{15}\text{N} = +0.4\text{‰}$)) to a precision of 0.3‰.

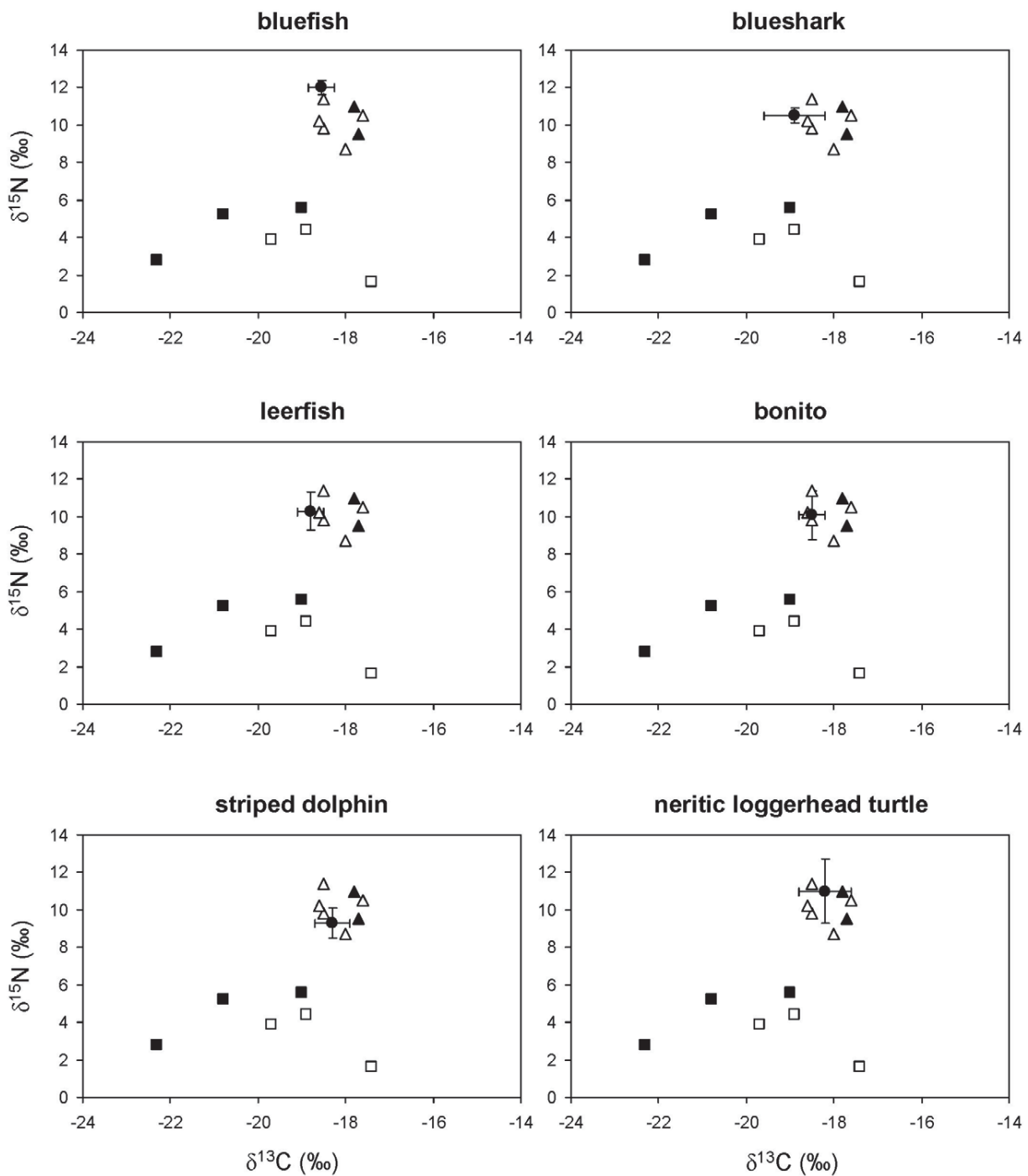


Figure 2. Stable isotope ratios of bluefish, blueshark, leerfish, bonito, striped dolphins and neritic loggerhead sea turtles from the northwestern Mediterranean. Solid circles represent the average stable isotope ratios of each consumer after correcting for diet-tissue isotopic discrimination and error bars show standard deviation. Other symbols show the average stable isotope ratios of potential prey: pelagic crustaceans (solid squares), gelatinous plankton (empty squares), squid (solid triangles) and small pelagic and mesopelagic fish (empty triangles).
doi:10.1371/journal.pone.0031329.g002

Table 2. Relative importance of gelatinous plankton in the diet of pelagic mesopredators and apex predators from the Mediterranean Sea, as revealed by stomach content analysis.

Species	Common name	Diet	References
<i>Auxis rochei</i>	Bullet tuna	F,C,E,H,(U),(Cn)	Mostarda et al. 2007 [23]
<i>Balaenoptera physalus</i>	Fin whale	E	Laran et al. 2010 [55]
<i>Caretta caretta</i>	Loggerhead turtle	F,C,(U)	Tomás et al. 2001 [24]
			Revelles et al. 2007 [25]
<i>Coryphaena hippurus</i>	Dolphinfish	F,D,H,C,(Cn)	Massutí et al. 1998 [26]
<i>Euthynnus alletteratus</i>	Little tunny	F,C	Kyrtatos 1982 [56]
			Falautano et al. 2007 [67]
<i>Lichia amia</i>	Leerfish	F	Bennett 1989* [57]
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Bluefish	F,C	Buckel et al. 1999* [60]
<i>Prionace glauca</i>	Blue shark	C,Ct,F	Henderson et al. 2001* [61]
<i>Sarda sarda</i>	Atlantic bonito	F,(U)	Kyrtatos 1982 [56]
			Campo et al. 2006 [27]
<i>Scomber scombrus</i>	Mackerel	F,E,H	Kyrtatos 1982 [56]
<i>Seriola dumerili</i>	Amberjack	F,C,E	Matallanas et al. 1995 [69]
<i>Stenella caeruleoalba</i>	Striped dolphin	C, F	Blanco et al. 1995 [58]
			Meotti and Podestà 1997 [59]
			Öztürk et al. 2007 [62]
<i>Tetrapturus belone</i>	Spearfish	F,C,(U),(Cn)	Castriota et al. 2008 [28]
			Romeo et al. 2009 [31]
<i>Thunnus alalunga</i>	Albacore	F,H,E,C,U,(Cn)	Consoli et al. 2008 [29]
<i>Thunnus thynnus</i>	Bluefin tuna	F,C,D	Morovic 1961 [63]
			Kyrtatos 1982 [56]
			Orsi Relini et al. 1995 [66]
			Sanz Brau 1990 [64]
			Sinopoli et al. 2004 [30]
<i>Trachurus trachurus</i>	Horse mackerel	E, F	Ben Salem 1988 [68]
<i>Xiphias gladius</i>	Swordfish	F, C,(U),(Cn)	Chalabi and Ifrene 1992 [65]
			Orsi Relini et al. 1995 [66]
			Romeo et al. 2009 [31]

The diet column reports the preys contributing at least 5% in weight or volume to stomach contents (F: Teleostei; D: Decapoda, H: Hyperidea, E: Euphausiids; C: Cephalopoda, Cn: Cnidaria, Ct: Cetaceans; U: Urochordata). Consumption of cnidarians and urochordata representing less than 5% is reported in brackets. *: data from the Atlantic.

doi:10.1371/journal.pone.0031329.t002

Energy density

The proximate chemical composition of pink jellyfish, salps, mackerels and longfin squids was assessed to determine energy density. Once thawed, samples were weighed and dried at 100°C until a constant weight was reached. The moisture content was calculated by gravimetric difference between wet and dry mass [40]. Dry samples were homogenized and a subsample burnt for six hours in a muffle furnace at 600°C for ash determination [41]. A second subsample was processed to determine its nitrogen content by means of an elemental analyzer, a value that was later multiplied by a conversion factor of 5.8 to obtain the relative abundance of proteins in the dry material [42,43]. A third subsample was processed to determine its lipid content. Lipids were extracted with a chloroform/methanol (2:1) solution [44] and their content was determined by the gravimetric difference between fat and non-fat dry mass. Protein and lipid contents were converted to energy density using the mean combustion equivalents reported by [43], i.e., 23.9 kJ g⁻¹ and 39.5 kJ g⁻¹ respectively. Carbohydrate content was not measured, as is low in

fishes and jellyfishes and has a practically negligible contribution to their energy density [40]. In the case of salps, tunica is thought to have a low digestibility for vertebrates [45].

Data analysis

ANOVA and a Tukey post-hoc test, conducted with the PASW 17 software package, were used to test differences in the concentrations of stable isotopes of potential prey. As SIAR requires that the variability associated with sources is normally distributed [45], normality was assessed for each group using Lilliefors test.

The Bayesian mixing model SIAR (Stable Isotope Analysis in R) [46] was used to calculate the relative contribution of the potential preys to the diet of each focal species. Bayesian approaches allow for the incorporation of not only isotopic values, elemental concentrations and diet-tissue isotopic discrimination factors within the mixing models but also the uncertainties involved in all these values, and so provide results that are expected to be considerably more robust when it comes to quantifying feeding

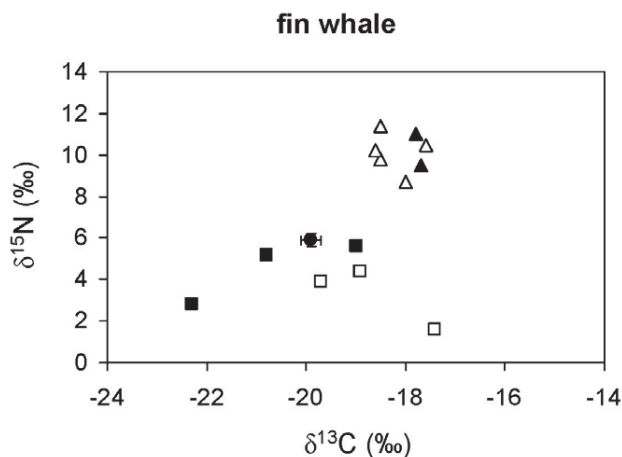


Figure 3. Stable isotope ratios of fin whales from the northwestern Mediterranean. A solid circle represents the average stable isotope ratios of whales after correcting for diet-tissue isotopic discrimination and error bars show standard deviation. Other symbols show the average stable isotope ratios of potential prey: pelagic crustaceans (solid squares), gelatinous plankton (empty squares), squid (solid triangles) and small pelagic and mesopelagic fish (empty triangles).

doi:10.1371/journal.pone.0031329.g003

preferences when compared with those in previous modeling approaches [46–48]. Furthermore, as the resulting posterior distributions of the proportions of various sources within the diet of a consumer have associated probabilities, it is possible to use the most likely solution as a single metric for a given dietary component in subsequent analyses [47,48].

The model parameters were the following: the isotope ratios and the elemental concentrations of the potential food sources, the isotope ratio of tissue and the trophic shift, or isotopic enrichment, for carbon and nitrogen from prey to predator. Prey-to-predator isotopic enrichment for fishes, mammals and loggerhead sea turtles were taken from Reich et al. (2008) [49] and Caut et al. (2009) [50]. Published data on stomach contents were used to identify potential preys other than gelatinous plankton.

Although SIAR incorporates uncertainty about diet-tissue isotopic discrimination factors in the form of standard deviation, we conducted a sensitivity analysis running SIAR for bluefin tuna with diet-tissue isotopic discrimination factors ranging from 1.1 to 2.3‰ for $\delta^{13}\text{C}$ and from 2.2 to 3.4‰ for $\delta^{15}\text{N}$.

Data are usually shown as mean \pm standard deviation (SD), but the feasible contribution of potential prey species to the diet is reported as the mean and 95% credibility interval.

Results

Table 1 summarizes the sample size and stable isotope ratios of all the species analyzed. Figure 1 shows the pelagic isoscape of the northwestern Mediterranean. Differences in the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of the potential prey were statistically significant (ANOVA; $\delta^{13}\text{C}$: $F_{12,52} = 26.577$, $p < 0.001$; $\delta^{15}\text{N}$: $F_{12,52} = 224.311$, $p < 0.001$). Nine groups of potential prey differing in the concentration of at least one stable isotope existed, on the basis of Tukey post-hoc tests: fried egg jellyfish, pink jellyfish, salps, copepods, euphausiids, hyperiideans, sardine, other small pelagic fish and squid (anchovy, horse mackerel, lanternfish and longfin squid) and midsize pelagic fish and squid (mackerel and shortfin squid). Data were normally distributed within all the groups and hence these groups were later

used for running SIAR, although the $\delta^{13}\text{C}$ of copepods and fried egg jellyfish were so distinct from those of the focal species (see below) that they were no longer considered as potential prey.

The ratios of stable isotopes in bluefish, blue shark, leerfish, bonito, striped dolphins and neritic loggerhead sea turtles (Figure 2) were consistent with the fish- and squid-dominated diet suggested by stomach content analysis (Table 2). Likewise, the ratio of stable isotopes in fin whales (Figure 3) was consistent with a crustacean-based diet (Table 2), although euphausiids were unlikely to be the only crustaceans consumed.

In contrast, the ratios of stable isotopes in bluefin tuna, little tunny, spearfish and swordfish (Figure 4) were inconsistent with the fish- and squid-based diet suggested by stomach content analysis (Table 2). On the contrary, SIAR suggested a major role for gelatinous zooplankton in the diet of these four species (Figure 5), although there was a high uncertainty about the relative contribution of salps and pink jellyfish. It should be kept in mind that any esteem of the actual contribution of gelatinous zooplankton to the diet of these species could be affected by the uncertainty about the actual diet-tissue fractionation factors. Accordingly, the sensitivity analysis revealed that the mean contribution of salps to the diet of bluefin tuna larger than 100 cm could range from 30% to 58% and that of pink jellyfish from 29% to 31%, depending on the diet-tissue fractionation factors introduced into the model. Similar results were found for bluefin tuna smaller than 100 cm. The ratios of stable isotopes in ocean sunfish and loggerhead sea turtles in the oceanic stage were also consistent with a jellyvorous diet, a result confirmed by SIAR (Figure 6).

The concentration of stable isotopes in the remaining species suggested diets with varying combinations of fishes, cephalopods and crustaceans (Figures 7 and 8), consistent with the results of stomach content analysis (Table 2). Nevertheless, SIAR was ambiguous about the relevance of salps and pink jellyfish in the diets of these species because, although the feasible contributions were similar to those of crustaceans, the credibility intervals were extremely loose (Figures 8 and 9).

The proximate chemical composition and energy density of the considered potential prey are shown in table 3. As expected, the energy density of mackerel was much higher than that of longfin squid, with in turn was higher than that of pink jellyfish and salps.

Discussion

The use of stable isotopes for dietary studies relies on three major assumptions. First, that isotope fractionation from prey to predator is known. Fractionation is species and stage specific and controlled experiments in captivity are the best method to calculate diet-tissue isotopic discrimination factors. This type of experimental data were available only for the loggerhead sea turtle [49], so for other fishes and mammals this study used previously reported average diet-tissue isotopic discrimination factors [50]. The sensitivity analysis revealed that the global contribution of gelatinous zooplankton to the diet was only slightly affected by the diet-tissue isotopic discrimination factors entered into the model, although the actual partitioning between salps and pink jellyfish was more sensitive.

The second assumption is that the variability in the ratios of stable isotopes of the potential prey is not obscured by migration between contrasting isoscapes. The western Mediterranean and the adjoining Atlantic differ in their isotopic baselines [51], and at least bluefin tuna and bullet tuna migrate annually between the two basins, moving into the Mediterranean in spring for spawning [34,52]. However, the turnover of stable isotopes in the muscle of

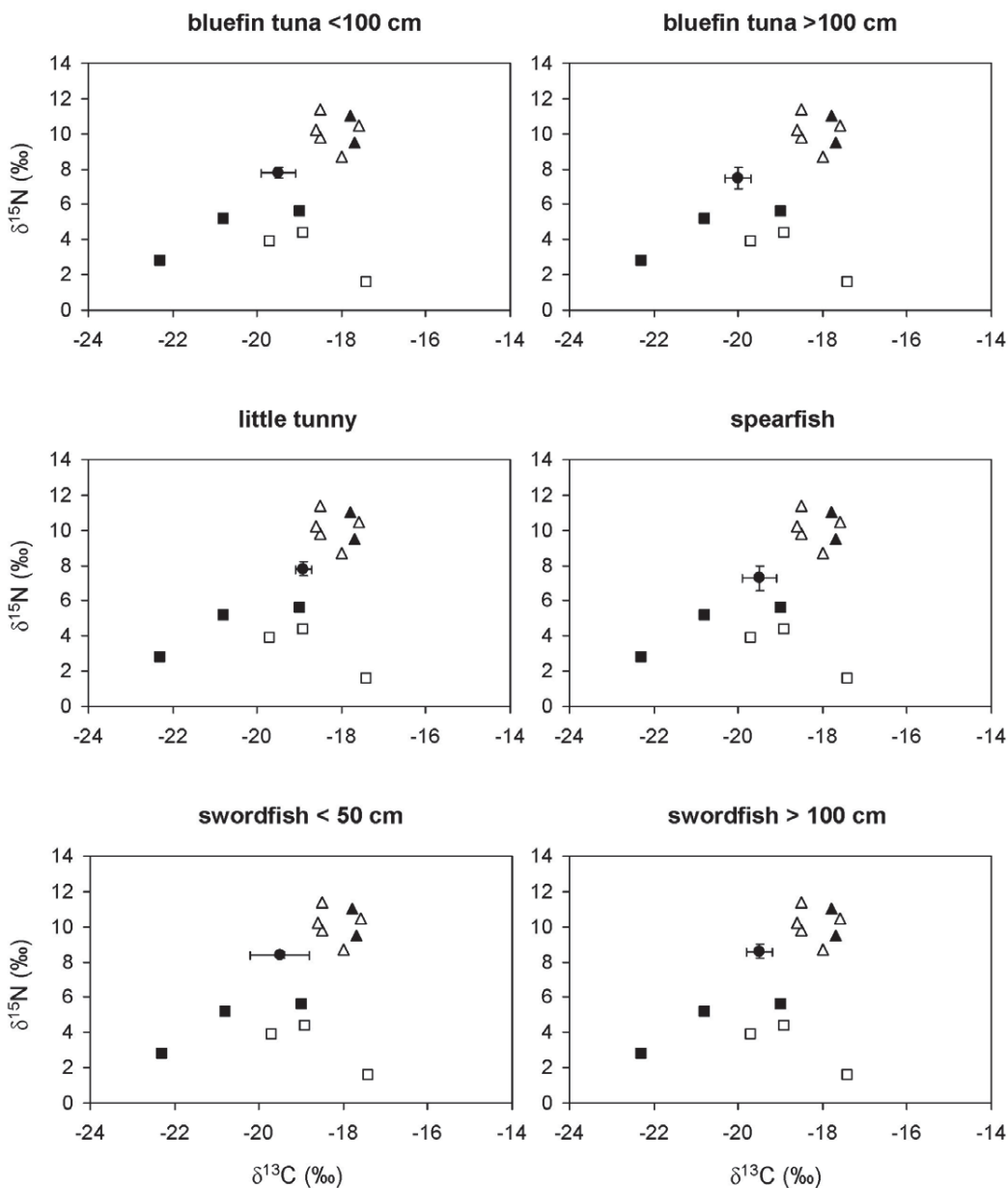


Figure 4. Stable isotope ratios of bluefin tuna, little tunny, spearfish, and swordfish from the northwestern Mediterranean. Solid circles represent the average stable isotope ratios of each consumer after correcting for diet-tissue isotopic discrimination and error bars show standard deviation. Other symbols show the average stable isotope ratios of potential prey: pelagic crustaceans (solid squares), gelatinous plankton (empty squares), squid (solid triangles) and small pelagic and mesopelagic fish (empty triangles). doi:10.1371/journal.pone.0031329.g004

warm water fish is fast enough to capture changes in the stable isotope ratios of the diet in just a few months [38,53,54]. As the samples for the present study were collected from July to September, the stable isotope ratios reported here should reflect feeding in the Mediterranean. On the other hand, as isotope ratios in muscle integrate the diet over several months [38,53,54], the result here reported reflect dietary preferences over that time window and are not affected by short pulses of high food availability.

The third major assumption is that differences in the concentration of stable isotopes in the potential prey are large enough to allow proper discrimination among potential prey.

Although statistically significant differences existed between all the species of macrozooplankton considered in the present study, there was considerable overlap in their ranges, as was also true for nekton. As a consequence, the performance of SIAR in resolving diet breakup within those two groups was often poor. However, for several species, the results were unambiguous when the ratios of stable isotope were combined with published information about stomach contents.

On this ground, seven of the species considered here are unlikely to consume relevant amounts of gelatinous plankton: bluefish, blue shark, bonito, fin whales, leerfish, loggerhead sea

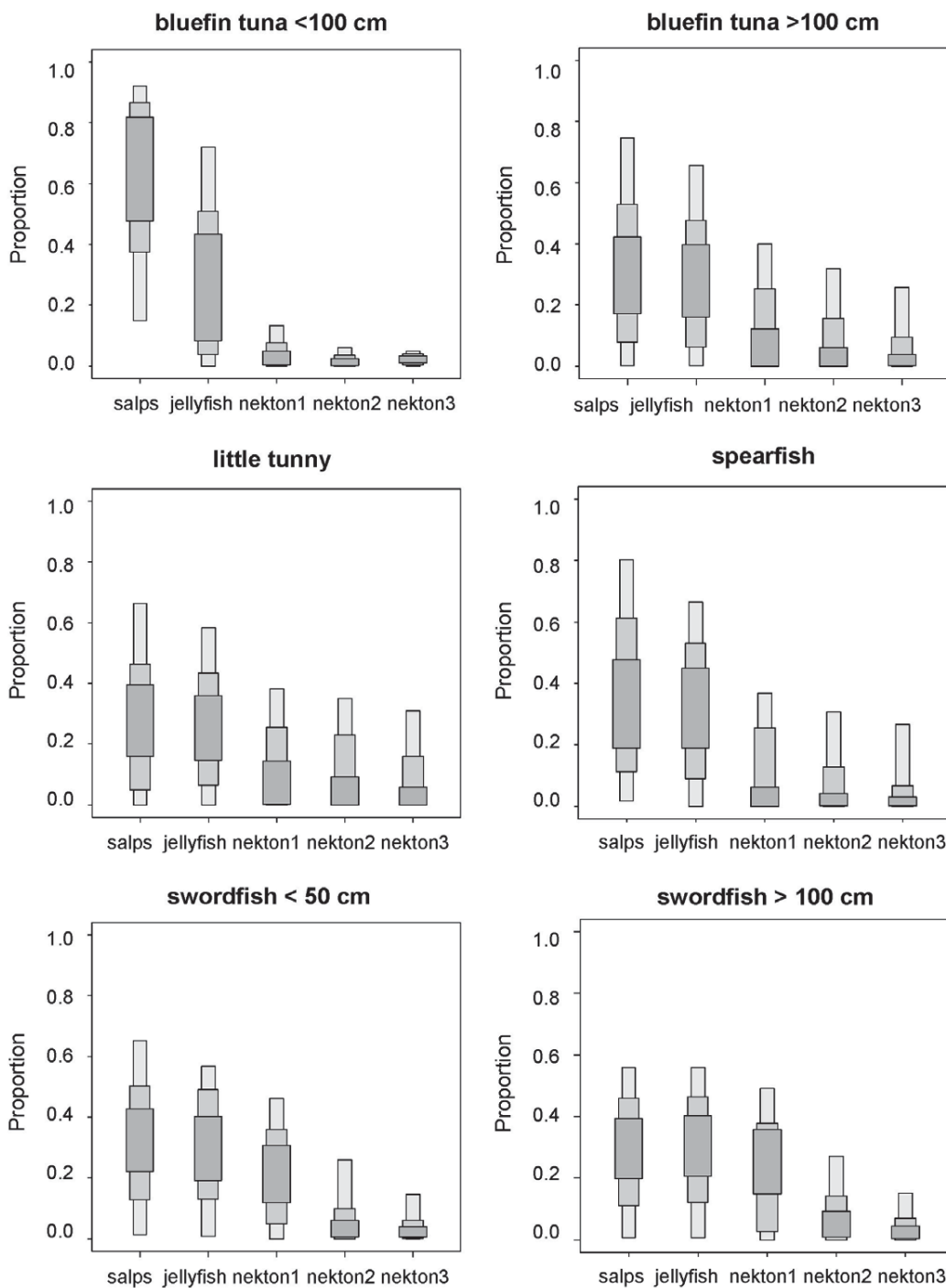


Figure 5. Feasible contribution of potential prey to the diet of bluefin tuna, little tunny, spearfish and swordfish according to SIAR. Nekton 1: sardine. Nekton 2: anchovy, lanternfish, horse mackerel and longfin squid. Nekton 3: mackerel and shortfin squid. Results are shown as 95, 75 and 25% credibility intervals for each prey. doi:10.1371/journal.pone.0031329.g005

turtles (in the neritic stage) and striped dolphins. Although detailed studies on the stomach contents of Mediterranean fin whales are missing, these cetaceans are thought to rely primarily on crustaceans [55], a hypothesis supported by the ratios of stable isotopes reported here. Fish and squid dominate the stomach contents of bluefish, blue shark, leerfish and striped dolphins

[24,27,56–62], although low numbers of salps have been reported from the stomach contents of bonito [27] and neritic loggerhead sea turtles [24]. Nevertheless, the concentrations of stable isotopes in all of these species were highly consistent with a nektonic diet, and no doubt exists that gelatinous plankton play no relevant role in their diets.

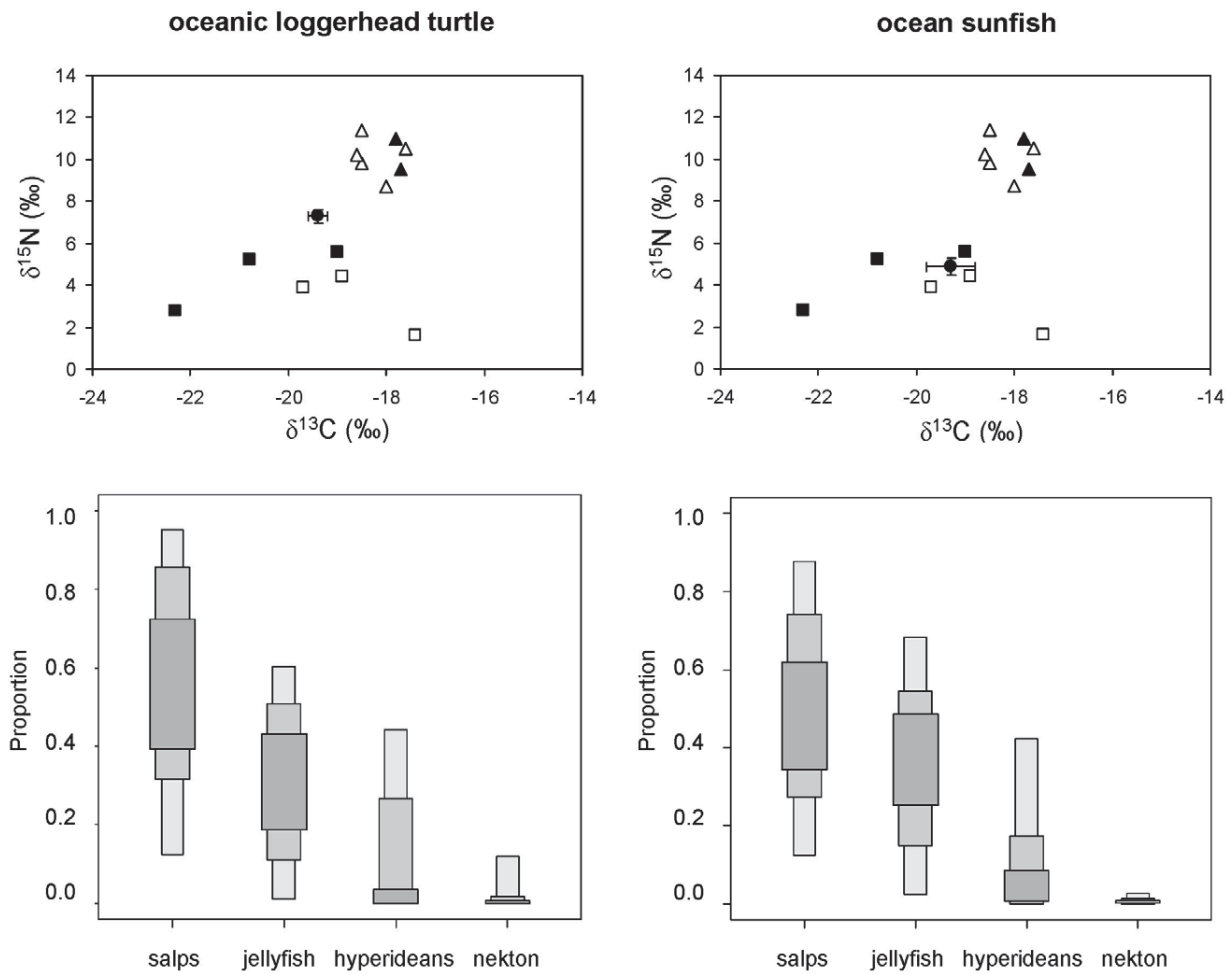


Figure 6. Stable isotope ratios of oceanic loggerhead sea turtle and ocean sunfish from the northwestern Mediterranean and feasible contribution of potential prey to their diet according to SIAR. Solid circles represent the average stable isotope ratios of each consumer after correcting for diet-tissue isotopic discrimination and error bars show standard deviation. Other symbols show the average stable isotope ratios of potential prey: pelagic crustaceans (solid squares), gelatinous plankton (empty squares), squid (solid triangles) and small pelagic and mesopelagic fish (empty triangles). Nekton: anchovy, lanternfish, horse mackerel and shortfin squid. Results are shown as 95, 75 and 25% credibility intervals for each prey. doi:10.1371/journal.pone.0031329.g006

Fish and squid also dominate the stomach contents of bluefin tuna, little tunny, swordfish and spearfish [28,30,31,56,63–67], but all of these species are highly depleted in ^{15}N when compared with the fish and cephalopod consumers reported above and with their potential prey. Estrada et al. (2005) [53] reported a similar depletion for tuna in the northwestern Atlantic and attributed it to the overlooked consumption of some other type of unidentified zooplankton. The $\delta^{15}\text{N}$ of decapods is close to that of zooplanktophagous fish [38,54], and hence, their consumption cannot cause the depletion of ^{15}N reported here. Euphausiids and hyperiideans are more depleted in ^{15}N than fish (this study), but there is no reason for them to be overlooked in dietary studies, as they have been found in large numbers in the stomach contents of other species (Table 2). Thus, gelatinous plankton is the most likely source of ^{15}N depleted food for bluefin tuna, little tunny, swordfish and spearfish and, according to SIAR, represents a significant fraction of their diets.

Albacore, mackerel, bullet tuna, dolphinfish, amberjack and horse mackerel also consume fishes and squids, but crustaceans are relatively abundant in their stomach contents (Table 2), which

may explain why they are more depleted in ^{15}N than pure nekton consumers. Nevertheless, the consumption of gelatinous plankton cannot be completely ruled out, as salps and jellyfishes occur in low numbers in the stomach contents of at least some of these species (Table 2). The diet of the blue butterfish has not been investigated in detail in the Mediterranean, but the blue butterfish is thought to consume fishes, crustaceans and jellyfishes elsewhere [41]. The inspection of the stomach contents of the individuals collected for this study revealed fish remnants mixed with a purplish paste reminiscent of pink jellyfish tissue, although the $\delta^{15}\text{N}$ values were too high to be indicative of a diet based on gelatinous plankton.

Finally, stable isotopes confirmed the reliance of oceanic loggerhead sea turtles and ocean sunfish on gelatinous plankton. The differences in the ratios of stable isotopes of oceanic and neritic loggerhead sea turtles reported here are consistent with the satellite telemetry data reported by Cardona et al. (2009) [70], revealing the existence of two well-delineated groups of loggerhead sea turtles off mainland Spain with contrasting patterns of habitat use. This explains the dramatic differences

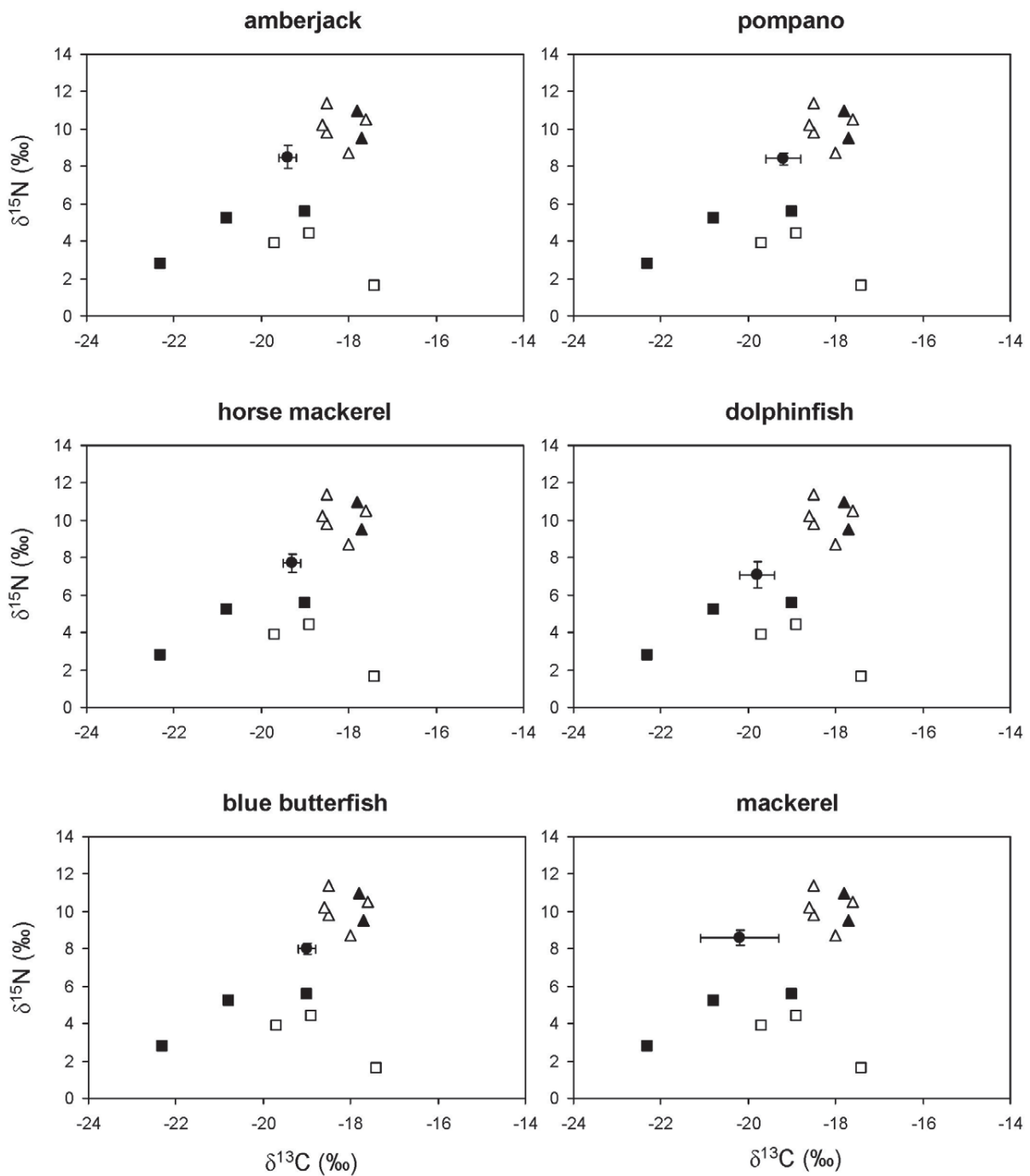


Figure 7. Stable isotope ratios of the diet of amberjack, pompano, horse mackerel, dolphinfish, blue butterfish and mackerel from the northwestern Mediterranean. Solid circles represent the average stable isotope ratios of each consumer after correcting for diet-tissue isotopic discrimination and error bars show standard deviation. Other symbols show the average stable isotope ratios of their potential prey: pelagic crustaceans (solid squares), gelatinous plankton (empty squares), squid (solid triangles) and small pelagic and mesopelagic fish (empty triangles). doi:10.1371/journal.pone.0031329.g007

observed in the isotope ratios of the loggerhead sea turtles captured on-shore and off-shore mainland Spain. The situation is completely different off the Balearic Islands, where true neritic turtles do not exist [71,72], and no major differences have been observed in the isotope ratios of turtles captured over the continental shelf and off-shore [39].

The overall evidence presented here suggests the existence of a guild of gelatinous plankton consumers including two specialists (ocean sunfish and loggerhead sea turtles in the oceanic stage) and several opportunists (bluefin tuna, little tunny, spearfish and swordfish). However, some further calculations are needed to demonstrate that massive consumption of gelatinous zooplankton

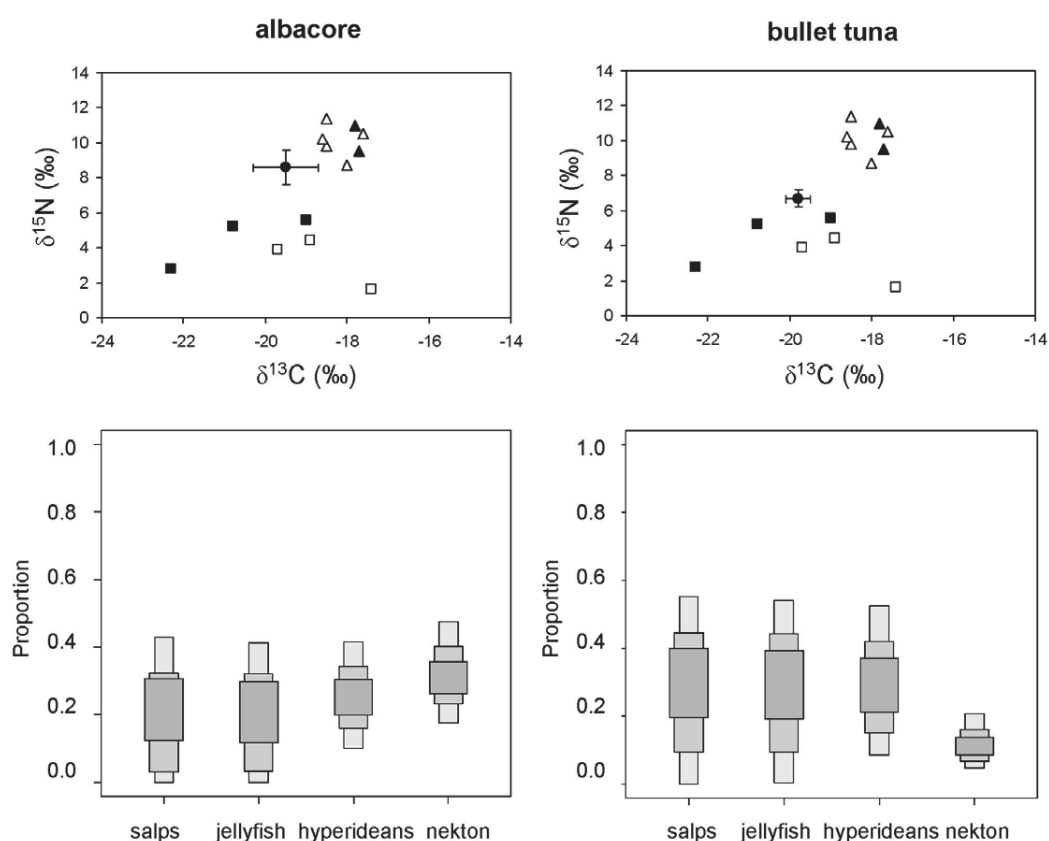


Figure 8. Stable isotope ratios of albacore and bullet tuna from the northwestern Mediterranean and feasible contribution of potential prey to their diet according to SIAR. Solid circles represent the average stable isotope ratios of each consumer after correcting for diet-tissue isotopic discrimination and error bars show standard deviation. Other symbols show the average stable isotope ratios of their potential prey: pelagic crustaceans (solid squares), gelatinous plankton (empty squares), squid (solid triangles) and small pelagic and mesopelagic fish (empty triangles). Nekton: anchovy, lanternfish, horse mackerel and shortfin squid. Results are shown as 95, 75 and 25% credibility intervals for each prey. doi:10.1371/journal.pone.0031329.g008

by these species is energetically possible, considering the low energy density of gelatinous plankton (Table 3), the large body mass of most of the gelatinous consumers and their food consumption rates [73–76].

The daily ration of captive bluefin tuna fed with fishes and squids ranges from 4.3% to 1.5% body mass, depending on tuna size [76]. Assuming that the energy density of a mixed diet including fishes and squids is 6.8 kJ g^{-1} (Table 3), the individual daily energy intake of a small bluefin tuna (15 kg) is 4,386 kJ and that of a large bluefin tuna (100 kg) is 20,400 kJ. According to SIAR, gelatinous zooplankton may represent as much as 80% of the diet of small bluefin tuna and 60% of that of large bluefin tuna. To meet these proportions, a small bluefin tuna (15 kg) should eat daily 0.13 kg of fishes and squids and 8.5 kg of gelatinous zooplankton with an energy content of 3,509 kJ, equivalent to 270 pink jellyfish (Table 3). Likewise, a large bluefin tuna (100 kg) should eat daily 0.60 kg of fishes and squids and 14.2 kg of gelatinous zooplankton with an energy content of 6,120 kJ, equivalent to 474 pink jellyfish (Table 3). However, SIAR results have wide credibility intervals, so is possible that the consumption of gelatinous zooplankton by bluefin tuna is lower. For instance, if gelatinous zooplankton represents 60% and 30% of the diet of small and large bluefin tuna respectively, they should eat daily 6.3 kg and 7.1 kg of gelatinous zooplankton respectively.

These quantities may seem large, but the biomass of gelatinous zooplankton in the epipelagic region of the Mediterranean Sea ranges

usually $1\text{--}10 \text{ kg } 100 \text{ m}^{-3}$, with the biomass of the pink jellyfish reaching sometimes values as high as $24 \text{ kg } 100 \text{ m}^{-3}$ [10]. This means that a bluefin tuna picking effortless jellyfish as it encounter them can satisfy its daily energy requirements after swimming just a few hundred meters across a swarm of gelatinous plankton. However, this tuna will probably not be able to swallow the required biomass of jellyplankton in a single meal, so more or less continuous consumption of gelatinous plankton through light hours is a more likely scenario.

The results here reported demonstrate the plausibility that top predators control the abundance of gelatinous zooplankton, but do not prove it. Further research is needed to confirm that bluefin tuna, little tunny, spearfish and swordfish consume large amounts of gelatinous plankton across the Mediterranean. Stable isotope ratios from different regions and years with contrasting abundance of gelatinous zooplankton will be extremely useful as confirmatory evidence. The use of other intrinsic tracers, like fatty acids, can also be useful to precise the proportion of gelatinous in the diet of these species and perhaps would help to better resolve the consumption of gelatinous zooplankton by species like mackerel, bullet tuna or dolphinfish. Behavioral observations of tuna as they swim across jellyfish swarms will also be extremely helpful to understand how gelatinous plankton is handled and consumed. And last, but not least, detailed data on the demography of gelatinous zooplankton are urgently needed to allow modeling how the depletion of top predators might have been caused, together with climate forcing, recent jellyfish outbreaks.

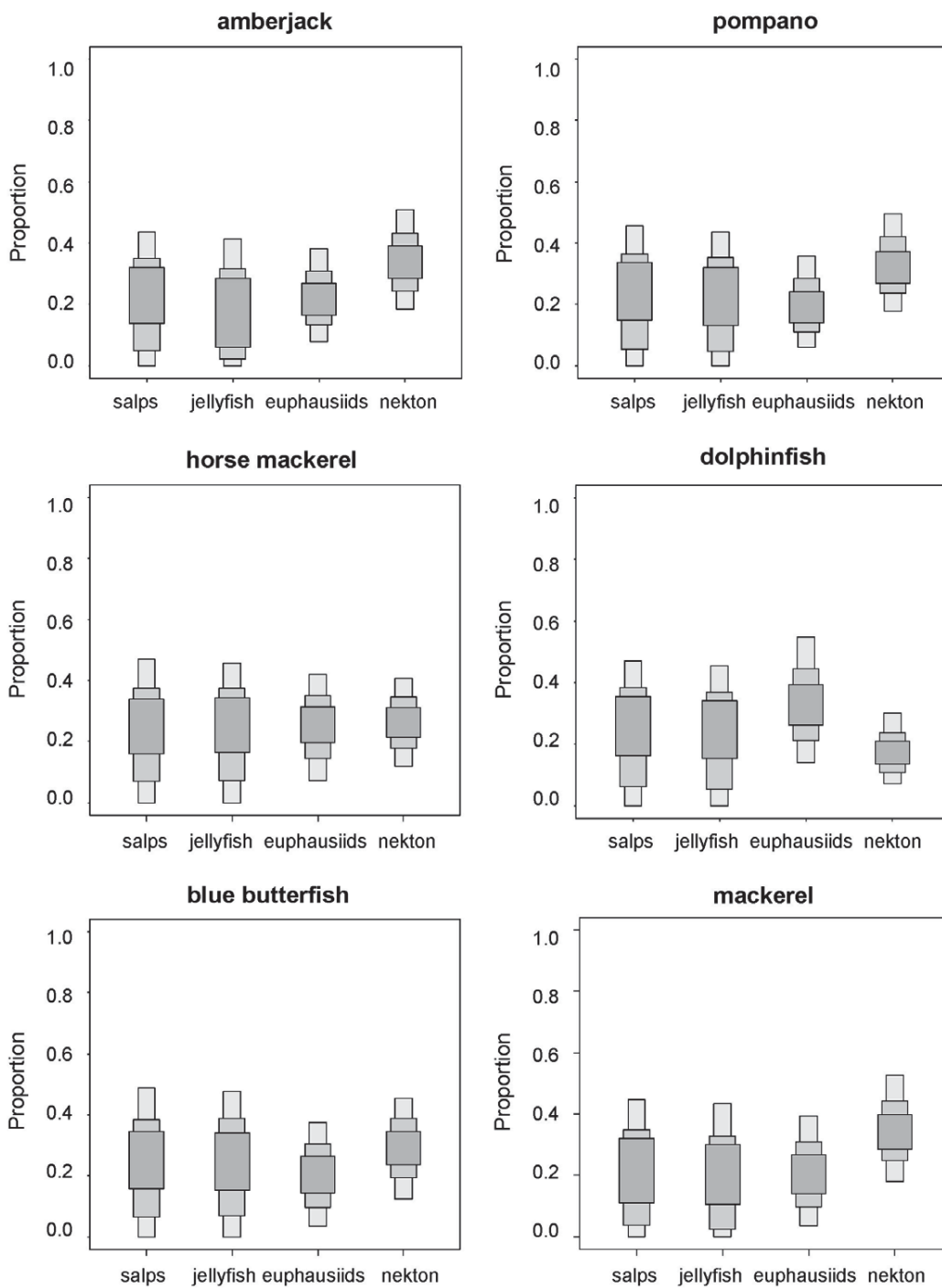


Figure 9. Feasible contribution of potential prey to the diet of amberjack, pompano, horse mackerel, dolphinfish, blue butterfish and mackerel according to SIAR. Nekton: anchovy, lanternfish, horse mackerel and longfin squid. Results are shown as 95, 75 and 25% credibility intervals for each prey.

doi:10.1371/journal.pone.0031329.g009

Table 3. Proximate chemical composition and energy density of four potential preys.

	Pink jellyfish	Salp	Mackerel	Longfin squid
Sample size	5	5	5	5
Wet weight (g)	42±9	19±14	248±31	152±23
Water (%)	96.3±0.1	95.8±0.5	72.4±0.5	81.3±0.4
Ash (%)	3.4±0.1	3.6±0.5	2.8±0.3	2.2±0.2
Protein (%)	0.2±0.1	0.2±0.1	12.3±0.4	13.2±0.3
Fat (%)	0.9±0.1	1.0±0.2	13.2±0.2	3.3±0.2
Energy (kJ g⁻¹)	0.41±0.1	0.43±0.1	8.4±0.5	5.2±0.8

Results are reported as mean ± standard deviation on a wet mass basis.
doi:10.1371/journal.pone.0031329.t003

Acknowledgments

Authors are grateful to Joaquim Puigvert and Oscar Jerez, skippers of the fishing vessels *Ancapema* and *Joana* for their assistance in sample collection,

References

- Valiela I (1991) Ecology of water columns. In: Barnes BSK, Mann KH, eds. Fundamentals of aquatic ecology, Black Scien Public, Oxford. pp 29–56.
- Pauly D, Graham WM, Libralato S, Morissette L, Palomares MLD (2009) Jellyfish in ecosystems, online databases, and ecosystem models. *Hydrobiologia* 616: 67–85.
- Purcell JE (2009) Extension of methods for jellyfish and ctenophore trophic ecology to large-scale research. *Hydrobiologia* 616: 23–50.
- Richardson AJ, Bakun A, Hays GC, Gibbons MJ (2009) The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *TREE* 24: 312–322.
- Purcell JE, Shin-ichi U, Wen-Tsung L (2007) Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. *Mar Ecol Prog Ser* 350: 153–174.
- Avian M, Rottini-Sandrini L (1988) Fishery and swarming of *Pelagia noctiluca* in the central and northern Adriatic Sea: middle term analysis. *Rapp Comm Int Mer Medit* 31: 231.
- Harbison GR (1993) The potential of fishes for the control of gelatinous zooplankton. International Council for the Exploration of the Sea, CM 199, ICES. 10 p.
- Brodreud RD, Mills CE, Overland JE, Walters GE, Schumacher JD (1999) Evidence for a substantial increase in gelatinous zooplankton in the Bering Sea, with possible links to climate change. *Fish Ocean* 8: 296–306.
- Daskalov GM (2002) Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 225: 53–63.
- Lilley MKS, Beggs SE, Doyle TK, Hobson VJ, Stromberg KHP, et al. (2011) Global patterns of epipelagic gelatinous zooplankton biomass. *Mar Biol* 158: 2429–2436.
- Purcell JE, Arai MN (2001) Interactions of pelagic cnidarians and ctenophores with fish: a review. *Hydrobiologia* 451: 27–44.
- Fulton B, Morato T, Pitcher TJ (2007) Modeling seamount ecosystems and their fisheries. In: Pitcher TJ, Morato T, Hart PJB, Clark MR, Haggan N, Santos RS, eds. Seamount: ecology, fisheries & conservation, Black publi, Oxford. pp 296–332.
- Bigelow HB, Schroeder WC (1953) Fishes of the Gulf of Maine. *Fish Bull* 53: 1–577.
- Mianzan HW, Mari N, Prenski B, Sanchez F (1996) Fish predation on neritic ctenophores from the Argentine continental shelf: a neglected food resource? *Fish Res* 27: 69–79.
- Bjorndal KA (1997) Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz PL, Musick JA, eds. The biology of sea turtles, CRC Press, Boca Raton. pp 199–232.
- Goy J, Morand P, Etienne M (1989) Long-term fluctuations of *Pelagia noctiluca* (Cnidaria, Scyphomedusa) in the western Mediterranean Sea. Prediction by climatic variables. *Deep-Sea Res* 36: 269–279.
- Malej A (1989) Behaviour and trophic ecology of the jellyfish *Pelagia noctiluca* (Forsk., 1775). *J Exp Mar Biol Ecol* 126: 259–270.
- Legovic T (1991) Causes, consequences and possible control of massive occurrence of jellyfish *Pelagia noctiluca* in the Adriatic Sea. In UNEP. Jellyfish blooms in the Mediterranean. Proc II Workshop on Jellyfish in the Mediterranean Sea, MAP Tech Rep Ser 47: 128–132.
- Gili JM, Pagès F (2005) Jellyfish blooms. *Boll Soc Hist Nat Balears* 48: 9–22.
- Ménard F, Dallot S, Thomas G, Braconnot JC (1994) Temporal fluctuations of two Mediterranean salp populations from 1967 to 1990. Analysis of the influence of environmental variables using a Markov chain model. *Mar Ecol Prog Ser* 104: 139–152.
- Molinero JC, Ibanez F, Nival P, Buecher E, Souissi S (2005) North Atlantic climate and northwestern Mediterranean plankton variability. *Lim Ocean* 50: 1213–1220.
- Parsons TR (1995) The impact of industrial fisheries on the trophic structure of marine ecosystems. In: Polis GA, Winemiller KO, eds. Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics, Chapman & Hall, New York. pp 352–357.
- Mostarda E, Campo D, Castriota L, Esposito V, Scarabello MP, et al. (2007) Feeding habits of the bullet tuna *Auxis rochei* in the southern Tyrrhenian Sea. *J Mar Biol Ass UK* 87: 1007–1012.
- Tomás J, Aznar FJ, Raga JA (2001) Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. *J Zool Lond* 255: 525–532.
- Castriota L, Cardona L, Aguilar A, Fernández G (2007a) The diet of pelagic loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of the Balearic archipelago (western Mediterranean): relevance of long-line baits. *J Mar Biol Ass UK* 87: 805–813.
- Massuti E, Deudero S, Sánchez P, Morales-Nin B (1998) Diet and feeding of dolphin (*Coryphaena hippurus*) in western Mediterranean waters. *Bull Mar Sci* 63: 329–341.
- Campo D, Mostarda E, Castriota L, Scarabello MP, Andaloro F (2006) Feeding habits of the Atlantic bonito, *Sarda sarda* (Bloch, 1793) in the southern Tyrrhenian sea. *Fish Res* 81: 169–175.
- Castriota L, Finoia MG, Campagnuolo S, Romeo T, Potoschi A, et al. (2008) Diet of *Tetrapturus belone* (Istiophoridae) in the central Mediterranean Sea. *J Mar Biol Ass UK* 88: 183–187.
- Consoli P, Romeo T, Battaglia P, Castriota L, Esposito V, et al. (2008) Feeding habits of the albacore tuna *Thunnus alalunga* (Perciformes, Scombridae) from central Mediterranean Sea. *Mar Biol* 155: 113–120.
- Sinopoli M, Pipitone C, Campagnuolo S, Campo D, Castriota L, et al. (2004) Diet of young-of-the-year bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758), in the southern Tyrrhenian (Mediterranean) Sea. *J Appl Ichthyol* 20: 310–313.
- Romeo T, Consoli P, Castriota L, Andaloro F (2009) An evaluation of resource partitioning between two billfish, *Tetrapturus belone* and *Xiphius gladius*, in the central Mediterranean Sea. *J Mar Biol Ass UK* 89(4): 849–857.
- Lloris D, Meseguer S (2000) Recursos marinos del Mediterrani. DARP, Barcelona. 240 p.
- Álvarez de Quevedo I, Cardona L, De Haro A, Pubill E, Aguilar A (2010) Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines. *ICES J Mar Sci* 67: 677–685.
- Fromentin JM, Powers JE (2005) Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries* 2005: 281–306.
- Neilson JD, Paul SD, Smith SC (2006) Stock structure of swordfish (*Xiphius gladius*) in the Atlantic: a review of the non-genetic evidence. *Col Vol Sci Pap ICCAT* 61: 25–60.
- Witherington B, Kubilis P, Prost B, Meylan A (2009) Decreasing annual nest counts in a globally important loggerhead sea turtle population. *Eco Appl* 19: 30–54.
- Dauby P (1989) The stable carbon isotope ratios in benthic food webs of the gulf of Calvi, Corsica. *Cont Shelf Res* 9: 181–195.
- Polunin NVC, Morales-Nin B, Pawsey WE, Cartes JE, Pinnegar JK, et al. (2001) Feeding relationships in Mediterranean bathyal assemblages elucidated by stable nitrogen and carbon isotope data. *Mar Ecol Prog Ser* 220: 13–23.

39. Revelles M, Cardona L, Aguilar A, Borrell A, Fernández G, et al. (2007c) Stable C and N isotope concentration in several tissues of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* from the western Mediterranean and dietary implications. *Scie Mar* 71: 87–93.
40. Eder EB, Lewis MN (2005) Proximate composition and energetic value of demersal and pelagic prey species from the SW Atlantic Ocean. *Mar Ecol Prog Ser* 291: 43–52.
41. Haedrich RL (1986) Stromateidae. In: Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J, Tortonese E, eds. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*, UNESCO, Paris, vol 3. pp 1192–1193.
42. Gnaiger E, Bitterlich G (1984) Proximate biochemical composition and caloric content calculated from elemental CHN analysis: a stoichiometric concept. *Oecologia* 62: 289–298.
43. Clarke A, Holmes IJ, Gore DJ (1992) Proximate and elemental composition of gelatinous zooplankton from the Southern-Ocean. *J Exp Mar Biol Ecol* 155: 55–68.
44. Bligh EG, Dyer WJ (1959) A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can J Biochem Physiol* 37: 911–917.
45. Dubischar C, Pakhomov E, von Harbou L, Hunt B, Bathmann U (2012) Salps in the Lazarev Sea, Southern Ocean: II. Biochemical composition and potential prey value. *Mar Biol* 159: 15–24.
46. Parnell A, Inger R, Bearhop S, Jackson AL (2010) Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PLoS ONE* 5(3): e9672.
47. Inger R, Bearhop S (2008) Applications of stable isotope analyses to avian ecology. *Ibis* 150: 447–461.
48. Moore JW, Semmens BX (2008) Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecol Lett* 11: 470–480.
49. Reich KJ, Bjorndal KA, Martínez del Río C (2008) Effects of growth and tissue type on the kinetics of ^{13}C and ^{15}N incorporation in a rapidly growing ectotherm. *Oecologia* 155: 651–663.
50. Caut S, Angulo E, Courchamp F (2009) Variation in discrimination factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. *J Appl Ecol* 46: 443–453.
51. Graham BS, Koch PL, Newsome SD, McMahon KW, Aurioles D (2010) Using isoscapes to trace the movements and foraging behavior of top predators in oceanic ecosystems. In: West JB, et al., editor. *Isoscapes: Understanding movement, pattern, and process on Earth through isotope mapping* Springer. pp 299–318.
52. Sabatés A, Recasens L (2001) Seasonal distribution and spawning of small tunas (*Auxis rochei* and *Sarda sarda*) in the northwestern Mediterranean. *Scie Mar* 65: 95–100.
53. Estrada JA, Lutcavage M, Thorrold SR (2005) Diet and trophic position of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) inferred from stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Mar Biol* 147: 37–45.
54. Sarà G, Sarà R (2007) Feeding habits and trophic levels of bluefin tuna *Thunnus thynnus* of different size classes in the Mediterranean Sea. *J Appl Ichthyol* 23(2): 122–127.
55. Laran S, Joiris C, Gannier A, Kenney RD (2010) Seasonal estimates of densities and predation rates of cetaceans in the Ligurian Sea, northwestern Mediterranean Sea: an initial examination. *J Cetacean Res Manag* 11: 31–40.
56. Kyrtatos NA (1982) Investigation on fishing and biology of the most important fishes of the region around the Aegean Sea. Island of Tinos. *Thalassographica* 5(specl. publ.): 88.
57. Bennett BA (1989) The diets of fish in three south-western Cape estuarine systems. *S Afr J Zool* 24: 163–177.
58. Blanco C, Aznar J, Raga JA (1995) Cephalopods in the diet of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, from the western Mediterranean during an epizootic in 1990. *J Zool* 237: 151–158.
59. Meotti C, Podestà M (1997) Stomach contents of striped dolphins, *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833) from the western Ligurian Sea (Cetacea, delphinidae). *Atti soc it Sci Nat Museo civ Stor Nat Milano* 137: 5–15.
60. Buckel JA, Fogarty MJ, Conover DO (1999) Foraging habits of bluefish, *Pomatomus saltatrix*, on the U.S. east coast continental shelf. *Fish Bull* 97: 758–775.
61. Henderson AC, Flannery K, Dunne JA (2001) Observations on the biology and ecology of the blue shark in the north-east Atlantic. *J Fish Biol* 58: 1347–1358.
62. Öztürk B, Salman A, Öztürk AA, Tonay A (2007) Cephalopod remains in the diet of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) and Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the eastern Mediterranean Sea. *Vie Milieu* 57: 57–63.
63. Morovic D (1961) Contribution to the knowledge of the nutrition of blue-fin tuna (*Thunnus thynnus* L.) in the Adriatic from fishes caught with ring nets. *Proceedings and Technical Papers of the General Fisheries Council for the Mediterranean* 6: 155–157.
64. Sanz Brau A (1990) Sur la nourriture des jeunes thons rouges *Thunnus thynnus* (L. 1758) des côtes du Golfe de Valence. *Rapp Comm Int Expl Sci Mer Médit* 32: 274.
65. Chalabi A, Ifrene F (1992) Le régime alimentaire hivernal de l'espadon (*Xiphias gladius*). La pêche près des côtes est de l'Algérie. *SCRS/92/91 ICCAT* 40: 162.
66. Orsi Relini L, Garibaldi F, Cima C, Palandri G (1995) Feeding of the swordfish, the bluefin and other pelagic nekton in the western Ligurian Sea. *SCRS/92/91 ICCAT* 44: 283–286.
67. Falautano M, Castriota L, Finoia MG, Andaloro F (2007) Feeding ecology of little tunny, *Euthynnus alletteratus*, in the central Mediterranean Sea. *J Mar Biol Ass UK* 87: 999–1005.
68. Ben Salem M (1988) Régime alimentaire de *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758) et de *T. mediterraneus* (Steindachner, 1868) de la province Atlantico-Méditerranéenne. *Cybiurn* 12: 247–253.
69. Matallanas J, Casadevall M, Carrassón M, Boix J, Fernández V (1995) The food of *Seriola dumerili* (Pisces: *Carangidae*) in the Catalan Sea (western Mediterranean). *J Mar Biol Assoc UK* 75: 257–260.
70. Cardona L, Revelles M, Parga ML, Tomás J, Aguilar A, et al. (2009) Habitat use by loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the coast of eastern Spain results in a high vulnerability to neritic fishing gear. *Mar Biol* 156: 2621–2630.
71. Cardona L, Revelles M, Carreras C, San Félix M, Gazo M, et al. (2005) Western Mediterranean immature loggerhead turtles: Habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Mar Biol* 147: 583–591.
72. Revelles M, Cardona L, Aguilar A, San Félix M, Fernández G (2007b) Habitat use by immature loggerhead sea turtles in the Algerian Basin (western Mediterranean): swimming behavior, seasonality and dispersal pattern. *Mar Biol* 151: 1501–1515.
73. Doyle TK, Houghton JDR, McDevitt R, Davenport J, Hays GC (2007) The energy density of jellyfish: Estimates from bomb-calorimetry and proximate-composition. *J Exp Mar Biol Ecol* 343: 239–252.
74. Stillwell CE, Jøhler NE (1985) Food and feeding ecology of the swordfish *Xiphias gladius* in the western North Atlantic Ocean with estimates of daily ration. *Mar Eco Pro Ser, Oldendorf* 22(3): 239–247.
75. Hochscheid S, Bentivegna F, Speakman JR (2004) Long-term cold acclimation leads to high Q_{10} effects on oxygen consumption of loggerhead sea turtles *Caretta caretta*. *Physiol Biochem Zool* 77: 209–222.
76. Aguado-Gimenez F, Garcia-Garcia B (2005) Growth, food intake and feed conversion rates in captive Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* Linnaeus, 1758) under fattening conditions. *Aqua Res* 36: 610–614.

DISCUSSIÓ GLOBAL



Els resultats descrits en aquesta tesi, mostren una elevada interacció entre les tortugues marines de l'espècie *Caretta caretta* o tortuga babaua i la flota de pesca professional de Catalunya. El palangre de superfície i l'arrossegament són els arts més implicats en les captures accidentals de tortugues babaues, i el Delta de l'Ebre s'ha identificat com un punt crític per a la conservació per l'espècie en el litoral català. En concret, el palangre de superfície captura tortugues presents en zones pelàgiques i l'arrossegament tortugues de la plataforma continental, en ambdós casos tortugues babaues d'origen atlàntic i mediterrani, tot i que en proporció diferent segons l'àrea. A més, al Delta de l'Ebre, on trobem la plataforma continental més extensa de tot el litoral mediterrani espanyol, és on les captures per unitat d'esforç de la flota d'arrossegament són més elevades.

A partir d'aquí, s'ha mirat de veure com reduir aquest impacte. En el cas de la captura en aigües oceàniques per palangrers de superfície, s'ha mirat d'avaluar la mortalitat dels animals alliberats vius, que en són la gran majoria. En el cas de la captura per barques de bou al Delta de l'Ebre, s'ha estudiat la distribució de les tortugues babaues en l'espai i el temps per mirar d'identificar estratègies que minimitzin la captura.

Finalment, s'ha comprovat que la tortuga babaua no és l'únic consumidor de meduses a la Mediterrània ans al contrari, existeix un conjunt variat de depredadors oportunistes de meduses, tots ells espècies d'interès comercial, com la tonyina o el peix espasa. Per tant, també es proposen consells necessaris per a gestionar de forma efectiva les preocupants proliferacions de meduses a la Mediterrània occidental.

Captures del total de la flota catalana

La realització d'enquestes a pescadors al llarg del litoral català va ser un projecte pioner al nord de la Mediterrània occidental, ja que fins al moment no es tenien dades acurades del que estava passant a la zona pel que fa a la interacció entre la flota professional de pesca i les tortugues marines. Així, els resultats obtinguts en les enquestes realitzades a Catalunya (*Capítol 1*) van ser la base a partir de la qual s'ha pogut desenvolupar la present tesi.

A més, també van ser la referència i el punt de partida d'un estudi que es va dur a terme posteriorment a València per avaluar l'impacte que està generant l'arrossegament a les costes valencianes (Domènech et al. 2015). Aquest treball no està inclòs en aquesta tesi però sí que se'n comenten els resultats al *capítol 3*, i ha permès unificar la informació de tot el litoral mediterrani espanyol, pel que fa a l'arrossegament, donant més pes a la recerca realitzada al llarg d'aquesta tesi i més valor als resultats que se'n desprenen.

Per realitzar les enquestes als pescadors, es va tenir en compte que, tot i que es tracta del mètode més pràctic i fiable per aconseguir informació sobre captures accidentals (Godley et al. 2008), les dades obtingudes poden ser escasses si no es fa un estudi acurat amb una cobertura mínima de la flota, o esbiaixades si els pescadors no responen amb veracitat (Lien et al. 1994). Per aquest motiu, i seguint el model utilitzat en un estudi similar de Carreras et al. (2004), es va plantejar un projecte combinant les enquestes amb observadors embarcats en vaixells de diferents arts de pesca, per tal de verificar els resultats. Així, amb la combinació de les dues metodologies, es van poder confirmar com a verídiques les respostes dels pescadors, obtenint per tant uns resultats altament fiables.

D'aquesta manera, es va poder determinar per primer cop, que el palangre de superfície i l'arrossegament són els arts de pesca més implicats en les captures accidentals de tortugues babaues a Catalunya, capturant el 26% i 52% de les captures totals, respectivament ($n=481$, 95% IC: 472-291). Pel que fa al palangre de superfície, era esperable detectar aquest art com a un dels més incidents en la captura accidental de tortugues, ja que s'havia descrit anteriorment com a l'art de més impacte a la Mediterrània occidental (Camiñas 1988, Camiñas i Valeiras 2001, Carreras et al. 2004, Báez et al., 2006). En canvi, l'arrossegament, només s'havia descrit com a factor d'impacte sobre les tortugues babaues en altres zones del Mediterrani al mar Adriàtic i al golf de Gabés (Casale et al. 2004, 2007, Jribi et al. 2007). Al Mediterrani occidental l'impacte d'aquest art havia passat desapercbut, degut a que genera unes CPUE molt més baixes que el palangre (tot i que el supera en nombre d'embarcacions) i si no s'estudia directament és difícil de detectar.

Precisament, en estudis anteriors, a les Illes Balears i al sud d'Espanya, s'havia descrit just el contrari, observant-se unes estimes de captures per arrossegament molt baixes (Carreras et al. 2004, Báez et al. 2006). Per això, a Catalunya, fins llavors només s'havia tingut en compte el palangre de superfície en les estratègies de gestió de les poblacions de tortugues babaues. En estudis posteriors i paral·lels a aquesta tesi, s'ha confirmat també que, en d'altres zones on no s'havia plantejat l'arrossegament com a problema, aquest art és una font d'impacte important per a les poblacions de tortugues babaues (Casale 2011, Nada i Casale 2011, Domènech et al. 2015). De manera que s'ha reconegut l'arrossegament com a un dels arts considerats de més incidència en molts dels països de la Mediterrània, tot i que en d'altres àrees ho segueix essent el palangre de superfície o d'altres arts menors com el tresmall (Casale 2011).

El que s'observa a la costa catalana és que les captures accidentals de tortugues babaues descrites (*Capítol 1*) són inferiors en nombre i en CPUE en les zones on la plataforma continental és més reduïda (província de Girona i Barcelona). En aquestes àrees, les embarcacions d'arrossegament operen bàsicament a la zona del talús, en profunditats molt

elevades (Bas et al. 2003, Massutí i Reñones 2005) però no massa lluny de la costa (amb espècies objectiu de gran interès com la gamba o l'escamarlà). En canvi, a la zona on la plataforma continental s'eixampla (Delta de l'Ebre), que és on s'han detectat més captures, la flota d'arrossegament opera bàsicament en zona de plataforma continental (entre els 25 i 100 m majoritàriament), ja que el cost que els implicaria desplaçar-se fins a zones més profundes seria massa elevat.

D'aquesta manera, es fa evident que la diferència entre les zones de més captures de tortugues per arrossegament i les que en presenten menys, ve donada pel comportament de la flota i no tant de les tortugues. La interacció amb les tortugues babaues quan l'arrossegament opera sobre plataforma continental és doncs més probable, perquè aquests animals es mantenen majoritàriament a profunditats inferiors als 200 m (Lutcavage i Lutz 1997, Houghton et al. 2002) i bàsicament a menys de 100 m (Houghton et al. 2002, Polovina et al. 2003, Hochscheid et al. 2005, Cardona et al. 2009). Així doncs, al Delta de l'Ebre, la probabilitat d'interacció és superior degut al gran solapament que hi ha entre l'arrossegament i la presència de tortugues, i això es tradueix en un nombre molt més elevat de captura d'aquests animals.

Per tant, es fa palès, que les tortugues babaues són molt més vulnerables a la pesca d'arrossegament en zones on la plataforma continental és més extensa, com a l'Adriàtic (Casale et al. 2004, 2011) i al Delta de l'Ebre (*Capítol 1*), que no pas en zones amb una plataforma reduïda, com a les Illes Balears (Carreras et al. 2004) o el sud de la península ibèrica (Báez et al. 2006, Casale 2011). Així, es va veure que el Delta de l'Ebre, pel fet de tenir una extensió tan important de plataforma continental (la més gran de tot el litoral espanyol, juntament amb la província de Castelló), és una zona d'especial vulnerabilitat per a les tortugues marines i, per tant, s'ha de considerar com a *hotspot* per aquesta espècie. I així s'ha confirmat en els estudis posteriors realitzats sobre les captures de tortugues per arrossegament a la zona (Domènech et al. 2015, *capítol 3*), on es mostra que les CPUE més elevades de tot el litoral mediterrani espanyol es concentren en la zona de més plataforma continental, entre el Delta de l'Ebre i la província de Castelló.

De tota manera, no n'hi ha prou amb identificar la contribució de cada art de pesca en el conjunt de les captures accidentals i les zones de més incidència. Aquest és tan sols el primer pas per entendre l'abast del problema. Per determinar l'impacte causat a la població, i avaluar-ne les possibles conseqüències, és necessari conèixer la mortalitat generada per cada art per separat. En aquest sentit, les enquestes i els observadors van coincidir en determinar que, en el cas del palangre de superfície, la majoria de les tortugues es capturen vives i s'alliberen amb l'ham clavat però en aparent bon estat de salut. Coincidint també amb el 2% de mortalitat directa detectat posteriorment al sud de la península ibèrica (Báez et al. 2013) Tot i que hi mancava considerar el percentatge de mortalitat posterior a l'alliberament, que era probable que

fos elevat, ja que en d'altres estudis s'havia suggerit que la meitat de les tortugues alliberades amb l'ham acabarien morint (Aguilar et al. 1995, NMFS-SEFSC 2001).

En el cas de l'arrossegament, en canvi, les enquestes van mostrar que aquest art de pesca genera una mortalitat directa important de tortugues babaues (al voltant d'un 15%) i que, a més, la majoria de tortugues es capturen vives però en un estat moribund. Aquests resultats coincidien força amb les dades que havia descrit anteriorment Casale et al. (2004) a l'Adriàtic, amb un 9,4% de mortalitat directa i un 43,8% de mortalitat post-alliberament, i feien pensar doncs, que la mortalitat posterior generada per l'arrossegament a Catalunya també havia de ser elevat i, per tant, s'havia de considerar.

El fet que les tortugues capturades en arrossegament es pugin a bord en estat moribund, segurament és degut a que les tortugues poden realitzar immersions de fins a un màxim aproximat de dues hores i la durada dels vols en arrossegament sol igualar o superar aquest temps (generalment unes 2-3 hores, Sánchez et al. 2007), i fins a un màxim de 4 en determinats casos). D'aquesta manera, l'estat de l'animal un cop a bord variarà en funció del moment en què es capturi la tortuga i del temps en què aquesta romangui sota l'aigua un cop atrapada dins la xarxa. Això suggereix que si l'animal no ha tingut temps de recuperar-se abans de ser alliberat de nou al mar, molt probablement acabi morint poc temps després.

Cal destacar a més, el recent descobriment (García-Párraga et al. 2014) d'una malaltia (comentada en el capítol 3 d'aquesta tesi) que afecta a les tortugues babaues que han estat molt temps sota l'aigua i n'han sortit de forma sobtada, l'anomenat síndrome de descompressió (DCS: *Decompression Sickness*), que pot arribar a provocar la mort. Aquest podria ser el cas, doncs, de les tortugues capturades per arrossegament i, sobretot, les que han estat dins la xarxa molt temps fins a ser pujades a la coberta del vaixell.

Per aquest motiu, és probable, que amb els qüestionaris a pescadors s'hagi subestimat part de la mortalitat generada per l'arrossegament, i que la mortalitat posterior a l'alliberament d'una tortuga capturada viva sigui elevada. Segurament aquest síndrome ha passat desapercebut per la majoria de pescadors, que en desconeixien l'existència i la simptomatologia en l'animal, com per arribar a detectar-la. De fet, la malaltia (o els símptomes que podrien fer pensar que l'animal no està bé) no es manifesta fins a moltes hores després i, ans al contrari, un animal pujat a bord amb aquest síndrome sol estar hiperactiu (García-Párraga et al. 2014), de manera que segurament serà considerat com a un animal sa (i sense un tractament hiperbàric segurament acabarà morint, García-Párraga et al. 2014).

Per altra banda, les enquestes també van mostrar un augment de captures per arrossegament en zona de plataforma durant els mesos d'hivern, quan la temperatura de l'aigua arriba al mínim anual, suggerint així una mortalitat de les tortugues superior en els mesos freds. Aquest fet es

deu, segurament, a què en aquesta època les tortugues romanen al fons en un estat latent (Hochscheid et al. 2007), per minimitzar al màxim la seva energia. D'aquesta manera, quan es veuen arrossegades per la xarxa tenen menys capacitat de reacció per escapar-se i de resistència sota l'aigua, ja que estan més febles, esdevenint molt més vulnerables a les xarxes d'arrossegament (Casale et al. 2004, Braun-McNeill et al. 2008). Això fa pensar també, que aquestes tortugues poden estar molt més afectades pel síndrome de descompressió descrit, ja que en el seu estat latent, la pujada a la superfície pot ser molt més brusca per l'animal i l'impacte, per tant, molt més greu.

S'ha de tenir en compte, però, que l'augment de les captures de tortugues babaues causades per arrossegament durant els mesos d'hivern podria ser el reflex simplement d'una major abundància d'aquests animals. Gómez de Segura et al. (2003, 2006), però, en els seus estudis realitzats a partir de vols en avioneta al llarg de tot litoral valencià, van veure que no existeix cap tipus d'estacionalitat, tot i que posteriorment, Cardona et al. (2009) van observar mitjançant telemetria per satèl·lit el desplaçament d'alguns animals cap al sud durant els mesos d'hivern. Per tant, l'augment de captura de tortugues babaues per arrossegament a l'hivern no vindria donat per un augment en el nombre d'exemplars, sinó per una major vulnerabilitat de les tortugues (*capítol 3*).

Aquest fet també s'ha constatat a la zona litoral de la província de Castelló, adjacent al Delta de l'Ebre i que n'és la continuació natural de l'extensa plataforma continental. En aquesta zona, les captures accidentals de tortugues babaues causades per arrossegament esdevenen màximes durant els mesos més freds, a finals d'hivern i inicis de primavera (Domènech et al. 2015).

Per la seva banda, el palangre de superfície, segons les enquestes realitzades als pescadors, captura moltes més tortugues babaues durant els mesos d'estiu i preferentment a la Conca Algeriana (sud de les Illes Balears), precisament el calador més important per a la flota espanyola de palangre de superfície (Camiñas i De la Serna 1995). Però aquest fet tampoc té a veure amb un augment de l'abundància d'aquests animals a l'estiu en zones oceàniques, com indica la telemetria per satèl·lit (Cardona et al. 2005, Revelles et al. 2007). En realitat, en deriva novament de factors operacionals relacionats amb decisions dels pescadors, Entre els mesos de maig i agost és quan fan servir un palangre orientat a la captura de la bacora (*Thunnus alalunga*) i un altre dirigit a la tonyina vermella (*Thunnus thynnus*), ambdós susceptibles de capturar moltes més tortugues babaues que cap altre sistema de palangre de superfície, en especial el primer (Báez et al. 2013). A partir de l'agost-setembre canvien d'ormeig per anar a pescar el peix espasa (*Xiphias gladius*) i llavors la captura de tortugues és mínima (*Capítol 1*, Báez et al. 2013). Per tant, el pic de captures a l'estiu està provocat per un major esforç pesquer i no per un augment en l'abundància de tortugues.

Pel que fa a l'origen de les tortugues babaues capturades accidentalment a la Mediterrània occidental, zona d'alimentació on conflueixen juvenils de diferents estocs, podem trobar tant individus d'origen atlàntic com mediterrani. Estudis recents demostren, que la distribució dels juvenils no és homogènia a la conca mediterrània (Clusa et al. 2014): hi ha una prevalença de juvenils d'origen atlàntic a la conca algeriana, i de juvenils d'origen mediterrani (concretament de les platges de Líbia) a la resta del Mediterrani occidental. No difereixen per tant en comportament, si no en la distribució que ve determinada per les corrents, de manera que segons la zona hi haurà una majoria d'individus d'un origen o altre, però sempre hi ha la possibilitat de trobar individus d'ambdós estocs.

D'aquesta manera, els arts de pesca nerítics i oceànics emprats a una mateixa regió no difereixen en l'origen de les tortugues capturades (Clusa et al. 2014). En canvi, sí que hi ha diferències en la composició poblacional de les captures accidentals entre zones hidrogràficament distintes (Clusa et al. 2014). Així, la presència habitual de tortugues d'origen atlàntic en la captura accidental dels arts de pesca nerítics demostra que la plataforma continental no és utilitzada únicament per tortugues d'origen mediterrani, com s'havia cregut tradicionalment (Clusa et al. 2014).

Per tant, en el cas de la flota catalana de palangre de superfície, i la flota espanyola en general, sí que està capturant majoritàriament tortugues d'origen atlàntic, pel fet d'operar bàsicament a la conca algeriana (Camiñas i De la Serna 1995), tot i que també pot capturar juvenils mediterranis. Pel que fa a l'arrossegament, l'origen de les tortugues capturades dependrà de la zona, amb un gradient de més mediterrànies i menys atlàntiques com més al nord del mar Mediterrani occidental. És a dir, a Catalunya que està més al nord, el percentatge de tortugues babaues d'origen atlàntic capturades en arrossegament serà inferior que no a València, però en canvi, el percentatge de mediterrànies serà superior.

Així doncs, s'ha vist que a Catalunya i tota la Mediterrània occidental la incidència de la pesca sobre les tortugues marines és important, degut majoritàriament a la interacció generada per l'arrossegament i el palangre de superfície, i que està afectant als estocs de tortugues babaues tant d'origen atlàntic com mediterrani.

D'aquesta manera, un cop definits els arts de pesca més implicats a Catalunya amb les captures accidentals de tortugues i la mortalitat directa associada, i les poblacions afectades, es disposava d'una primera aproximació al problema. Així, ja es feia obvi que les estratègies de gestió per reduir les captures de tortuga babaua a Catalunya han de tenir en compte necessàriament tots els arts de pesca, i s'han de plantejar per separat per cada art i zona.

Però calia anar més enllà i determinar el problema generat per cada art de forma concreta, ja que en cada art i cada zona les causes de mortalitat de les tortugues marines capturades és diferent i, per tant, també s'hauran de trobar solucions diferents i específiques per cada cas.

Interacció amb el palangre de superfície

En el cas del palangre de superfície, doncs, es feia necessari determinar la mortalitat posterior de les tortugues capturades vives i retornades al mar, ja que la mortalitat directa generada per aquest és mínima i, per tant, si es dóna un factor de mortalitat important estarà determinat per la mortalitat posterior. La importància, a més, de poder estimar aquesta mortalitat post-alliberament, prenia especial interès, ja que no hi havia cap estudi anterior a tot el món que l'hagués estudiat en les condicions en que realment alliberaven les tortugues els pescadors. Per altra banda, ja es coneixien quins factors podien reduir les captures accidentals (*Introducció, Capítol 2*) i el que calia era determinar fins quin punt aquesta captura resultava en la mort de les tortugues.

D'aquesta manera, i mitjançant l'ús de *pop-ups* col·locats en tortugues capturades accidentalment amb palangre de superfície i alliberades sense extreure l'ham, amb 40 cm de fil, es va poder realitzar una estima acurada de la mortalitat post-alliberament i, per tant, es va aconseguir calcular la mortalitat total generada (suma de la mortalitat directa i la posterior) per aquest art al mar Mediterrani occidental. En aquest sentit, s'ha de destacar que l'ús dels *pop-ups* en programes de seguiment presenta una sèrie de limitacions o incerteses que s'han de tenir en compte a l'hora d'estimar la mortalitat post-alliberament, tal i com es comenta al *Capítol 2*. Però en tots els casos, cadascuna d'elles es va poder verificar mitjançant una metodologia complementària (*Capítol 2*), de manera que els *Pop-ups* es confirmen com una eina eficaç en els estudis de la mortalitat post-alliberament generada pels arts de pesca, tot i que sempre s'ha de tenir en compte que els resultats poden ser una subestima de la mortalitat *real*. En tot cas, aquí es presenta una estima de mortalitat post-alliberament mínima, i que, a més, és superior a la declarada en estudis previs amb la mateixa metodologia però en els quals s'havia estret l'ham abans d'alliberar les tortugues (Swimmer et al. 2006, Sasso i Epperly 2007). Això posa de relleu que el fet d'alliberar les tortugues amb l'ham i un tros de fil es un factor molt important de mortalitat, fins ara ignorat.

Així, la mortalitat posterior de les tortugues babaues capturades accidentalment pel palangre de superfície, i alliberades amb l'ham i part del fil, es va estimar en més d'un 30% (0,308-0,365). En combinar aquests resultats amb les dades obtingudes prèviament de les enquestes, la mortalitat total agregada es va estimar en pràcticament un 40% (0,321-0,378). D'aquesta manera, assumint un total de 10.656 tortugues capturades anualment per la flota de palangre de superfície espanyola, en resulta un total de 3.420 – 4.028 tortugues mortes

anualment, durant la dècada de 2000. Aquest resultat representa aproximadament entre un 8,5% i un 10,1% del total de tortugues presents en els hàbitats pelàgics de la Mediterrània occidental, ja que es va estimar el nombre de tortugues babaues presents a la zona en 40.000 animals en base a estudis previs de seguiment via satèl·lit (Cardona et al. 2005, Revelles et al. 2007b, Eckert et al. 2008, Revelles et al. 2008) i de censos aeris (Cardona et al. 2005, Gómez de Segura et al. 2006).

Però tal i com s'ha indicat anteriorment, no només s'ha de conèixer el nombre de tortugues mortes, si no que s'ha de poder determinar l'impacte per a la població o per l'estoc on pertanyen. En aquest sentit, tal i com s'ha comentat al *Capítol 1*, les tortugues babaues capturades accidentalment per palangre de superfície al mar Mediterrani occidental, provenen majoritàriament del nord-oest de l'Atlàntic (Clusa et al. 2014), afectant, per tant, població de Florida. D'aquesta manera, s'ha de considerar el temps en què aquestes tortugues atlàntiques romandran al mar Mediterrani, és a dir, el temps en què estaran exposades a la mortalitat generada per la flota palangrera espanyola. Així, s'ha de tenir en compte, tal i com es comenta al *capítol 2*, que el mar Mediterrani exerceix de barrera per a les petites tortugues atlàntiques que entren arrossegades per les corrents (Revelles et al. 2007a, Piovano et al. 2011), amb uns 2 anys d'edat (Piovano et al. 2011), ja que passaran més de 10 anys fins que no tinguin la mida suficient per superar els corrents de l'estret de Gibraltar i poder retornar a l'Atlàntic (Revelles et al. 2007a, Piovano et al. 2011).

Així doncs, les tortugues babaues d'origen atlàntic que entren al mar Mediterrani romandran molts anys en fase pelàgica i, per tant, durant tot aquest temps estaran exposades a la possibilitat d'interacció amb la pesca, augmentant així la seva probabilitat de captura i de morir posteriorment. El Mediterrani pot ser considerat, en definitiva, com a un forat negre per a les poblacions de tortuga babaua que nidifiquen a l'Atlàntic, tot i que la rellevància demogràfica real de la mortalitat causada per la captura accidental de les tortugues babaues al Mediterrani segueix essent desconeguda.

Tot i així, s'ha de tenir en compte que les estimes de mortalitat presentades fan referència al període entre 2001-2004, i si les comparem amb les úniques dades anteriors disponibles, que s'havien presentat als anys 90', de 5.800 tortugues babaues mortes anualment per captura accidental del palangre de superfície (Aguilar et al. 1993, 1995), es fa evident que hi ha hagut una reducció de la mortalitat des dels anys 80'-90' als inicis dels 2000'. Pel que fa a les captures, a més, també es fa palès una reducció important. Així, als anys 80'-90' es van determinar al voltant de 17.000 – 20.000 tortugues capturades accidentalment per palangre de superfície al mar Mediterrani occidental (Mayol et al. 1988, Aguilar et al. 1995), estimes considerades posteriorment com a vàlides per altres autors (Lewison et al. 2004, Lucchetti i

Sala 2010, Wallace et al. 2010a). Pels inicis del 2000, però, l'estima és de 10.656 tortugues babaues (*Capítol 2*) i, finalment, la darrera estima de la que es disposa és de Báez et al. (2014) corresponent als anys 2006-2007 i xifrada en un total de 6.060 tortugues babaues capturades accidentalment. A més, Tomás et al. (2008) també detecten una reducció de la mortalitat de les tortugues capturades accidentalment per palangre de superfície als darrers anys, fent encara més evident aquesta reducció.

Les estimes d'aquesta tesi, per tant, s'han de contextualitzar en l'època de l'estudi realitzat, de manera que la mortalitat total generada pel palangre de superfície haurà de ser definida sempre en funció del nombre anual de captures accidentals realitzades i, per tant, segons l'esforç pesquer anual generat per la flota de palangre de superfície. En aquest sentit, l'evolució de les captures accidentals de tortugues, pot derivar de dos possibles factors, o de la suma d'ambdós: la reducció de l'esforç pesquer i/o la reducció del nombre de tortugues, ja que una reducció de la mortalitat no implica necessàriament una millora en l'estat dels estocs de tortugues babaues.

Per una banda, als darrers anys s'ha donat una davallada important en nombre d'embarcacions de la flota pesquera espanyola, xifrada segons el Ministeri d'agricultura alimentació i medi ambient espanyol en un 30% des del 2005 (MAGRAMA 2015). En concret, a Catalunya la reducció ha estat del 37% en els darrers 10 anys: de 1.382 embarcacions al 2003 a 869 al 2014 (GENCAT 2015). Tot i així, aquest fet no és necessàriament extrapolable al palangre de superfície, però sí que és cert que la flota de palangre de superfície espanyola també s'ha vist reduïda. En el cas de Catalunya, el nombre d'embarcacions registrades segons les dades de la Generalitat de Catalunya, però, és superior (de 9 a 13 embarcacions), tot i que sí que hi ha hagut un augment progressiu en l'ús de l'ormeig on l'espècie objectiu és el peix espasa, amb el qual pràcticament no es capturen tortugues, de manera que es podria traduir en una reducció en la probabilitat d'interacció. Per altra banda, però, també s'ha registrat una davallada de les observacions de tortugues al mar i dels ingressos en centres de rehabilitació (Tomás et al. 2008), de manera que sembla que també es pot haver donat una reducció del nombre de tortugues babaues d'origen atlàntic que entren actualment al Mediterrani. Aquest fet coincidiria amb la davallada que van patir la població nidificant a Florida entre els anys 1998 i 2007, quan es va detectar una reducció del 50% dels nius (Witherington et al. 2009), en les platges de nidificació, i que actualment en començaríem apreciar les conseqüències. De fet, si es té en compte que al Mediterrani occidental l'esforç pesquer va assolir el seu punt màxim a principis de 1990 (Farrugio et al. 1993), sembla evident que la forta davallada del nombre de femelles reproductores de Florida entre 1998-2007 seria resultat de la captura accidental de tortugues el palangre de superfície que hi va haver en aquella època al mar Mediterrani occidental (Clusa et al. 2014). Per tant, actualment, estaríem observant un decalatge en el temps dels efectes de la interacció entre el palangre de superfície i les tortugues babaues de la població de Florida.

Així doncs, amb tota aquesta informació i considerant la mida de les tortugues capturades accidentalment per palangre de superfície, i la taxa de creixement que tenen les tortugues atlàntiques durant la seva estada a la Mediterrània, semblaria que la raó més evident per la qual s'ha donat la reducció en la captura accidental de tortugues observada és, probablement, la menor entrada de juvenils provinents de les costes de Florida en els darrers anys, o com a mínim una combinació d'ambdós factors (reducció d'esforç pesquer i del nombre de tortugues).

Per tant, és necessari i urgent implementar una gestió integrada i efectiva, per a garantir la supervivència de les tortugues babaues al Mediterrani occidental, ja que com s'ha vist no és possible avaluar a curt termini les conseqüències de la captura accidental d'aquests animals, degut a la seva longevitat i al temps que necessiten per arribar a la maduresa sexual. De manera que si actualment estem veient els resultats de la mortalitat que es va generar als anys 90, aleshores les conseqüències de la mortalitat generada en els darrers anys no es podran apreciar fins d'aquí 20 anys més. A més, també cal tenir en compte que només s'està considerant la flota de pesca espanyola i es podria donar el cas que embarcacions d'altres països feinegin a la mateixa zona i generin cert volum de captures accidentals.

Així doncs, és necessari determinar tant les mesures que resultarien en una reducció de captures, com les mesures per reduir els factors de mortalitat posterior, ja que són la causa de més impacte per a les tortugues, tal i com s'ha vist amb els resultats del *capítol 2*. En aquest sentit, actualment, les mesures de gestió plantejades en general per a reduir les captures de tortugues babaues generades pel palangre de superfície al mar Mediterrani estan àmpliament descrites (Casale 2011), i són les que es consideren més adequades a aplicar per la flota palangrera catalana i espanyola:

- ❖ *Pel que fa a una modificació de l'art de pesca:* emprar hams semicirculars enlloc dels convencionals en forma de J (Watson et al. 2005, Swimmer et al. 2011; Mediterrani central, Piovano et al. 2009); calar a profunditats superiors als 50 m (Polovina et al. 2003, 2004, Gilman et al. 2006, Beverly et al. 2009), mesura també efectiva per evitar les captures accidentals de taurons (Gilman et al. 2007); i evitar els ormejos amb més captures de tortugues (especialment l'ormeig dirigit a la pesca de bacora: LLALB, Báez et al. 2013).
- ❖ *Pel que fa a una modificació de les operacions de pesca:* calar en horari nocturn, sobretot quan es fa una calada per dia (Báez et al. 2007a), mesura també efectiva per les aus marines (Tudela 2004); i utilitzar peix de mida gran com esquer enlloc de calamar (Watson et al. 2005, Gilman et al. 2006, 2010) tot i que no sempre és viable (Báez et al. 2010).
- ❖ *Pel que fa a una modificació en les restriccions de pesca en determinades zones i/o èpoques:* limitar l'esforç pesquer a la zona sud de les Illes Balears on es concentren les captures de tortugues (Báez et al. 2013), especialment durant els mesos d'estiu.

- ❖ *Formació a pescadors*: formar i conscienciar els pescadors d'unes bones pràctiques a bord, per tal d'assegurar la supervivència de les tortugues capturades accidentalment (Gerosa i Aureggi et al. 2001, Parga 2012, Piovano et al. 2012, Williard et al. 2013).

Tanmateix, però, s'ha de tenir en compte que moltes d'aquestes mesures són complicades d'implementar a curt termini, ja que és necessària una avaluació prèvia de la seva viabilitat, tenint en compte també el sector pesquer i les pèrdues econòmiques que podria comportar la seva aplicació (Komoroske i Lewison 2015). Cal trobar, doncs, una solució considerant la relació *costos econòmics/beneficis ecològics* i que sigui sostenible al llarg del temps.

Per exemple, una mesura molt efectiva que seria tancar als palangrers la zona del sud de les Illes Balears (mesura 6), i que implicaria pràcticament l'eliminació total de la mortalitat agregada generada pel palangre de superfície, és inviable a curt termini. En ser una zona molt rica en recursos, pels pescadors implicaria com a mínim la pèrdua d'un 25% de la seva pesca anual, i afectaria a la captura d'espècies comercials que bàsicament capturen en aquella època i zona (com la bacora, per exemple).

Per tant, per aconseguir aplicar les mesures més adequades i sostenibles que assegurin la conservació de l'espècie a llarg termini, primer serà necessària la realització d'estudis de viabilitat i la implicació de tots els sectors per tal d'avaluar els costos i beneficis que suposaria la mesura. És a dir, pot arribar implicar un període de temps molt elevat però, mentrestant, els factors de mortalitat seguiran vigents i, a més, durant aquest temps es podrien estar agreujant. És bàsic, doncs, identificar primer les mesures viables i senzilles d'aplicar a curt termini, i que assegurin una reducció, encara que sigui parcial, de la mortalitat de les tortugues babaues. Així, s'estarà actuant i incidint al problema, alhora que s'estaran avaluant les mesures més efectives i sostenibles a llarg termini per arribar a una solució final ideal.

En aquest sentit, es podria començar per plantejar les mesures d'aplicació aparentment més fàcil, com el fet de calar de nit i a més de 50 m de profunditat, tot i que sempre serà necessària una avaluació prèvia. A partir d'aquí, ja s'hauria de començar a plantejar les restriccions necessàries per a dur a terme pel palangre de superfície a llarg termini. Però, els esforços de gestió, a primera instància s'han de centrar principalment en la conscienciació i formació dels pescadors, per tal de reduir la mortalitat post-alliberament de les tortugues capturades. D'aquesta manera, amb gestos molt senzills com tenir en compte la mida del fil que es deixa a l'animal abans d'alliberar-lo amb un ham empassat o impossible d'extreure, seran molt efectius. Simplement amb la precaució de pujar la tortuga a bord amb un salabre i extreure'n l'ham o tallar el fil arran de boca abans d'alliberar la tortuga si això no és possible se n'estarà assegurant la supervivència en un percentatge molt elevat.

Per tant, les mesures de gestió més viables a curt termini passarien per reduir al mínim la mortalitat posterior de les tortugues capturades accidentalment per la flota de palangre de superfície catalana i espanyola a nivell global, més que no intentar reduir el nombre de captures. Així, els esforços s'haurien de veure centrats, a primera instància, en promoure la formació i col·laboració dels pescadors de palangre de superfície, perquè duguin a terme unes bones pràctiques a bord quan capturin accidentalment una tortuga marina i, a més, estiguin disposats a col·laborar i comprometre's en la implementació d'altres possibles mesures de gestió necessàries. La implicació dels pescadors, doncs, serà bàsica per tal d'assegurar la conservació d'aquesta espècie tan vulnerable com és la tortuga boba al mar Mediterrani occidental.

Interacció amb l'arrossegament

En el cas de l'arrossegament, els resultats de les enquestes van fer evident la necessitat de plantejar mesures específiques al Delta de l'Ebre, on les tortugues bobaes són especialment vulnerables a aquest art (*Capítol 1*). A més, així ho han confirmat estudis posteriors que identifiquen el Delta de l'Ebre, conjuntament amb la província de Castelló, com la zona on les captures de tortugues per unitat d'esforç per part de les barques d'arrossegament són les més elevades de tot el litoral mediterrani espanyol (*Capítol 1*, Domènech et al. 2015). En concret més del 70% de les tortugues capturades pel total de la flota espanyola mediterrània d'arrossegament provenen de la plataforma continental situada entre el Delta de l'Ebre i Castelló (6.534 km²), quan l'esforç pesquer a la mateixa representa només el 25% del total (MAGRAMA 2015, GENCAT 2015).

Tanmateix, només amb les dades de les enquestes no era possible avaluar la taxa de mortalitat de les tortugues marines un cop alliberades i per tant se'n desconeixia la mortalitat agregada de la pesca d'arrossegament. Així, les dades de la telemetria per satèl·lit van permetre estimar una taxa de mortalitat anual de més del 60% (IC 95%: 0.566-0.716) entre les tortugues que visitaven el Delta de l'Ebre (*Capítol 3*), molt més elevada a la suggerida per altres estudis (Casale 2011). Aquesta dada, confirma per una banda l'existència d'una elevada taxa de mortalitat post-alliberament i el Delta de l'Ebre com un punt negre per a les tortugues bobaes del Mediterrani occidental i per tant la necessitat d'establir mesures de gestió per la reducció d'aquesta mortalitat. De tota manera, una part elevada d'aquesta mortalitat s'ha registrat a dins de les badies del Delta de l'Ebre i per tant no ha estat generada per l'arrossegament. De manera que és necessari realitzar més estudis que ens permetin obtenir més dades acurades, per saber si realment és un problema afegit de conservació a tenir en compte.

En aquest sentit, s'ha de tenir en compte el recent descobriment del "síndrome de descompressió" (DCS: Decompression Sickness) en tortugues marines capturades accidentalment per arrossegament o tremalls (García-Párraga et al. 2014). Aquesta síndrome

afecta animals que han estat molt de temps sota l'aigua i han pujat molt sobtadament a la superfície. Es tracta d'una malaltia aguda coneguda en medicina humana com a embòlia gasosa i que està causada per l'aparició de petites bombolles i inflamació a nivell subcutani (García-Párraga et al. 2014). Certes regions corporals poden patir paràlisi transitòria, podent-se produir lesions permanents i, fins i tot, la mort.

Al capítol 1 ja es suggerien ja algunes mesures per eliminar o mitigar aquesta mortalitat, com l'ampliació de les restriccions de pesca per l'arrossegament a prop de la costa (per reduir probabilitat d'interacció), l'aplicació d'una veda durant els mesos d'hivern (perquè és quan es capturen més tortugues), la reducció de l'esforç pesquer d'arrossegament a la tota la plataforma continental del Delta de l'Ebre, la reducció del temps d'arrossegament de la xarxa dins l'aigua (per evitar l'asfíxia de les tortugues capturades), o la obligació d'utilitzar dispositius a les xarxes que permetin l'alliberament immediat de les tortugues capturades accidentalment (TEDs).

Tanmateix, per poder avaluar quines d'aquestes mesures de gestió podien ser les més efectives i, a l'hora viables econòmicament calia tenir present que la probabilitat de captura de les tortugues marines ve donada per la combinació de la presència de tortugues a la zona i també la seva vulnerabilitat a ser capturades (Lewison et al. 2003). És a dir, les captures accidentals són el resultat de la intersecció entre l'ecologia, el comportament i la distribució de les tortugues marines i l'activitat pesquera (Lewison et al. 2013). Per tant, per avaluar de forma correcta quins factors afavoreixen la captura accidental arrossegament de tortugues per al Delta de l'Ebre, calia informació sobre una sèrie d'aspectes sobre la biologia de les tortugues babaues a la zona prèviament desconeguts.

En aquest sentit, estudis posteriors a les enquestes van demostrar que les tortugues babaues utilitzen àmpliament la plataforma continental i que, a més, presenten una forta fidelitat a algunes zones d'alimentació nerítiques, on es veuen exposades a la captura accidental per l'arrossegament i el tremall (Cardona et al. 2009). Tanmateix, calia veure, exactament, quin el grau de preferència per la zona del Delta de l'Ebre, si la distribució de les tortugues era homogènia per tota la plataforma continental o si en feien un ús particular de zones determinades que les pogués fer més vulnerables. Calia saber, a més quantes tortugues babaues s'hi troben presents. Es disposava d'estimes prèvies d'abundància de tortugues babaues al Mediterrani espanyol (Gómez de Segura et al. 2003, 2006), però hi mancava esforç específic de la zona del Delta de l'Ebre. A més, no s'havia tingut en compte el temps que les tortugues romanen submergides quan són a la plataforma continental és molt inferior al que hi passa en aigües oceàniques (Cardona et al. 2005, Revelles et al. 2007, Cardona et al. 2009), i per tant els treballs previs havien subestimat el nombre de tortugues presents a la plataforma continental del Mediterrani ibèric.

Les dades presentades en aquesta tesi (capítol 3) han permès estimar per primer cop el nombre de tortugues presents de forma instantània a la zona de plataforma continental del Delta de l'Ebre i Castelló (unes 1.800 tortugues babaues), després de realitzar la correcció pel percentatge de temps que es troben en superfície (Cardona et al. 2009), així com constatar l'existència de variació estacional, amb un màxim d'observacions durant els mesos de setembre i octubre (41,38% del total d'observacions). No obstant, el nombre de tortugues presents anualment a la zona s'espera que sigui molt més elevat, ja que les dades dels transmissors via satèl·lit van revelar l'existència de dos grups diferenciats; per una banda hi havia tortugues residents, que van passar diversos mesos al Delta de l'Ebre, especialment dins a les badies, i per altra tortugues en trànsit, que serien visitants puntuals amb permanència continuada a la zona de només unes quantes setmanes. Aquest model s'ha descrit en altres zones de la Mediterrània (Casale et al. 2008). Per tant, semblaria que la abundància més elevada de tortugues detectada a finals de l'estiu i principis de tardor seria deguda a la superposició d'un gran nombre de tortugues en trànsit, provinents de zones més septentrionals, amb les tortugues residents, que encara no han emigrat cap al sud. Això fa que el pic anual de captures per arrossegament (hivern) no coincideixi amb el moment de major presència de tortugues a la zona (finals d'estiu-tardor).

Un factor potencialment important per incrementar la vulnerabilitat de les tortugues a la pesca d'arrossegament rau en el suau perfil de la plataforma continental al Delta de l'Ebre i al litoral de Castelló. Això fa que l'aplicació de la normativa pesquera permeti a les embarcacions d'arrossegament treballar a profunditats inferiors a les permeses a la resta del litoral mediterrani espanyol, ja que el límit de pesca és a "3 milles nàutiques des de la costa o la isòbata de 50 metres quan aquesta profunditat s'abasti a menor distància" (DOGC 2000, 2010). Així, a la majoria de la costa catalana i valenciana es prohibeixen les xarxes d'arrossegament a menys del 50 metres de fondària, ja que aquesta isòbata es troba abans de les 3 milles nàutiques de costa. En canvi, al Delta de l'Ebre i a Castelló, pel fet de tenir la zona de plataforma més extensa i amb un pendent molt suau, la isòbata dels 50 metres es troba molt més allunyada de la costa i a 3 milles nàutiques la profunditat es situa al voltant dels 20 metres. Per tant, es podria donar el cas que la major captura de tortugues per unitat d'esforç fos deguda a una major concentració de tortugues en aigües somes. Si això fos cert, es podria plantejar variar la normativa i canviar la limitació de pesca a partir de la isòbata dels 50 metres com realment passa a la resta del litoral, de manera que així potser es capturarien moltes menys tortugues babaues.

Les dades dels censos aeris i de la telemetria per satèl·lit es va poder comprovar que les tortugues babaues estan distribuïdes heterogeniament sobre la plataforma continental, tot i que el 80% dels animals es van observar a profunditats superiors als 50 metres. A més, les zones on s'assentaven les tortugues residents es trobaven a les badies i per tat fora de l'abast de les

barques d'arrossegament. Això feia evident que la mesura de restringir la pesca de ròsec en zones de menys de 50 metres no suposaria un guany important per a l'espècie i en canvi generaria un conflicte important amb els pescadors.

Pel que fa a l'establiment d'una època de veda temporal per a la reducció de la captura accidental de tortugues, d'altres estudis ja n'han demostrat l'èxit (Lewison et al. 2003), i veient la situació sembla la opció que podria ser més eficaç. Així, establint l'època de més vulnerabilitat de les tortugues a l'arrossegament, es podrà plantejar la millor època per establir una veda per l'arrossegament adequada per reduir les captures accidentals. En aquest sentit, la major part de les captures accidentals de tortugues per arrossegament es van produir durant els mesos més freds (63% del total de captures): hivern al Delta de l'Ebre (*Capítol 1*) i inici primavera a Castelló (Domènech et al. 2015). Aquest pic de captures coincideix amb les dates de menor abundància de tortugues segons les dades obtingudes dels satèl·lits i els censos aeris. D'això se'n deriva que segurament sigui una major vulnerabilitat el que incrementa la captura de tortugues en aquestes èpoques.

Actualment, a tota la zona es realitzen vedes per a l'arrossegament durant un mes a l'any, generalment a l'estiu a la província de Tarragona (GENCAT 2015), o per decisió d'associacions de pescadors de cada port a la província de Castelló (Tomás, pers. com.). No obstant això. Des del punt de vista de la conservació de les tortugues marines, serà més efectiu traslladar aquesta veda al finals d'hivern o començament de primavera. Per tant, es fa necessària i urgent la inclusió d'espècies amenaçades de grans vertebrats marins i susceptibles de ser capturades accidentalment per la flota d'arrossegament, com és el cas de les tortugues marines, en els criteris utilitzats per a determinar les èpoques de veda a Catalunya i a tot el litoral mediterrani espanyol.

La implementació a l'ormeig de dispositius que evitessin la captura de tortugues marines, els TEDs (Crowder et al. 1994, Lewison et al. 2003, Epperly et al. 2003), no semblen una solució adient per a la flota pesquera del delta de l'Ebre, tot i que ha tingut èxit en varis llocs del món (Brewer et al. 2006, Cox et al. 2007, Finkbeiner et al. 2011). El problema rau en que els TEDs es van desenvolupar per flotes l'objectiu de les quals són els llagostins i per tant és fàcil modificar l'ormeig per què la tortuga pugui sortir degut pel seu pes sense que els pescadors perdin les seves captures comercials (Epperly et al. 2003, Lewison et al. 2013). En el cas del Delta de l'Ebre, però, les espècies objectiu són peixos de talla mitjana i gran i per tant, el dispositiu podria afavorir que aquests animals de mida gran d'espècies comercials també es poguessin escapar de la xarxa (Casale 2011), és a dir, no seria la millor opció a escollir d'entrada com a mesura viable a la zona, a no ser que s'arribi a desenvolupar alguna variació tècnica que ho faci viable.

Finalment, sembla que la millor manera d'assegurar la supervivència dels animals capturats accidentalment amb xarxes arrossegament sigui en tots els casos el trasllat de l'animal a un centre de recuperació, perquè en facin l'avaluació corresponent i es pugui diagnosticar correctament si l'animal presenta síndrome de descompressió o no. D'aquesta manera, es podrà alliberar l'animal després de la seva rehabilitació, doncs s'ha observat una resposta positiva a un tractament hiperbàric en animals afectats (García-Párraga et al. 2014). Per tant, de nou, la col·laboració dels pescadors serà bàsica per a la supervivència dels animals capturats en vida, un cop retornats a la mar. Tanmateix, manca avaluar l'impacte econòmic de la mesura.

Així doncs, el tancament temporal de la plataforma continental del Delta de l'Ebre i la província de Castelló a la pesca amb arrossegament, i la correcta actuació a bord per part dels pescadors amb els exemplars capturats serien les millors opcions possibles per reduir la captura accidental de tortugues marines a la zona.

L'efecte sobre les poblacions de meduses

Tal i com s'ha comentat en els tres primers capítols de la present tesi, la tortuga babaia ha patit una reducció important de les seves poblacions al mar Mediterrani occidental en les últimes dècades. Per aquest fet, i tenint en compte que, des de fa anys, aquesta espècie ha estat identificada com un dels grans consumidors de meduses al Mediterrani occidental, s'ha suggerit recurrentment que la davallada de tortugues podria estar afavorint l'aparició d'importantes proliferacions de meduses al Mediterrani. No obstant, la informació sobre la rellevància de les meduses (o del zooplàncton gelatinós en general) en la dieta de les tortugues babaies al mar Mediterrani occidental era escassa, ja que es tracta de preses molt digeribles de manera que sovint són subestimades als anàlisis de contingut estomacal (Tomás et al. 2001, Revelles et al. 2007). D'altra banda, també es desconeixia la contribució de les meduses a la dieta d'altres depredadors pelàgics.

Així, es va utilitzar la tècnica dels isòtops estables de carboni i nitrogen per avaluar la hipòtesi segons la qual les tortugues babaies serien els principals consumidors de meduses a la Mediterrània occidental, condició necessària, però no suficient, per que pugin jugar un paper en la dinàmica de les poblacions de meduses. Els resultats obtinguts van confirmar que les meduses tenen un paper important en la dieta de les tortugues babaies oceàniques, però no en el cas de les tortugues nerítiques. A més, es va identificar una sèrie de consumidors també importants de meduses: el peix lluna (*Mola mola*), la tonyina vermella (*Thunnus thynnus*), la bacoreta (*Euthynnus alletteratus*), peix espasa (*Xiphias gladius*) i el marlí (*Tetrapturus belone*), incloent doncs algunes espècies de gran interès comercial.

En aquest sentit, estudis previs del contingut estomacal d'aquestes espècies indicaven un consum de peix i calamar en les seves dietes (Morovic 1961, Kyrtatos 1982, Sanz Brau 1990,

Chalabi i Ifrene 1992, Orsi Relini et al. 1995, Sinopoli et al. 2004, Falautano et al. 2007, Castriota et al. 2008, Romeo et al. 2009). Però es va veure que totes aquestes espècies estaven empobrides en ^{15}N , en comparar-les amb el que caldria esperar si la dieta només inclogués peix i cefalòpodes. Aquest empobriment també l'havien detectat Estrada et al. (2005) en les tonyines del nord-oest de l'Atlàntic i havia estat atribuït al consum subestimat d'alguna espècie de zooplàncton. D'aquesta manera, sembla que les meduses són la font d'aliment empobrit en ^{15}N més plausible per la tonyina, la bacoreta, el peix espasa i el marlí.

Pel que fa a la tonyina, podria semblar inversemblant el consum de meduses per part de les tonyines més grans, tenint en compte la baixa densitat energètica que tenen en relació a la mida del depredador i la quantitat que en necessitaria consumir (Aguado-Gimenez i Garcia-Garcia 2005, Doyle et al. 2007). Però el que els resultats suggereixen és que les tonyines podrien utilitzar com a recurs el consum de grans quantitats de meduses quan l'esforç que els implica aquest consum és mínim i, per tant, no els suposa una despesa energètica important, ans el contrari, poden estar menjant de forma continuada grans quantitats de meduses amb el mínim d'esforç. Aquest fet, segurament es donaria no només amb les tonyines, sinó amb tots els consumidors de meduses de mida gran.

Per altra banda, les proporcions d'isòtops estables descartaven qualsevol consum de meduses per part del tallahams (*Pomatomus saltatrix*), la tintorera (*Prionace glauca*), la palometa (*Lichia amia*), el bonítol (*Sarda sarda*), i el dofí llistat (*Stenella caeruleoalba*), de manera que la seva dieta es basa principalment de peixos i calamars, tal i com indicaven els estudis anteriors de contingut estomacal d'aquestes espècies (Kyrtatos 1982, Bennett 1989, Blanco et al. 1995, Meotti i Podestà 1997, Buckel et al. 1999, Henderson et al. 2001, Tomás et al. 2001, Campo et al. 2006, Öztürk et al. 2007).

En el cas de del bonítol (Campo et al. 2006) i la tortuga babaia en fase nerítica (Tomás et al. 2001), però, també es va identificar un cert consum de sàlpids. No obstant, les concentracions d'isòtops estables en totes aquestes espècies van ser molt coherents amb una dieta nectònica, i no hi ha cap dubte que les meduses no juguen cap paper rellevant en les seves dietes. Pel que fa a les diferències en les proporcions d'isòtops estables de les tortugues babaies en fase oceànica i nerítica, que mostren els resultats, són consistents amb la dades de telemetria per satèl·lit presentats per Cardona et al. (2009), que revelen l'existència de dos grups ben delimitats de tortugues babaies al Mediterrani occidental, amb patrons d'ús d'hàbitat molt contrastats entre les zones oceàniques i les zones nerítiques.

Així doncs, els resultats obtinguts suggereixen l'existència d'un conjunt de consumidors de meduses que inclouen dos especialistes (el peix lluna i les tortugues babaies en fase oceànica) i diversos oportunistes (tonyina vermella, bacoreta, peix espasa i marlí). D'aquesta manera, donat

el gran nombre de consumidors potencials de meduses que trobem a la Mediterrània occidental, és poc probable que les proliferacions de meduses es puguin atribuir simplement a la disminució de les tortugues babaues o de qualsevol altre depredador individualment. En aquest sentit, sembla que la causa de les proliferacions de meduses està determinada per la temperatura i, per tant, el canvi climàtic hi tindria un efecte clau. Si realment els consumidors de meduses exerceixen cap control de les seves poblacions, seria reduint els pics de les fluctuacions. La modelització seria segurament la millor forma d'afrontar aquest problema, però actualment la manca d'informació sobre paràmetres demogràfics bàsics les meduses o fins i tot de peixos com el marlí, fan difícil aquesta via.

CONSIDERACIONS FINALS I FUTURES

En una situació ideal, podríem arribar a conèixer el nombre de tortugues que podem permetre que es morin per captura accidental sense que afecti negativament a la població, de manera que les tortugues marines i la pesca podrien coexistir d'una forma sostenible. Però tenim masses incerteses com per poder-ho saber exactament. Aquestes incerteses vénen donades sobretot de dos factors: l'estimació de captures i mortalitat. El fet que no es poden posar observadors a totes les embarcacions de la flota espanyola, pel cost econòmic i la gestió que suposaria, per aconseguir dades exactes de captures de tots els arts ja està introduint un gran factor d'incertesa el nombre de tortugues de la zona: les estimes d'abundància fetes amb vols i el nombre de varaments de tortugues a les platges i admissions als centres de recuperació, ens proporcionen unes dades amb uns intervals de confiança molt grans, de manera que la incertesa que generen les dades d'abundància és realment important.

Segurament les dades que es presenten en aquesta tesi inclouen el nivell màxim de precisió a què ara mateix es pot arribar, degut al marge d'incerteses en el que ens estem movent quan fem recerca en aquest camp. De manera que l'aproximació més bona que podem fer per a poder determinar quines són les mesures més adequades per a la conservació de les tortugues marines és fer una gestió adaptativa, que es basi en les dades que es disposen actualment i que es presenten en aquesta tesi. Tenint en compte, però, que és necessari promoure la creació d'un programa de monitoratge permanent per tal d'assegurar la veracitat de les dades i d'estar treballant sempre sobre dades actualitzades i precises: vols d'avioneta amb rèpliques cada 5 anys (recollint informació estandaritzada amb protocols curosament establerts), registre acurat de tots els varaments de tortugues (causa de mort o ferida, i si és per pesca quin art), creació d'un banc de teixits i control permanent de les platges. D'aquesta manera, es podria assegurar l'actualització de les mesures de gestió adients a aplicar al llarg dels anys per a la conservació de les poblacions de tortugues marines a les nostres aigües, ja que es tindria la capacitat de

detectar les fluctuacions dels paràmetres demogràfics i els possibles canvis en la taxa de mortalitat observada i en les seves causes.

Finalment, destacar la necessitat de continuar la recerca pel que fa a les captures accidentals, ja que com s'ha comentat encara queda informació per conèixer: com la mortalitat post-alliberament en arrossegament, o el que està passant en zona de plataforma continental al Golf de Lleó (on s'esperarien valors elevats de captures accidentals degudes a l'arrossegament però no es disposa de dades d'aquesta zona) o el percentatge de tortugues babaues atlàntiques que entren al mar Mediterrani, necessari per entendre l'impacte real per les poblacions i poder-ne fer una avaluació adequada. A més, també serà necessari intentar entendre la relació que han establert les tortugues marines amb els recursos que els proporciona la pesca, com els descartes i la seva possible dependència, tenint en compte el paper de la pesca dins l'ecosistema marí. I per acabar, també cal seguir investigant els possibles canvis en la dieta de les tortugues marines i la seva relació amb l'abundància de meduses al llarg dels anys, de manera que es pugui determinar l'evolució de la xarxa tròfica i del seu *baseline* al Mediterrani occidental, en el darrer segle.

CONCLUSIONS



CONCLUSIONS

- ✓ La flota de pesca professional catalana capturava anualment 481 (95% IC: 472-491) tortugues de l'espècie *Caretta caretta* o tortuga babaua entre els anys 2001-2004. Els arts més implicats en la captura de tortugues són el palangre de superfície i l'arrossegament.
- ✓ El palangre de superfície genera més captures per unitat d'esforç i, per això és fàcil de detectar, però l'arrossegament té una flota molt més nombrosa i la taxa de mortalitat directa generada sembla superior, tot i que manquen dades sobre la mortalitat post-alliberament.
- ✓ El Delta de l'Ebre és un punt negre pel que fa a la captura de tortugues babaues al litoral català, i el ròssec és l'art més implicat en les captures en aquesta zona.
- ✓ La gestió per reduir les captures accidentals de tortugues marines generades per la flota professional catalana ha d'incloure, necessàriament, un conjunt d'estratègies que englobin el total d'arts implicats amb les captures: gestionant de forma diferent segons art de pesca i zona, i fent especial atenció al Delta de l'Ebre.
- ✓ La mortalitat posterior de les tortugues babaues alliberades després de ser capturades vives accidentalment pel palangre de superfície s'ha estimat en més d'un 30%, el que resulta en més de 3.000 tortugues mortes anualment al Mediterrani occidental durant la primera meitat de la dècada dels 2000.
- ✓ La millor manera de reduir la mortalitat post-alliberament després de la captura en palangre de superfície és realitzant unes bones pràctiques a bord per part dels pescadors, més que no promoure altres possibles mesures. Així, per exemple, només retirant els hams fàcils d'extreure (com els exteriors clavats a la boca) o tallant a ran del bec el fil, en cas de no ser possible extreure l'ham, ja s'estaria reduint en gran part la seva probabilitat de mort posterior a l'alliberament.
- ✓ La formació i implicació dels pescadors serà, doncs, essencial i indispensable per aconseguir la reducció total de la mortalitat de les tortugues babaues i assegurar la conservació d l'espècie a Catalunya i tota la Mediterrània occidental.
- ✓ Les tortugues marines es distribueixen de forma homogènia per tota la plataforma continental del Delta de l'Ebre. Per tant, no semblaria efectiu plantejar l'ampliació de

la distància respecte a la costa a partir de la qual les embarcacions de ròssec tenen permès pescar a la zona (a la isòbata dels 50 metres, com passa a la major part de la costa catalana).

- ✓ La mesura de gestió que sembla que seria més efectiva, per tal de reduir les captures de tortugues generades per l'arrossegament a la zona del Delta de l'Ebre, és un tancament temporal de la zona a la pesca d'arrossegament durant els mesos d'hivern.
- ✓ Es fa palesa, doncs, la necessitat d'incloure les espècies amenaçades de grans vertebrats marins i susceptibles de ser capturades accidentalment per la flota d'arrossegament, com és el cas de les tortugues marines, en els criteris utilitzats per a determinar les èpoques de veda de la flota de pesca a Catalunya i a tot el litoral mediterrani espanyol.
- ✓ A la Mediterrània occidental, les meduses són part de la dieta d'un conjunt de nombrosos depredadors, incloent dues espècies especialistes (el peix lluna i la tortuga babaua en fase oceànica) i vàries d'oportunistes (la tonyina roja, la bacoreta, el marlí i el peix espasa). En la dieta de la tortuga babaua en estat nerític, en canvi, així com en d'altres espècies com la tintorera, el dofi llistat, la palomida i el bonítol, es descarta el consum de zooplàncton gelatinós.
- ✓ Sembla poc probable que canvis en l'abundància de tortugues babaues en fase oceànica pugin provocar canvis en l'abundància de les meduses de les nostres aigües, ja que en cas d'existir control "top-down" hi estarien implicats també altre espècies de depredadors.

REFERÈNCIES



REFERÈNCIES

- Aguado-Gimenez F, Garcia-Garcia B (2005) Growth, food intake and feed conversion rates in captive Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* Linnaeus, 1758) under fattening conditions. *Aqua Res* 36: 610–614.
- Aguilar R, Mas J, Pastor X (1993) Las Tortugas marinas y la pesca con palangre de superficie en el Mediterráneo. Greenpeace, Palma de Mallorca.
- Aguilar R, Mas J, Pastor X (1995) Impact of spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the western mediterranean. In: Proceedings of the 12th Ann. Works. on *Sea Turtle Biol. and Cons.* (eds J.L. Richardson and T.H. Richardson). *NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-361*: pp. 361.
- Avian M, Rottini-Sandrini L (1988) Fishery and swarming of *Pelagia noctiluca* in the central and northern Adriatic Sea: middle term analysis. *Rapp Comm Int Mer Medit* 31: 231.
- Báez J, Macías D, García-Barcelona S, Real R. (2014) Interannual differences for sea turtles bycatch in Spanish longliners from western Mediterranean Sea. *The Scientific World Journal*, 02/2014 (3): 861396. DOI:10.1155/2014/861396
- Báez JC, Macías D, Camiñas JA, Ortiz de Urbina JM, García-Barcelona S, Bellido JJ, Real R (2013) By-catch frequency and size differentiation in loggerhead turtles as a function of surface longline gear type in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, pp 1-5. doi:10.1017/S0025315412001841
- Báez JC, Real R, Macías D, de la Serna JM, Bellido JJ, Camiñas JA (2010) Swordfish *Xiphias gladius* (Linnaeus 1758) and loggerhead *Caretta caretta* (Linnaeus 1758) captures associated with different combinations of bait in the Western Mediterranean surface longline fishery. *Journal of Applied Ichthyology* 26, 126–127.
- Báez JC, Real R, Caminas JA (2007a) Differential distribution within longline transects of loggerhead turtles and swordfish captured by the Spanish Mediterranean surface longline fishery. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87: 801– 803.
- Báez JC, Real R, Garcia-Soto C, de la Serna JM, Macias D, Camiñas JA (2007b) Loggerhead turtle by-catch depends on distance to the coast, independent of fishing effort: implications for conservation and fisheries management. *Marine Ecology Progress Series* 338: 249–256.
- Báez J, Camiñas JA, Rueda L (2006) Incidental capture of marine turtles in marine fisheries of southern Spain. *Marine Turtle Newsletter* 111: 11–12.
- Bas C, Maynou F, Sarda F, Lleonart J (2003) Variacions demogràfiques a les poblacions demersals explotades els darrers quaranta anys a Blanes.
- Baum JK, et al. (2003) Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science* 299 (5605): 389–392.
- Bearzi G (2002) Interactions between cetacean and fisheries in the Mediterranean Sea. In: *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies* (ed. G. Notarbartolo di Sciara). ACCOBAMS, Monaco, pp. 9.2.
- Bennett BA (1989) The diets of fish in three south-western Cape estuarine systems. *S Afr J Zool* 24: 163–177.

- Blanco C, Aznar J, Raga JA (1995) Cephalopods in the diet of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, from the western Mediterranean during an epizootic in 1990. *J Zool* 237: 151–158.
- Bolten AB, Bjorndal KA, Martins HR, Dellinger T, Bischoff MJ, Encalada SE, Bowen BW (1998) Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. *Ecol Appl* 8: 1-7.
- Bradai MN (1992) Les captures accidentelles de *Caretta caretta* au chalut benthique dans le Golfe de Gabès. Rapports et Procès-verbaux des réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée 33, 285.
- Braun-McNeill J, Sasso CR, Epperly SP, Rivero C (2008) Feasibility of using sea surface temperature imagery to mitigate cheloniid sea turtle-fishery interactions off the coast of northeastern USA. *Endangered Species Research*, 5: 257–266.
- Brewer D, Heales D, Milton D, et al. (2006) The impact of turtle excluder devices and bycatch reduction devices on diverse tropical marine communities in Australia's northern prawn trawl fishery. *Fisheries Research* 81:176–188.
- Buckel JA, Fogarty MJ, Conover DO (1999) Foraging habits of bluefish, *Pomatomus saltatrix*, on the U.S. east coast continental shelf. *Fish Bull* 97: 758–775.
- Camiñas JA, Valeiras J (2001) The Spanish drifting longline monitoring program. In *Assessing Marine Turtle Bycatch in European Drifting Longline and Trawl Fisheries for Identifying Fishing Regulations*. Laurent L, Camiñas JA, Casale P, Deflorio M, De Metrio G, Kapantagakakis A, Margaritoulis D, Politou CY, Valeiras J (eds). Project-EC-DG Fisheries 98-008: Villeurbanne: France; 73–136.
- Camiñas JA, De la Serna JM (1995) The loggerhead distribution in the western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish long line fishery. In *Scientia Herpetológica*, pp. 316–323. Ed. by G. Llorente, A. Montori, X. Santos, and M. A. Carretero. Asociación Herpetológica Española, Barcelona, Spain.
- Camiñas JA (1988) Incidental captures of *Caretta caretta* (L.) with surface long-lines in the western Mediterranean. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée, 31: 285.
- Campo D, Mostarda E, Castriota L, Scarabello MP, Andaloro F (2006) Feeding habits of the Atlantic bonito, *Sarda sarda* (Bloch, 1793) in the southern Tyrrhenian sea. *Fish Res* 81: 169–175.
- Cardona L, Revelles M, Parga ML, Tomás J, Aguilar A, Alegre F, Raga A, Ferrer X (2009) Habitat use by loggerhead sea turtles *Caretta caretta* off the coast of eastern Spain results in a high vulnerability to neritic fishing gear. *Marine Biology*, 156: 2621-2630.
- Cardona L, Revelles M, Carreras C, Sanfelix M, Gazo M, Aguilar A (2005) Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology*, 147: 583-591.
- Carreras C, Pascual M, Tomás J, Marco A, Hochscheid A, Bellido J, Gozalbes P, Parga ML, Piovano S, Cardona L (2015) From accidental nesters to potential colonisers, the sequential colonisation of the Mediterranean by the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) Book of

- abstracts of the 35th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Dalaman, Turkey.
- Carreras C, Monzón-Argüello C, López-Jurado LF, Calabuig P, Bellido JJ, Castillo JJ, Sánchez P, Medina P, Tomás J, Gozalbes P, Fernández G, marco A, Cardona L (2014) Origin and dispersal routes of foreign green and kemp's ridley turtles in Spanish Atlantic and Mediterranean waters. *Amphibia-Reptilia* 35: 73-86.
- Carreras C, Pascual M, Cardona L, Marco A, Bellido JJ, Castillo JJ, Tomás J, Raga JA, SanFélix M, Fernández G, Aguilar A (2011) Living together but remaining apart: Atlantic and Mediterranean loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in shared feeding grounds. *J Hered* 102: 666-677.
- Carreras C, Pont S, Maffucci F, Pascual M, Barceló A, Bentivegna F, Cardona L, Alegre F, SanFélix M, Fernández G, Aguilar A (2006) Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Mar Biol* 149: 1269–1279.
- Casale P, Affronte M, Isacco G, Freggi D, Vallini C, et al. (2010) Sea turtle strandings reveal high anthropogenic mortality in Italian waters. *Aquat Conserv* 20: 611–620.
- Carreras C, Cardona L, Aguilar A (2004) Incidental catch of the loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biol Conserv* 117: 321-329.
- Casale P (2011) Sea turtle bycatch in the Mediterranean. *Fish and Fisheries* 12: 299–316.
- Casale P (2008) Incidental catch of marine turtles in the Mediterranean Sea: captures, mortality, priorities. WWF Italy, Rome.
- Casale P, Margaritoulis D (2010) Sea turtles in the Mediterranean: distribution, threats and conservation priorities. IUCN.
- Casale P, Affronte M, Isacco G, Freggi D, Vallini C, et al. (2010) Sea turtle strandings reveal high anthropogenic mortality in Italian waters. *Aquat Conserv* 20: 611–620.
- Casale P, Mazaris AD, Freggi D, Basso R, Argano R (2007) Survival probabilities of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) estimated from capture-mark-recapture data in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina* 71: 365-372.
- Casale P, Cattarino L, Freggi D, Rocco M, Argano R. (2007) Incidental catch of marine turtles by Italian trawlers and longliners in the central Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: 686–701.
- Casale P, Freggi D, Basso R, Argano R (2005a) Interaction of the static net fishery with loggerhead sea turtles in the Mediterranean: insights from mark-recapture data. *Herpetological Journal* 15, 201–203.
- Casale P, Laurent L, De Metrio G (2004) Incidental capture of marine turtles by the Italian trawl fishery in the north Adriatic Sea. *Biological Conservation* 119, 287–295.
- Casale P, Laurent L, Gerosa G, Argano R (1998) Molecular evidence of male-biased dispersal in loggerhead turtle juveniles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 267:139–145.
- Castriota L, Finoia MG, Campagnuolo S, Romeo T, Potoschi A, et al. (2008) Diet of *Tetrapturus belone* (*Istiophoridae*) in the central Mediterranean Sea. *J Mar Bio Ass UK* 88: 183–187.

- Cejudo D, Varo-Cruz N, Liria A, Castillo JJ, Bellido JJ, López-Jurado LF (2006). Transatlantic Migration of Juvenile Loggerhead Turtles (*Caretta caretta* L.) from the Strait of Gibraltar. *Marine Turtle Newsletter*, 114:9-11.
- Chalabi A, Ifrene F (1992) Le régime alimentaire hivernal de l'espardon (*Xiphias gladius*). La pêche près des côtes est de l'Algérie. SCRS/92/91 ICCAT 40: 162.
- Chaloupka M, Work TM, Balazs GH, Murakawa SKK, Morris R (2008) Causespecific temporal and spatial trends in green sea turtle strandings in the Hawaiian Archipelago (1982–2003). *Mar Biol* 154: 887–898.
- Clusa M, Carreras C, Pascual M, Gaughran SJ, Piovano S, Giacoma C, Fernández G, Levy Y, Tomás J, Raga JA, Maffucci F, Hochscheid S, Aguilar A, Cardona L (2014) Fine-scale distribution of juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 161: 509-519. DOI 10.1007/s00227-013-2353-y.
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, Aguzzi J, et al. (2010) The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* 5(8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842.
- Consoli P, Romeo T, Battaglia P, Castriota L, Esposito V, et al. (2008) Feeding habits of the albacore tuna *Thunnus alalunga* (Perciformes, Scombridae) from central Mediterranean Sea. *Mar Biol* 155: 113–120.
- Costello MJ, Coll M, Danovaro R, Halpin P, Ojaveer H, Miloslavich P (2010) A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. *PLoS ONE* 5, e12110.
- Cox TM, Lewison RL, Zydalis R, Crowder LB, Safina C, Read AJ (2007) Comparing effectiveness of experimental and implemented bycatch reduction measures: the ideal and the real. *Conserv.Biol.* 21: 1155–1164. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00772.x.
- Crowder LB, Crouse DT, Heppell SS, Martin TH (1994) Predicting the impact of turtle excluder devices on loggerhead sea turtle populations. *Ecological applications* 4: 437-445.
- Crowder LB, Heppell SS (2011) The decline and rise of a sea turtle: How Kemp's Ridleys are recovering in the Gulf of Mexico. *Solutions* 2:67–73.
- Crowder LB, Murawsky SA (1998) Fisheries Bycatch: Implications for Management. *Fisheries* 23 (6): 8-15. Doi: 10.1577/1548-8446(1998)023.
- Crowder LB, Crouse DT, Heppell SS, Martin TH (1994) Predicting the impact of turtle excluder devices on loggerhead sea turtle populations. *Ecol. Appl.* 4, 437-445.
- Crouse DT, Crowder LB, Caswell H (1987) A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68:1412-1423.
- Davies RWD, Cripps SJ, Nickson A, Porter G (2009) Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy* 33:661–672.
- Dayton PK, Thrush SF, Agardy T, Hofman RJ (1995) Viewpoint: Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 5: 205-232.
- Deflorio M, Aprea A, Corriero A, Santamaria N, De Metrio G (2005) Incidental captures of sea turtles by swordfish and albacore longlines in the Ionian sea. *Fisheries Science* 71 : 1010–1018.

- Di Natale A, Mangano A, Maurizi L, et al. (1995) A review of driftnet catches by the Italian fleet: species composition, observer data and distribution along the net. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT* 44: 226–235.
- DOGC (2010) Ordre, AAR/503/2010, de 29 d'octubre, per la qual es modifica l'Ordre de 2 de maig de 2000, per la qual s'estableixen fons mínims per a l'arrossegament en aigües interiors del litoral català. *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*, Núm. 5749 – 5.11.2010.
- DOGC (2000) Ordre de 2 de maig de 2000, per la qual s'estableixen fons mínims per a l'arrossegament al litoral de Catalunya. *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*, Núm. 3142 – 18.5.2000.
- Domènech F, Álvarez de Quevedo I, Merchán M, Revuelta O, Vélez-Rubio G, Bitón S, Cardona L, Tomás J (2015) Incidental catch of marine turtles by Spanish bottom trawlers in the western Mediterranean. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 25: 678–689. doi:10.1002/aqc.2463.
- Domènech F, Tomás J, Merchán M (2014) Conservación de la tortuga boba (*Caretta caretta*) en el Mediterráneo occidental: influencia de la pesca de arrastre. Monografías de la Asociación Chelonia, Volúmen VIII edited by Asociación Chelonia, 09/2014; Asociación Chelonia. ISBN: 978-84-617-1549-7.
- Doyle TK, Houghton JDR, McDevitt R, Davenport J, Hays GC (2007) The energy density of jellyfish: Estimates from bomb-calorimetry and proximate composition. *J Exp Mar Biol Ecol* 343: 239–252.
- Eckert SA, Moore JE, Dunn DC, Sagarminaga van Buiten R, Eckert KL, Halpin PN (2008) Modelling loggerhead turtle movement in the Mediterranean: importance of body size and oceanography. *Ecol Appl* 18: 290-308.
- Ehrhart LM, Bagley DA, Redfoot WE (2003) Loggerhead turtles in the Atlantic ocean: geographic distribution, abundance and population status. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead Sea Turtles. Smithsonian Books, Washington D.C.*, pp. 157-174.
- Epperly S (2003) Fisheries-related mortality and turtle excluder devices (TEDs). In: Lutz, P.L., Musick, L.A., Wyneken, J. (Eds.) *The biology of sea turtles*. Volume II. CRC Press, Boca Raton, pp. 339-353.
- Estrada JA, Lutcavage M, Thorrold SR (2005) Diet and trophic position of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) inferred from stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Mar Biol* 147: 37–45.
- Falautano M, Castriota L, Finoia MG, Andaloro F (2007) Feeding ecology of little tunny, *Euthynnus alletteratus*, in the central Mediterranean Sea. *J Mar Biol Ass UK* 87: 999–1005.
- Farrugio H, Oliver P, Biagi F (1993) An overview of the history, knowledge, recent and future research trends in Mediterranean fisheries. *Scientia Marina* 57, 105–119.
- Ferretti F, Myers RA, Serena F, Lotze HK (2008) Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conservation Biology* 22, 952–964.
- Finkbeiner EM, Wallace BP, Moore JE, Lewison RL, Crowder LB, Read AJ (2011) Cumulative estimates of sea turtle bycatch and mortality in USA fisheries between 1990 and 2007. *Biological Conservation* 144: 2719–2727.

- Fujiwara M, Caswell H (2001) Demography of the endangered North Atlantic right whale. *Nature*, 414: 537-541.
- García-Párragal D, Crespo-Picazo JL, Bernaldo de Quirós Y, Cervera V, Martí-Bonmati L, Díaz-Delgado J, Arbelo M, Moore MJ, Jepson PD, Fernández A (2014) Decompression sickness ('the bends') in sea turtles. *Dis Aquat Org* 111: 191–205.
- Gerber LR, Hilborn R (2001) Catastrophic events and recovery from low densities in populations of otariids: implications for risk of extinction. *Mammal Review*. 31:131-150.
- Gili JM, Pagès F (2005) Jellyfish blooms. *Boll Soc Hist Nat Balears* 48: 9–22.
- Gilman E, Gearhart J, Price B *et al.* (2010) Mitigating sea turtle by-catch in coastal passive net fisheries. *Fish Fish* 11: 57–88.
- Gilman E, Lundin C (2009) Minimizing bycatch of sensitive species groups in marine capture Fisheries: Lessons from commercial Tuna Fisheries. In: Handbook of Marine Fisheries Conservation and Management (eds Q. Grafton, R. Hillborn, D. Squires, M. Tait and M. Williams). *Oxford University Press*, Oxford, 150–16.
- Gilman E, Kobayashi D, Swenarton T, Brothers N, Dalzell P, Kinan-Kelly I (2007) Reducing sea turtle interactions in the Hawaii-based longline swordfish fishery. *Biol. Conserv.* 139: 19–28. doi:10.1016/j.biocon.2007.06.002 .
- Gilman E, Zollett E, Beverly S, Nakano H, Davis K, Shidoe D, Dalzell P, Kinan I (2006) Reducing sea turtle bycatch in pelagic longline fisheries. *Fish and Fisheries* 7:1–22.
- Godley BJ, Blumenthal JM, Broderick AC, Coyne MS, *et al.* (2008) Satellite tracking of sea turtles: Where have we been and where do we go next? *Endangered Species Research* 4: 3–22.
- Godley BJ, Gucu AC, Broderick AC, Furness RW, Solomon SE (1998a) Interaction between marine turtles and artisanal fisheries in the eastern Mediterranean: a probable cause for concern? *Zoology in the Middle East* 16, 49–64.
- Godley BJ, Thompson DR, Waldron S, Furness RW (1998b) The trophic status of marine turtles as determined by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 166: 277–284.
- Gómez de Segura A, Tomás J, Pedraza SN, Crespo EA, Raga JA (2003) Preliminary patterns of distribution and abundance of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, around Columbretes Islands Marine Reserve, Spanish Mediterranean. *Marine Biology*, 143: 817–823.
- Gómez de Segura A, Tomás J, Pedraza SN, Crespo EA, Raga JA (2006) Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. *Animal Conservation*, 9: 199–206.
- Goy J, Morand P, Etienne M (1989) Long-term fluctuations of *Pelagia noctiluca* (Cnidaria, Scyphomedusa) in the western Mediterranean Sea. Prediction by climatic variables. *Deep-Sea Res* 36: 269–279.
- Hall MA, Alverson DL, Metuzals KI (2000) By-catch: problems and solutions. *Mar Pollut Bull* 41: 204–219. doi:10.1016/S0025-326X(00)00111-9
- Hall MA (1996) On by-catches. *Rev Fish Biol Fish* 6:319–352.

- Hamann M, Godfrey MH, Seminoff JA, Arthur K, Barata PCR, et al. (2010) Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation for the 21st century. *Endanger Species Res* 11: 245–269.
- Henderson AC, Flannery K, Dunne JA (2001) Observations on the biology and ecology of the blue shark in the north-east Atlantic. *J Fish Biol* 58: 1347–1358.
- Heppell SS, Crowder LB, Menzel TR (1999) Life table analysis of long-lived marine species, with implications for conservation and management. In *Life in the Slow Lane: Ecology and Conservation of Long-Lived Marine Animals* (ed. Musick, J.A.). American Fisheries Society Symposium 23, Bethesda, MD, pp. 137-148.
- Heppell SS, Heppell SA, Read AJ, Crowder LB (2005) Effects of fishing on long-lived marine organisms. In E.A. Norse, L.B. Crowder, editors. *Marine conservation biology: the science of maintaining the sea's biodiversity*. Island press, Washington, D.C. pp 211–231.
- Hochscheid S, Bentivegna F, Bradai MN, Hays GC (2007) Overwintering behaviour in sea turtles: dormancy is optional. *Marine Ecology Progress Series*, 340: 287–298.
- Hochscheid S, Bentivegna F, Hays GC (2005) First records of dive durations for a hibernating sea turtle. *Biology Letters* 1: 82–86.
- Houghton JDR, Broderick AC, Godley BJ, Metcalfe JD, Hays GC (2002) Diving behaviour during the interesting interval for loggerhead turtles *Caretta caretta* nesting in Cyprus. *Marine Ecology Progress Series*, 227: 63–70.
- Howell E, Hoover A, Benson SR, Bailey H, Polovina JJ, Seminoff JA, et al. (2015) Enhancing the Turtle Watch product for leatherback sea turtles, a dynamic habitat model for ecosystem-based management. *Fish Oceanogr.* 24, 57–68. doi:10.1111/fog.12092.
- Howell E, Kobayashi D, Parker D, Balazs G, Polovina J (2008) Turtle Watch :a tool to aid in the by-catch reduction of loggerhead turtles *Caretta caretta* in the Hawaii-based pelagic longline fishery. *EndangerSpecies Res.* 5,267–278. doi:10.3354/esr00096.
- Jackson JB, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes, et al. (2001) Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629–638.
- Jribi I, Bradai MN, Bouain A (2007) Impact of trawl fishery on marine turtles in the Gulf of Gabes, Tunisia. *Herpetological Journal* 17, 110–114.
- Jribi I, Echwikhi K, Bradai MN, Bouain A (2008) Incidental capture of sea turtles by longlines in the Gulf of Gabes (South Tunisia): a comparative study between bottom and surface longlines. *Scientia Marina* 72: 337–342.
- Kamezaki N, Matsuzawa Y, Abe O, Asaka H, et al. (2003) Loggerhead turtles nesting in Japan. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books, Washington, DC, p 210–217.
- Karamanlidis AA, Androukaki E, Adamantopoulou S, et al. (2008) Assessing accidental entanglement as a threat to the Mediterranean monk seal *Monachus monachus*. *Endangered Species Research* 5: 205–213.
- Kyrtatos NA (1982) Investigation on fishing and biology of the most important fishes of the region around the Aegean Sea. Island of Tinos. *Thalassographica* 5(specl. publ.): 88.

- Koch V, Nichols WJ, Peckham H, De La Toba V (2006) Estimates of sea turtle mortality from poaching and bycatch in Bahi'a Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Biol Conserv* 128: 327–334.
- Komoroske LM, Lewison RL (2015) Addressing fisheries bycatch in a changing world. *Front. Mar. Sci.* 2: 83. doi: 10.3389/fmars.2015.00083.
- Laurent L, Casale P, Bradai MN, et al. (1998) Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean. *Molecular Ecology* 7, 1529–1542.
- Laurent L, Abd El-Mawla EM, Bradai MN, Demirayak F, Oruc A (1996) Reducing sea turtle mortality induced by Mediterranean fisheries: trawling activity in Egypt, Tunisia and Turkey. Report for the WWF International Mediterranean Programme. WWF Project9E0103., 32.
- Laurent L, Lescure J, Excoffier L, Bowen B, Domingo M, Hadjichristophrou M, Kornaraki L, et al. (1993) Genetic studies of relationships between Mediterranean and Atlantic populations of loggerhead turtle *Caretta caretta* with a mitochondrial marker. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences—Sciences de la Vie*, 316: 1233–1239.
- Legovic T (1991) Causes, consequences and possible control of massive occurrence of jellyfish *Pelagia noctiluca* in the Adriatic Sea. In UNEP: Jellyfish blooms in the Mediterranean. Proc II Workshop on Jellyfish in the Mediterranean Sea, MAP Tech Rep Ser 47: 128–132.
- Lewison RL, Crowder LB, Wallace BP, Moore JE, Cox T, Zydalis R, et al. (2014) Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *PNAS*. 111, 5271–5276. doi:10.1073/pnas.1318960111.
- Lewison RL, Wallace B, Alfaro-Shigueto J, Mangel JC, Maxwell SM, Hazen EL (2013) Fisheries bycatch of marine turtles: lessons learned from decades of research and conservation. In *Biology of Sea Turtles*, (Eds.) Wyneken J, Lohmann K, Musick J. CRC, Boca Raton, FL. Vol 3, pp 329–352.
- Lewison RL, Soykan CU, Cox T, Peckham H, Pilcher N, LeBoeuf N, McDonald S, Moore JE, Saina C, Crowder LB (2011) Ingredients for addressing the challenges of fisheries bycatch. *Bulletin of Marine Science* 87(2):235–250. doi:10.5343/bms.2010.1062.
- Lewison RL, Crowder LB (2007) Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology* 21, 79–86.
- Lewison RL, Crowder LB, Read AJ, Freeman SA (2004a) Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution* 19, 598–604.
- Lewison, R.L., Freeman, S.A. and Crowder, L.B. (2004b) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters* 7, 221–231.
- Lewison R, Crowder LB, Shaver DJ (2003) The Impact of turtle excluder devices and fisheries closures on loggerhead and Kemp's ridley strandings in the western Gulf of Mexico. *Conserv. Biol.* 17: 1089–1097. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.02057.x.
- Lewison RL, Crowder L (2003) Estimating fishery bycatch and effects on a vulnerable seabird population. *Ecol. Appl.* 13, 743–753.

- Lien J, Stenson GB, Carver S, Chardine J (1994) How many did you catch? The effect of methodology on bycatch reports obtained from fishermen. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue), 15: 535–540.
- Lilley MKS, Beggs SE, Doyle TK, Hobson VJ, Stromberg KHP, et al. (2011) Global patterns of epipelagic gelatinous zooplankton biomass. *Mar Biol* 158:2429–2436.
- Limpus CJ, Limpus DJ (2003a) Loggerhead turtles in the equatorial and southern Pacific Ocean. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books, Washington, DC, p 199–20.
- Lloris D, Meseguer S (2000) *Recursos marins del Mediterrani*. DARP, Barcelona. 240 p.
- Lucchetti A, Sala A (2010) An overview of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) bycatch and technical mitigation measures in the Mediterranean Sea. *Rev Fish Biol Fish*, 20:141–161. doi: 10.1007/s11160-009-9126-1.
- Lutcavage ME, Plotkin P, Witherington BE, Lutz PL (1997) Human impacts on sea turtle survival. In: *The Biology of Sea Turtles*. CRC Marine Science Series (eds P.L. Lutz and J.A. Musick). CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, pp. 387–409.
- MAGRAMA, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente. Estadísticas de la Flota Pesquera española. <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-pesqueras/pesca-maritima/estadistica-flota-pesquera/>. Consultat el 15 d'octubre de 2015.
- Malej A (1989) Behaviour and trophic ecology of the jellyfish *Pelagia noctiluca* (Forsskal, 1775). *J Exp Mar Biol Ecol* 126: 259–270.
- Mancini A, Koch V, Seminoff JA, Madon B (2011) Small-scale gill-net fisheries cause massive green turtle *Chelonia mydas* mortality in Baja California Sur, Mexico. *Oryx* 46(1): 69–77.
- Mansfield KL, Wyneken J, Porter WP, Luo J. (2014) First satellite tracks of neonate sea turtles redefine the ‘lost years’ oceanic niche. *Proc. R. Soc. B.* 281: 20133039. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.303>.
- Margaritoulis D, Politou C-Y, Laurent L (2003b) Assessing marine turtle bycatch in the trawl fisheries of Greece. In: *First Mediterranean Conference on Marine Turtles* (eds D. Margaritoulis and A. Demetropoulos). Barcelona Convention – Bern Convention – Bonn Convention (CMS), Nicosia, Cyprus, pp. 176–180.
- Massutí E, Reñones O (2005) Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 69: 167–181.
- Massutí E, Deudero S, Sánchez P, Morales-Nin B (1998) Diet and feeding of dolphinfish (*Coryphæna hippurus*) in western Mediterranean waters. *Bull Mar Scie* 63:329–341.
- Mayol J, Muntaner J, Aguilar R (1988) Incidencia de la pesca accidental sobre las tortugas marinas en el Mediterráneo español. *Butlletí de la Societat d’Història Natural de les Balears*, 32: 19–31.
- Meotti C, Podestà M (1997) Stomach contents of striped dolphins, *Stenellacoeruleoalba* (Meyen, 1833) from the western Ligurian Sea (Cetacea, delphinidae). *Atti soc it Sci Nat Museo civ Stor Nat Milano* 137: 5–15.
- Molinero JC, Ibanez F, Nival P, Buecher E, Souissi S (2005) North Atlantic climate and northwestern Mediterranean plankton variability. *Lim Ocean* 50:1213–1220.

- Morovic D (1961) Contribution to the knowledge of the nutrition of blue-fin tuna (*Thunnus thynnus* L.) in the Adriatic from fishes caught with ring nets. *Proceedings and Technical Papers of the General Fisheries Council for the Mediterranean* 6: 155–157.
- Myers RA, Worm B (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423, 280-283.
- Nada M, Casale P (2011) Sea turtle bycatch and consumption in Egypt threatens Mediterranean turtle populations. *Fauna & Flora International, Oryx* , 45(1), 143–149 doi:10.1017/S003060531000128.
- NMFS–SEFSC (National Marine Fisheries Service–South East Fisheries Science Center) (2001) Stock assessments of loggerhead and leatherback sea turtles and assessment of the impact of the pelagic long-line fishery on the loggerhead and leatherback sea turtles of the western North Atlantic. US Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-455.
- Orsi Relini L, Garibaldi F, Cima C, Palandri G (1995) Feeding of the swordfish, the bluefin and other pelagic nekton in the western Ligurian Sea. *SCRS/92/91 ICCAT* 44: 283–286.
- Oruç A (2001) Trawl fisheries in the eastern Mediterranean and its impact on marine turtles. *Zoology in the Middle East* 24, 119–125.
- Öztürk B, Salman A, Ozturk AA, Tonay A (2007) Cephalopod remains in the diet of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) and Risso’s dolphins (*Grampus griseus*) in the eastern Mediterranean Sea. *Vie Milieu* 57: 57–63.
- Parga ML (2012) Hooks and sea turtles: a veterinarian’s perspective. *Bull Mar Sci* 88: 731–741.
- Parsons TR (1995) The impact of industrial fisheries on the trophic structure of marine ecosystems. In: Polis GA, Winemiller KO, (Eds.) *Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics*, Chapman & Hall, New York. pp 352–357.
- Pauly D, Watson R, Alder J (2005) Global trends in world fisheries: Impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of Royal Society B*, 360, 5–12.
- Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R, Zeller D (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418, 689–695.
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres FJr (1998) Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860–863.
- Peckham SH, Maldonado-Diaz D, Koch V, Mancini A, Gaos A, et al. (2008) High mortality of loggerhead turtles due to bycatch, human consumption and strandings at Baja California Sur, Mexico, 2003 to 2007. *Endanger Species Res* 5: 171–183.
- Peckham SH, Diaz DM, Walli A, Ruiz G, Crowder LB, et al. (2007) Small-scale fisheries bycatch jeopardizes endangered pacific loggerhead turtles. *PLoS ONE*, 2(10): e1041. doi:10.1371/journal.pone.0001041.
- Piovano S, Basciano G, Swimmer Y (2012) Evaluation of a bycatch reduction technology by fishermen: A case study from Sicily. *Mar Policy* 36(1):272–277.
- Piovano S, Clusa M, Carreras C, Giacomina C, Pascual M, Cardona L (2011) Different growth rates between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of Mediterranean and Atlantic origin in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 158: 2577–2587.

- Piovano S, Swimmer Y, Giacomini C (2009) Are circle hooks effective in reducing incidental captures of loggerhead sea turtles in a Mediterranean longline fishery?. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19, 779–785.
- Planque B, Fromentin J-M, Cury P, Drinkwater K, Jennings S, Perry I, Kifani S (2010) How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate? *Journal of Marine Systems* 79(3–4): 403-417. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.12.018>.
- Polovina JJ, Howell E, Parker DM, Balazs GH. (2003) Dive-depth distribution of loggerhead (Carretta carretta) and olive ridley (Lepidochelys olivacea) sea turtles in the Central North Pacific: might deep longline sets catch fewer turtles? *Fishery Bulletin* 101: 189–193.
- Read A (2008) The looming crisis: interactions between marine mammals and fisheries. *J Mammal* 89 (3): 541–548.
- Revelles M, Camiñas JA, Cardona L, Parga M, Tomás J, Aguilar A, Alegre F, Raga A, Bortolero A, Oliver G (2008) Tagging reveals limited exchange of immature loggerhead turtles (*Caretta caretta*) between regions in the western Mediterranean. *Scientia Marina* 72: 511-518.
- Revelles M, Cardona L, Aguilar A, Sanfelix M, Fernandez G (2007a) Habitat use by immature loggerhead sea turtles in the Algerian basin (western Mediterranean): swimming behaviour, seasonality and dispersal pattern. *Marine Biology* 151: 1501-1515.
- Revelles M, Isern-Fontanet J, Cardona L, Sanfelix M, Carreras C, Aguilar A (2007b) Mesoscale eddies, surface circulation and the scale of habitat selection by 22 immature loggerhead sea turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 347: 41-57.
- Revelles M, Carreras C, Cardona L, Marco A, Bentivegna F, Castillo JJ, DE Martino G, Mons JL, Smith MB, Rico C, Pascual M, Aguilar A (2007c) Evidence for an asymmetric size exchange of loggerhead sea turtles between the Mediterranean and the Atlantic through the Straits of Gibraltar. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 349: 261-271.
- Revelles M, Cardona L, Aguilar A, Fernández G (2007) The diet of pelagic loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of the Balearic archipelago (western Mediterranean): relevance of long-line baits. *J Mar Biol Ass UK* 87: 805–813.
- Rivalan P, Barbraud C, Inchausti P, Weimerskirch H (2010) Combined impacts of longline fisheries and climate on the persistence of the Amsterdam Albatross *Diomedea amsterdamensis*. *Ibis (Lond 1859)* 152(1):6–18.
- Romeo T, Consoli P, Castriota L, Andaloro F (2009) An evaluation of resource partitioning between two billfish, *Tetrapturus belone* and *Xiphias gladius*, in the central Mediterranean Sea. *J Mar Biol Ass UK* 89(4): 849–857.
- Sacchi J (2008) Impact des techniques de pêche sur l'environnement en Méditerranée. (Études et revues, Vol. 84), FAO, Rome.
- Sánchez P., Sartor P., Recasens L., Ligas A., Martin J., De Ranieri S., Demestre M. (2007) Trawl catch composition during different fishing intensity periods in two Mediterranean demersal fishing grounds. *Scientia Marina* 71:765-773.
- Sanz Brau A (1990) Sur la nourriture des jeunes thons rouges *Thunnus thynnus* (L. 1758) des côtes du Golfe de Valence. *Rapp Comm Int Expl Sci Mer Médit* 32: 274.

- Sasso CR, Epperly SP (2007) Survival of pelagic juvenile loggerhead turtles in the open ocean. *J Wildl Manag* 71: 1830–1835.
- Sella I (1982) Sea turtles in the eastern Mediterranean and northern Red Sea. In: *Biology and Conservation of Sea Turtles* (ed K.A. Bjorndal). Smithsonian Inst. Press, Washington DC, USA, pp. 417–423.
- Seminoff JA, Eguchi T, Carretta J, Allen CD, Prospero D, Rangel R, Gilpatrick JW, Forney K, Peckham HS (2014) Loggerhead sea turtle abundance at a foraging hotspot in the eastern Pacific Ocean: implications for at-sea conservation. *Endangered Species Res*, 24: 207–22.
- Silvani L, Gazo M, Aguilar A (1999) Spanish driftnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation* 90: 79–85.
- Sinopoli M, Pipitone C, Campagnuolo S, Campo D, Castriota L, et al. (2004) Diet of young-of-the-year bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758), in the southern Tyrrhenian (Mediterranean) Sea. *J Appl Ichthyol* 20: 310–313.
- Smith CJ, Papadopoulou KN, Diliberto S (2000) Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1340–1351.
- Soykan CU, et al. (2008) Why study bycatch? *Endanger Species Res* 5: 91–102.
- Spotilla JR (2004) *Sea turtles*. John Hopkins University Press.
- Swimmer Y, Suter J, Arauz R, Bigelow K, López A, Zanela I, Bolaños Alan, Ballesteros J, Suárez R, Wang J, Boggs C (2011) Sustainable fishing gear: The case of modified circle hooks in a Costa Rican longline fishery. *Marine Biology* 158(4): 757–767. DOI:10.1007/s00227-010-1604-4.
- Swimmer Y, Arauz R, McCracken M, McNaughton L, et al. (2006) Diving behavior and delayed mortality of olive ridley sea turtles *Lepidochelys olivacea* alter their release from longline fishing gear. *Mar Ecol Prog Ser* 323: 253–261.
- Tomás J, Gozalbes P, Raga JA, Godley BJ (2008) Bycatch of loggerhead sea turtles: insights from 14 years of stranding data. *Endangered Species Research*, 5: 161–169.
- Tomás J, Aznar FJ, Raga JA (2001) Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. *J Zool Lond* 255: 525–532.
- Tuck GN, Polacheck T, Croxall JP, Weimerskirch H (2001) Modelling the impact of fishery bycatches on albatross populations. *J. Appl. Ecol.* , 38, 1182–1196.
- Tudela S (2004) *Ecosystem Effects of Fishing in the Mediterranean: An Analysis of the Major Threats of Fishing Gear and Practices to Biodiversity and Marine Habitats*. (Studies and Reviews, Vol. 74), FAO, Rome.
- IUCN *Red List of Threatened Species*. Disponible a: <http://www.iucnredlist.org/>. Consultat el 15 d'octubre de 2015.
- IUCN *Marine Turtle Specialist Group*. *Caretta caretta*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T3897A10159448. Consultat el 15 d'octubre de 2015. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T3897A10159448.en> .

- Wallace BP, Kot C, Dimatteo A, Lee T, Crowder L, Lewison R (2013) Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. *Ecosphere* 4: 1–49. doi:10.1890/ES12-00388.1.
- Wallace BP, et al. (2011) Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS ONE* 6:e24510.
- Wallace BP, Lewison RL, McDonald S, McDonald R, Cot CY, et al. (2010a) Global patterns of marine turtle bycatch. *Conservation letters* 3(2): 1–12. Washington DC: Smithsonian Institution Press. 367–396.
- Wallace BP et al. (2010b) Regional management units for marine turtles: A novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PLoS ONE* 5:e15465.
- Watson JW, Epperly SP, Shah AK, Foster DG (2005) Fishing methods to reduce seaturtle mortality associated with pelagic longlines. *Can J Fish Aquat Sci* 62: 965–981. doi:10.1139/f05-004.
- Williard A, Parga M, Sagarminaga R, Swimmer Y. (2015) Physiological ramifications for loggerhead turtles captured in pelagic longlines. *Biol. Lett.* 11: 20150607. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2015.0607>.
- Witherington B, Kubilis P, Brost B, Meylan A (2009) Decreasing annual nest counts in a globally important loggerhead sea turtle population. *Ecol Appl* 19: 30-54.
- Wyneken J, Lohmann KJ, Musick JA (Eds.) (2013) *The Biology of Sea Turtles*, vol. III. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 457 pp.

La tortuga babaua és una espècie amenaçada, que ha experimentat una greu reducció de les seves poblacions a nivell mundial. En aquest sentit, s'han identificat molts factors implicats en la mortalitat d'aquesta espècie però, de tots ells, el més significatiu és la pesca. En el cas del mar Mediterrani occidental, tradicionalment, la captura accidental de tortugues marines havia estat relacionada majoritàriament amb el palangre de superfície, i molts estudis han confirmat que és l'art amb més incidència al sud de la Península Ibèrica. Tot i així, s'han anat identificant altres arts de pesca que generen importants captures en determinades regions, com és el cas de les Illes Balears o el mar Adriàtic, on el tresmall de llagosta o l'arrossegament, respectivament, són els arts que generen més captures. En aquest context, la manca d'informació sobre l'impacte causat per la flota de pesca professional catalana va impulsar l'inici d'aquesta tesi, amb la intenció d'estudiar la seva interacció amb la tortuga babaua a Catalunya. D'aquesta manera, l'objectiu principal d'aquesta tesi és estimar la mortalitat generada per la pesca professional al mar Mediterrani occidental, així com avaluar el paper que té aquesta espècie dins el conjunt de l'ecosistema, de manera que es puguin fer paleses les conseqüències que comporta la reducció de les seves poblacions.



*Necesito del mar porque me enseña
no sé si aprendo música o conciencia
no sé si es ola sola o ser profundo
o sólo ronca voz o deslumbrante
suposición de peces y navíos.*

PABLO NERUDA