



Interazione tra pesca e specie protette

Tursiops truncatus e Caretta caretta.

**Valutazione dello stato d'incidenza e indagine tra gli operatori
della pesca professionale**

Gennaio 2019

I. Sommario

1.	PREMESSA.....	5
2.	INTRODUZIONE.....	5
3.	OBIETTIVO DEL DOCUMENTO	6
4.	ADRIATICO SETTENTRIONALE: ASPETTI ECOLOGICI CHE POSSONO INFLUENZARE LA PRESENZA, DISTRIBUZIONE E CONSERVAZIONE DELLE DUE SPECIE	7
4.1.	Presenza di fanerogame, coralligeno e letti di Maerl sul fondale.....	8
4.2.	Elementi trofici che possono influire sulla presenza del tursiope e della caretta.....	10
5.	TURSIOPE E CARETTA: BIOLOGIA, ECOLOGIA E DISTRIBUZIONE.....	11
5.1.	Cetacei nel Nord Adriatico.....	11
5.2.	Tartarughe marine.....	13
5.3.	Analisi degli spiaggiamenti	14
6.	ANALISI DELL'INTERAZIONE TRA PESCA CON TURSIOPE E CARETTA	23
6.1.	Interazioni dirette.....	23
6.2.	Interazioni trofiche indirette	25
6.3.	Uccisioni intenzionali e catture accidentali	26
6.4.	Interazione tra delfini e pesca nelle acque del Veneto	27
6.5.	Analisi delle cause di morte degli animali spiaggiati: ruolo delle attività di pesca	28
7.	STRUMENTI DI MITIGAZIONE PER LIMITARE L'INTERAZIONE TRA SPECIE PROTETTE E ATTIVITA' DI PESCA	31
7.1.	Acoustic harassment devices.....	31
7.2.	La griglia di esclusione o TED (Turtle Excluder Device, dispositivi di esclusione delle tartarughe).	32
7.2.1.	L'evoluzione storica dei TEDs	34
7.3.	Dissuasori luminosi	36
7.4.	Dissuasori acustici - STAR (Sea Turtle Acoustic Repellent).	37
7.5.	Sistemi di mitigazione per i palangari.....	38
8.	MISURE DI CONSERVAZIONE E TUTELA BIOLOGICA APPLICATE AL COMPARTO PESCA	39
8.1.	Misure di riduzione dello sforzo pesca attualmente adottate nel Bacino Nord Adriatico: l'esempio del Veneto.....	39
8.2.	Individuazione delle buone prassi già in essere che interessano il comparto pesca del Nord Adriatico	41
8.3.	Suggerimenti per l'implementazione delle misure di conservazione sulla base di quelle già esistenti in caso di istituzione di SIC marino	43
9.	ANALISI DELLE IMPRESE DI PESCA POTENZIALMENTE IMPATTATE DALL'INTRODUZIONE DI AREE RETE NATURA 2000 SIC E ZPS SUL MARE ALTO ADRIATICO	46
9.1.	Il contesto produttivo Alto adriatico	47
9.2.	Dettaglio della flotta.....	48
9.3.	Possibili ricadute nei diversi territori della possibile introduzione di un'area Rete Natura 2000 SIC/ZPS	54
9.3.1.	Interferenza con la nuova perimetrazione SIC	55

9.3.2. Interferenza con la nuova perimetrazione ZPS.....	56
10. BIBLIOGRAFIA	58

II. Indice delle tabelle

Tabella 9.1: Ripartizione degli attrezzi principali (Main Gear) rispetto al porto di riferimento per il Friuli Venezia Giulia (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).....	48
Tabella 9.2: Ripartizione degli attrezzi principali (Main Gear) rispetto al porto di riferimento per il Veneto (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).....	48
Tabella 9.3: Ripartizione degli attrezzi principali (Main Gear) rispetto al porto di riferimento per l'Emilia Romagna (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).....	49
Tabella 9.4: Ambiti di potenziale limitazione con nuova perimetrazione SIC.	55
Tabella 9.5: Suddivisione delle tipologie di attrezzi per zone di pesca riferiti a ciascuna marineria.....	56
Tabella 9.6: Ambiti di potenziale limitazione con nuova perimetrazione ZPS.....	56

III. Indice dei grafici

Grafico 5.1: spiaggiamenti totali per anno e linea di tendenza polinomiale.	15
Grafico 5.2: grafico relativo al numero di spiaggiamenti (1986-2018) lungo le coste italiane del Nord Adriatico divise a Nord e Sud del Po (rispettivamente Veneto e Friuli vs Emilia Romagna).	16
Grafico 5.3: grafico relativo agli spiaggiamenti mensili nel periodo 1986-2018.	16
Grafico 5.4: grafico relativo alla media mensile degli spiaggiamenti nel periodo 1986-2018.....	17
Grafico 5.5: grafico relativo alla media mensile degli spiaggiamenti nel periodo 1986-2018 a Nord (Veneto e Friuli) e Sud del Po (Emilia Romagna).	17
Grafico 5.6: media stagionale degli spiaggiamenti di cetacei rilevati nel Nord Adriatico durante il progetto NETCET (2012-2015).	19
Grafico 5.7: media mensile degli spiaggiamenti di cetacei rilevati in Croazia Settentrionale e Slovenia durante il progetto NETCET (2012-2015).	19
Grafico 5.8: media mensile degli spiaggiamenti di cetacei rilevati in Italia Settentrionale durante il progetto NETCET (2012-2015).	20
Grafico 5.9: andamento degli spiaggiamenti di tartarughe lungo le coste del Veneto (2009-2018).	21
Grafico 5.10: condizioni di conservazione delle tartarughe spiaggiate.	21
Grafico 5.11: spiaggiamenti di tartarughe registrati durante il periodo del progetto NETCET (2012-2015) nell'Adriatico Settentrionale.....	22
Grafico 9.1: Ripartizione della flotta da pesca per le regioni del Distretto Ittico (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register).....	47
Grafico 9.2: Suddivisione dei pescherecci per gruppi di attrezzi per la regione del Friuli Venezia Giulia (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register).....	49
Grafico 9.3: Suddivisione dei pescherecci per gruppi di attrezzi per la regione del Friuli Venezia Giulia (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register).....	50
Grafico 9.4: Suddivisione dei pescherecci per gruppi di attrezzi per la regione del Veneto (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register).....	51
Grafico 9.5: Ripartizione dei pescherecci per gruppi di attrezzi e per porto di riferimento per la regione del Veneto (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).....	52
Grafico 9.6: Suddivisione dei pescherecci per gruppi di attrezzi per la regione dell'Emilia Romagna (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).....	52
Grafico 9.7: Ripartizione dei pescherecci per gruppi di attrezzi e per porto di riferimento per la regione dell'Emilia Romagna (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).....	53

IV. Indice delle figure

Figura 4.1: probabilità di distribuzione di <i>Posidonia</i> spp. in Alto Adriatico. Fonte EMODnet	8
Figura 4.2: probabilità di distribuzione di letti di Maerl. in Alto Adriatico. Fonte EMODnet	9
Figura 4.3: probabilità di distribuzione di Coralligeno in Alto Adriatico. Fonte EMODnet	10
Figura 5.1: distribuzione degli spiaggiamenti di <i>Tursiops truncatus</i> in Italia desunti dalla Banca Dati Spiaggiamenti (BDS) (Podestà et al., 2015).	15
Figura 7.1: Esempio schematico di applicazione del TED (Queensland Government, 2012).	34
Figura 7.2: Schema del TED Supershooter (FAO, 2006).....	35
Figura 7.3: Sezione del TED Supershooter (GSM Fisheries Commission, 1995)	35
Figura 7.4: Schema del TED FlexGrid (Fonte: Tartalife, 2017).	35
Figura 9.1: Territori aderenti al Distretto di Pesca Alto Adriatico (fonte Osservatorio Socio Economico della Pesca e dell'Acquacoltura).....	46

1. PREMESSA

Il presente documento “Interazione tra pesca e specie protette *Tursiops truncatus* e *Caretta caretta*. Valutazione dello stato d’incidenza e indagine tra gli operatori della pesca professionale” costituisce un allegato del Progetto di cooperazione dal titolo “Valutazione dell’interazione della pesca marittima e della maricoltura con le specie *Caretta caretta* e *Tursiops truncatus* nella fascia costiera veneta”, proposto dai FLAG veneti (FLAG Chioggia Delta del Po e FLAG Veneziano) nel quadro delle attività di cooperazione previste dalla misura 4.64 del FEAMP 2014/20 e nell’ambito del bando pubblicato dalla Regione Veneto con DGR n. 561/2018. I contenuti tecnici del progetto di cooperazione sono stati definiti attraverso una disamina critica della letteratura esistente inclusi i rapporti tecnici di CNR-ISMAR, ISPRA, Cre.Di.Ma e del progetto NETCET, una elaborazione dei dati in possesso del Dipartimento di Biomedicina Comparata e Alimentazione in merito agli spiaggiamenti di animali lungo le coste di Veneto tra il 2002 e il 2018, elaborando i dati delle Banche Dati Spiaggiamenti (<http://mammiferimarini.unipv.it/> e <http://www.marinemammals.eu/>) e a seguito di una serie di incontri tra i ricercatori del settore.

2. INTRODUZIONE

Il Ministero dell’Ambiente della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), a fronte delle risultanze del Seminario Biogeografico Marino con la Commissione Europea (Malta, 27-29 settembre 2016) e del Convegno sulle misure di gestione della pesca nei siti Natura 2000 (Zara, 6-12 ottobre 2017), ha ritenuto necessario di istituire un unico SIC marino nel Mar Adriatico a tutela delle specie tursiope e tartaruga marina entro le 12 mn italiane per rispondere alla EU Pilot 8348/16/ENV, basandosi su dati frammentati e discontinui nel tempo relativi alla presenza di tursiope e caretta nell’acque del Veneto e delle Regioni contigue. Di fatto l’attenzione verso questo settore del Mar Adriatico in merito a queste specie protette è sempre stato marginale fino all’avvio del progetto IPA Adriatico NETCET che ha messo in risalto la presenza e la distribuzione di questi animali in un’area fortemente dedicata alle attività di pesca, facendo emergere preoccupazioni e conflitti.

Il presente documento vuole organizzare le informazioni presenti e fornire ulteriori dati che possano supportare i processi decisionali tenendo tuttavia conto del coinvolgimento degli operatori del settore pesca. In particolare, nella parte 1 viene presentata la disamina della letteratura e dei dati esistenti relativamente agli aspetti ambientali ed ecologici che possono influenzare la presenza di tursiope (*Tursiops truncatus*) e caretta (*Caretta caretta*) nel bacino Adriatico settentrionale con particolare riferimento alle coste del Veneto. Oltre a questi dati vengono fornite alcune informazioni relative alla presenza di habitat quali coralligeno, posidonia e letti di maerl che possono inficiare la pesca a strascico per applicazione

dell'articolo 4.4 del Regolamento CE 1967/2006, **acquisite da alcuni riferimenti bibliografici recenti che non si intendono esaustivi per poter confermare o meno la presenza/assenza di tali habitat.**

La parte 1 continua con una descrizione degli aspetti biologici e comportamentali delle due specie approfondendo quindi le cause degli spiaggiamenti e l'aspetto di interazione con la pesca. Infine, vengono presi in considerazione i principali strumenti che possono essere applicati per mitigare il possibile impatto della pesca sulla conservazione di queste specie presentando anche le buone pratiche che i pescatori del comparto di pesca del Nord Adriatico già attuano.

Nella seconda parte vengono presentati i dati derivanti dalle indagini e attività di monitoraggio svolte grazie alla presenza di osservatori a bordo di imbarcazioni e mediante la distribuzione di appositi questionari. Vengono infine presentate le conclusioni di tale lavoro di campo anche in relazione a quanto presentato nella parte precedente.

Il documento si conclude con l'analisi territoriale delle imprese di pesca alto adriatiche (regioni Friuli Venezia Giulia, Veneto ed Emilia Romagna) al fine di individuare quelle potenzialmente impattate dall'introduzione di aree RETE NATURA 2000 SIC E ZPS sul mare alto Adriatico.

3. OBIETTIVO DEL DOCUMENTO

Il presente documento ha la finalità di contribuire alle conoscenze esistenti relative alla delicata questione dell'interazione tra specie protette incluse nella Direttiva Habitat, quali tursiope e caretta, e il mondo della pesca organizzando i dati presenti oltre a raccogliere ulteriori informazioni in merito alla presenza di tali specie in Adriatico Settentrionale stimolando il coinvolgimento attivo degli operatori del settore. Il documento vuole quindi completare il quadro fornendo anche il punto di vista del mondo della pesca, contribuendo così a supportare i processi decisionali degli organi e istituzioni competenti in merito all'istituzione di zone NATURA 2000 in questo settore.

Interazioni tra le specie tursiope (*Tursiops truncatus*) e caretta (Caretta caretta) in Alto Adriatico: stato dell'arte

Vengono di seguito riportate alcune informazioni circa l'interazione tra le specie oggetto del presente documento (tursiope e caretta) e gli ambienti dell'Alto Adriatico.

4. ADRIATICO SETTENTRIONALE: ASPETTI ECOLOGICI CHE POSSONO INFLUENZARE LA PRESENZA, DISTRIBUZIONE E CONSERVAZIONE DELLE DUE SPECIE

La delimitazione geografica dell'Adriatico settentrionale (anche "Nord Adriatico" o "Alto Adriatico") è molto variabile e può essere riferita ad aree con estensioni e caratteristiche oceanografiche alquanto diverse. Queste definizioni discordanti, o la mancanza di una delimitazione precisa dell'area, possono essere motivo di errori nell'interpretazione e utilizzo delle informazioni disponibili in letteratura. Ad esempio, negli studi sulla mortalità di delfini dovuta alle attività di pesca, può essere complicato confrontare le stime di abbondanza degli animali in un determinato settore dell'Adriatico con i livelli di catture accidentali (chiamate anche "bycatch") relativi a zone di diversa estensione. Per ottenere informazioni utili e corrette, sarebbe necessario confrontare i dati riguardanti la stessa zona geografica, idealmente ottenuti nello stesso intervallo temporale. In questo resoconto la denominazione "Adriatico settentrionale" è talvolta generica, poiché non è sempre possibile definire di volta in volta a quale area specifica si riferiscano i diversi studi (per alcuni dei casi citati è possibile fare riferimento alla Figura 1). La denominazione "Adriatico nord-orientale", infine, è qui arbitrariamente riferita alle acque al largo delle coste del Veneto.

Al fine di poter valutare lo stato di protezione dell'habitat presente in Alto Adriatico, riportiamo qui alcune considerazioni su biocenosi specifiche che possono portare ad uno stato di protezione particolarmente elevato con restrizioni per le attività di pesca, in particolare per lo strascico. Le informazioni presenti sono state acquisite sia dalla letteratura più recente sia da siti di progetti finanziati con fondi europei. In particolare, le immagini associate sono state estrapolate da progetti quali EMODNET e ADRIPLAN, i cui dati sono stati quindi pubblicati da Martin e colleghi (2014) e riportano una condizione di probabilità di presenza, seguendo modelli che tengono conto delle principali caratteristiche oceanografiche necessarie per la presenza di tali biocenosi.

4.1. Presenza di fanerogame, coralligeno e letti di Maerl sul fondale.

Nonostante la previsione di Martin et al (2014) inclusa in EMODNET identifichi la presenza da 0 a 10% (Fig. 1.1), dal 1850 le praterie di *Posidonia* endemica si sono ridotte progressivamente e ad oggi sono virtualmente estinte dal Nord Adriatico. Un'area di 190 km² di fronte alle lagune di Marano e Grado sono scomparse negli anni 70. Per quanto riguarda *Cymodocea nodosa* e altre fanerogame sono riportate lungo le coste orientali (fuori Laguna di Marano e Grado) e all'interno delle lagune costiere del Nord-Est.

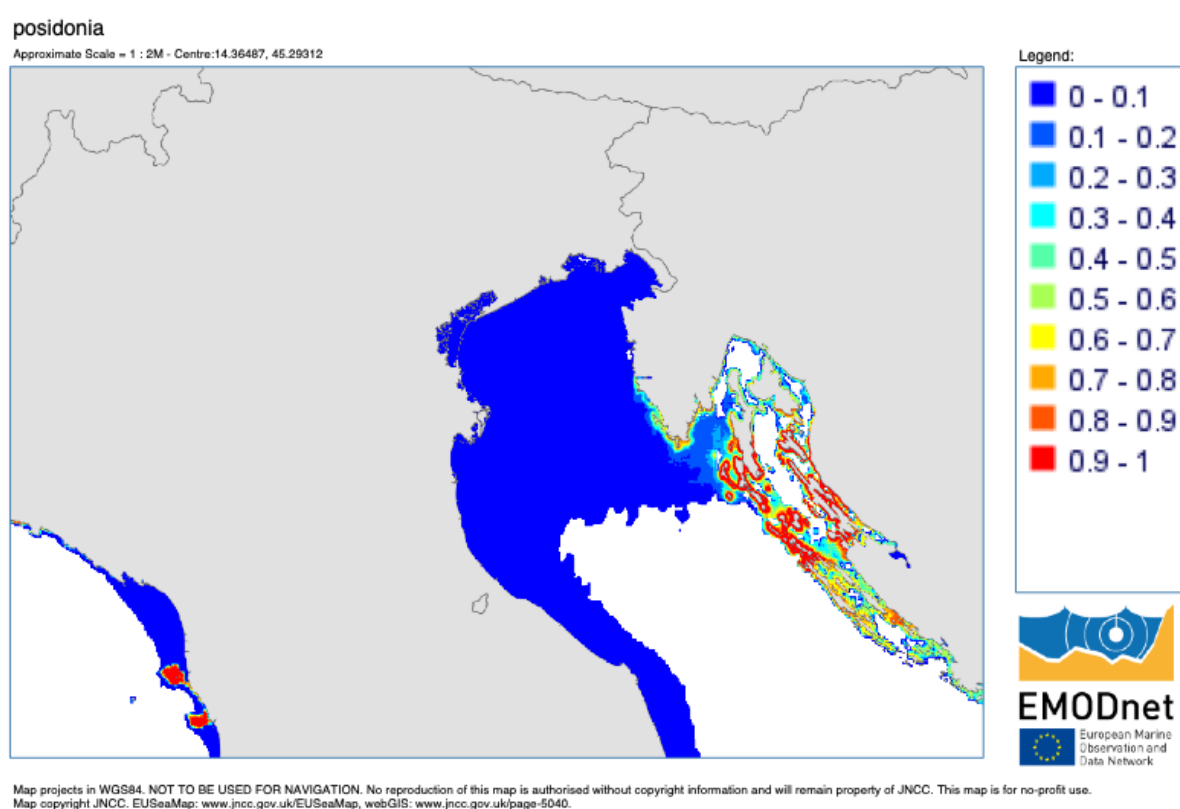


Figura 4.1.1: probabilità di distribuzione di *Posidonia* spp. in Alto Adriatico. Fonte EMODnet

Per quanto riguarda i letti di maerl si sviluppano di solito vicini alle biocenosi coralligene e in quelle aree caratterizzate da forti correnti sul fondo del mare. Attualmente la letteratura relativa alla sua presenza e distribuzione in Adriatico è frammentaria. Nel bacino settentrionale ci sono numerosi spots in cui è nota l'associazione tra maerl e coralligeno. Lo studio predittivo (Martin et al., 2014) segnala l'Adriatico Settentrionale come un'area potenzialmente favorevole per la loro presenza, per quanto bassa e limitata alle coste a Nord del Delta (Fig. 1.2). In effetti, nelle acque del Veneto, per quanto le formazioni delle *Tegnue* sono state mappate e studiate in maniera esaustiva con una chiara distribuzione a Nord del Delta del Po. Non ci sono invece informazioni più concrete sulla

presenza del Maerl in questa zona: Martin et al., la danno con una zona con bassa probabilità (0-0.3 in una scala da 0 a 1) per le caratteristiche batimetriche e delle correnti e le concentrazioni di fosfati e silicati, soprattutto in prossimità della costa (Fig 1.3).

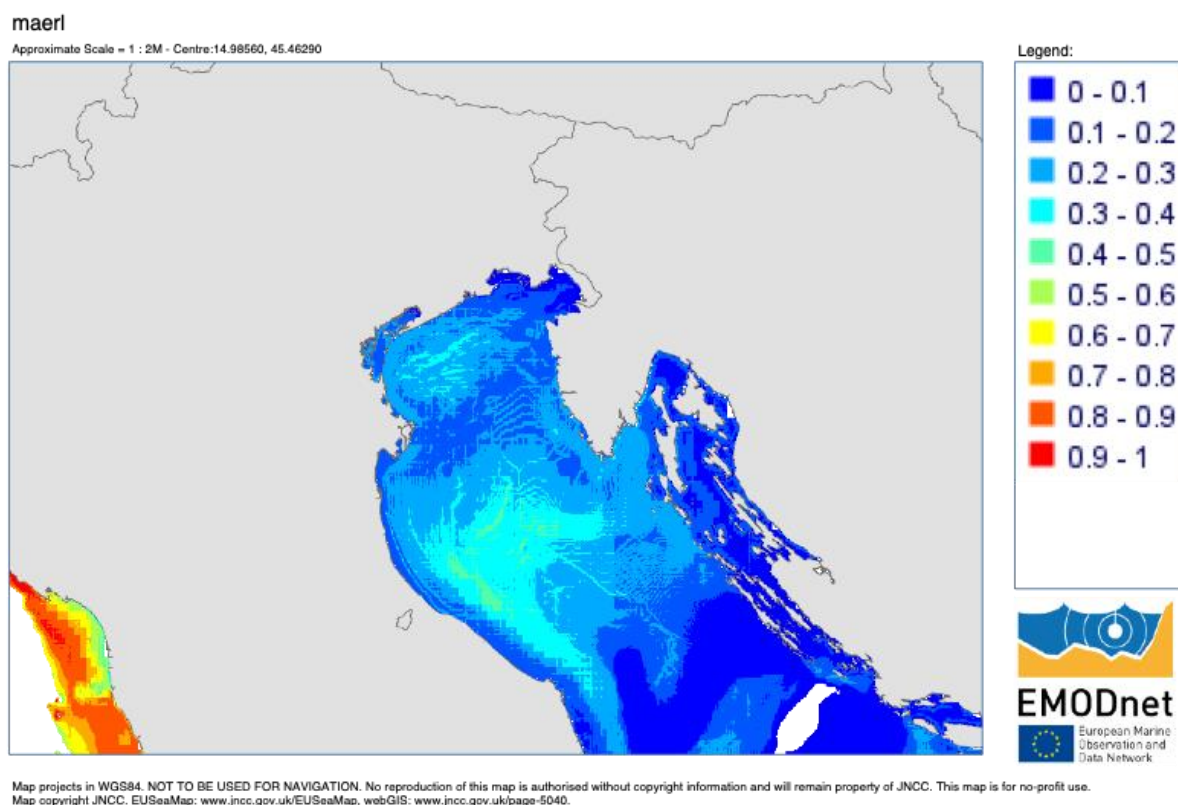


Figura 4.1.2: probabilità di distribuzione di letti di Maerl. in Alto Adriatico. Fonte EMODnet

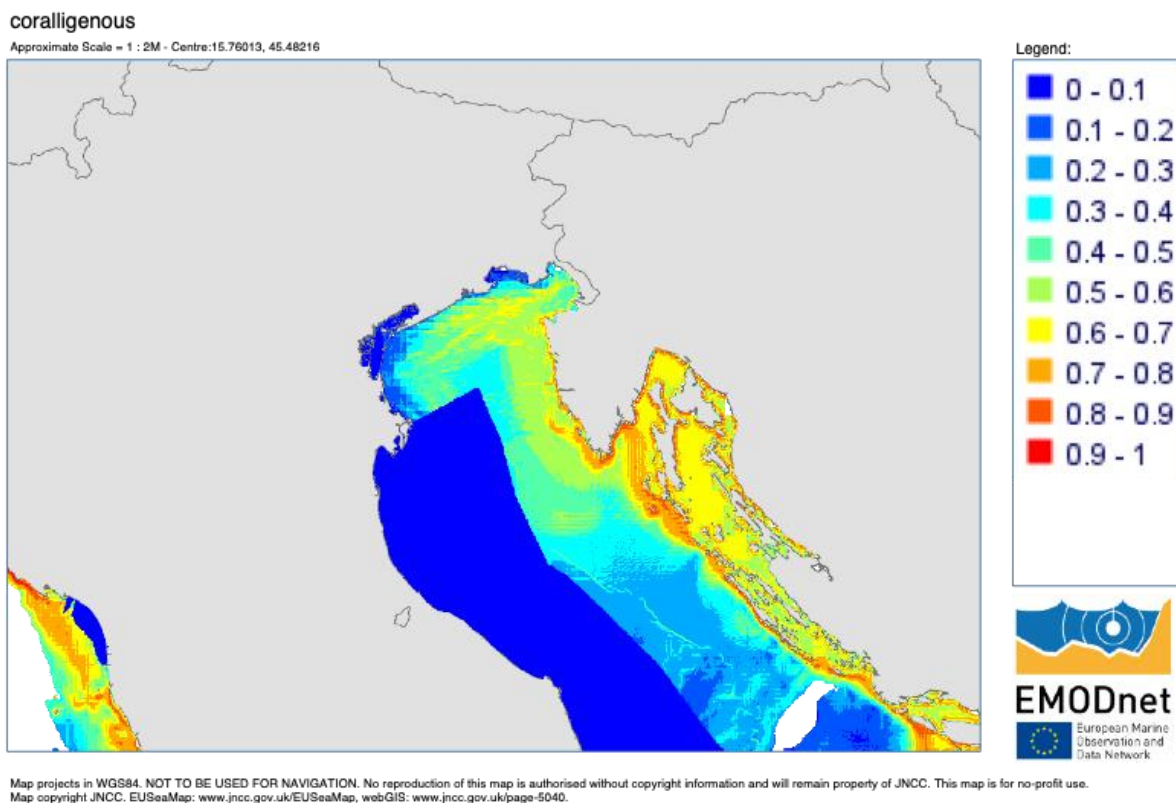


Figura 4.1.3: probabilità di distribuzione di Coralligeno in Alto Adriatico. Fonte EMODnet

4.2. Elementi trofici che possono influire sulla presenza del tursiope e della caretta

L'Adriatico settentrionale è soggetto a forti fluttuazioni oceanografiche e trofiche dovute principalmente alle attività umane (Degobbis et al. 2000, Russo et al. 2002, Solidoro et al. 2009, Fortibuoni et al. 2010, Mozetič et al. 2010, Lotze et al. 2011). Queste fluttuazioni comportano variazioni nella disponibilità di prede che possono influenzare l'abbondanza e la distribuzione locale del tursiope in diverse porzioni del bacino (Bearzi et al. 2008a, Fortuna et al. 2018). L'abbondanza e la distribuzione dei delfini possono dipendere anche da altri fattori, come la distribuzione dello sforzo di pesca (ad esempio in conseguenza dell'alimentazione al seguito di pescherecci a strascico) e il rumore antropogenico (Rako-Gospić et al. 2017). La percezione di una maggiore abbondanza di delfini riportata da alcuni pescatori che operano lungo la costa italiana potrebbe essere dovuta a un aumento delle interazioni con la pesca, o a cambiamenti nella distribuzione dei tursiopi all'interno del bacino, più che a un aumento numerico assoluto degli animali. Le informazioni relative alla Caretta sono invece più complesse e anche meno note. Tuttavia è plausibile supporre che le medesime condizioni che favoriscono la presenza del tursiope supportano il comportamento neritico di tale specie, soprattutto in zone quali la Sacca di Goro.

5. TURSIOPE E CARETTA: BIOLOGIA, ECOLOGIA E DISTRIBUZIONE

Al fine di comprendere le interazioni con la pesca, questo capitolo affronta gli aspetti biologici ed ecologici delle specie oggetto di questa relazione.

5.1. Cetacei nel Nord Adriatico

L'Adriatico settentrionale è una delle poche aree del Mediterraneo caratterizzate da una discreta quantità di informazioni storiche sui cetacei (Bearzi et al. 2004, 2008c, 2011b, Pierantonio e Bearzi 2012). Storicamente solo due delfinidi erano abbondanti in queste acque: il delfino comune *Delphinus delphis* e il tursiope *Tursiops truncatus*. Per più di un secolo e fino agli anni '60, nel tentativo di ridurre il conflitto con la pesca, sono state condotte uccisioni occasionali e sistematiche campagne di sterminio (si veda la sezione "Impatto della pesca sui delfini in tempi storici"). Queste uccisioni intenzionali hanno innescato il declino del delfino comune, il cui stato di conservazione è stato in seguito compromesso da un declino delle prede dovuto alla pesca eccessiva e da un progressivo degrado dell'habitat (Bearzi et al. 2003, 2004). Negli ultimi decenni il delfino comune è divenuto estremamente raro in tutto l'Adriatico, con pochissime segnalazioni limitate a singoli individui o piccoli gruppi sporadici (es. Bearzi e Notarbartolo di Sciara 1995, Genov et al. 2012).

Oggi il tursiope è l'unico cetaceo regolarmente osservato in Adriatico settentrionale (Bearzi et al. 2004, 2008a,b, 2009, Fortuna et al. 2013, 2015, 2018, Holcer et al. 2014, 2015). La popolazione adriatica ha sicuramente sofferto per le uccisioni deliberate, il degrado ambientale e la sottrazione di risorse dovuta alla pesca. Nonostante ciò, il tursiope è una specie molto resistente e opportunista, in grado di adattarsi e sopravvivere in situazioni ambientali compromesse (Bearzi et al. 2019). Non sorprende quindi che sia riuscito a persistere in queste acque, forse anche grazie a una minore competizione trofica dovuta al netto declino di altre specie (tra cui molte specie di elasmobranchi, le cui catture in Adriatico sono diminuite di oltre il 90% a causa della pesca intensiva; Ferretti et al. 2013, Barausse et al. 2014).

La presenza di altri cetacei nell'Adriatico settentrionale va considerata accidentale, sia per le specie che sono regolarmente presenti nelle acque più profonde del settore meridionale (tra cui la stenella striata *Stenella coeruleoalba*, il grampo *Grampus griseus* e lo zifio *Ziphius cavirostris*; Fortuna et al. 2013, Holcer et al. 2015), sia per altre specie occasionalmente presenti nel bacino (ad esempio la balenottera comune *Balaenoptera physalus* e il capodoglio *Physeter macrocephalus*; Bearzi et al. 2011b, Pierantonio e Bearzi 2012, Holcer et al. 2015).

Le informazioni sui tursiopi ottenute in mare e pubblicate in periodici di buon livello scientifico tendono ad essere concentrate in poche zone dove le comunità locali sono state studiate in modo intensivo; in particolare nel Quarnero croato dove sono in corso monitoraggi continuativi sin dal 1987 (Bearzi et al.

1997, 1999, Pleslić et al. 2015, Rako-Gospić et al. 2017) e nel Golfo di Trieste dove gli studi sono iniziati nel 2002 (Genov et al. 2008). Sono inoltre disponibili informazioni sulla distribuzione dei tursiopi nelle acque al largo del Veneto e dell'Emilia Romagna (1988–2007; Bearzi et al. 2008a, 2009), e nel settore occidentale dell'Istria (2012–2015; Ribarič 2018), oltre a uno studio sulle interazioni fra tursiopi e piattaforme offshore al largo di Marina di Ravenna (2001–2005; Triossi et al. 2013). Esistono poi diversi altri studi relativi ad aspetti del comportamento, ecologia e conservazione della specie, che per brevità non sono citati in questa relazione.

La situazione demografica del tursiope in Adriatico è in via di chiarimento. Di notevole rilievo sono le informazioni ottenute dai survey aerei svolti nelle estati del 2010 e del 2013 (Fortuna et al. 2011, 2013, 2015, 2018, Holcer et al. 2014, 2015). Un terzo survey ha avuto luogo nell'estate del 2018, ma i dati non sono ancora disponibili. Le stime basate sui survey del 2010 e 2013 hanno quantificato l'abbondanza della popolazione adriatica di tursiope in 5.700 individui (CI 4.300–7.600; Fortuna et al. 2018). La stima riferita all'Adriatico settentrionale è di 2.600 individui (CI 2.200–2.900), pari a 0,057 individui/km² (Fortuna et al. 2018), ovvero a una media di 5,7 individui ogni 100 km². Come sottolineano gli stessi autori, queste stime di abbondanza necessitano di correzioni che tengano conto degli errori statistici tipici del metodo di *distance sampling* (tra cui *availability bias* e *perception bias*): si tratta quindi di numeri che sottostimano l'abbondanza reale (Fortuna et al. 2018).

I survey aerei del 2010 e 2013 hanno consentito di produrre mappe di distribuzione del tursiope basate su predizioni di densità relativa (Fortuna et al. 2018). Queste mappe (Fortuna et al. 2018: *fig. 3, p. 8*) mostrano una densità relativamente elevata nel settore settentrionale del bacino, e suggeriscono che in queste acque la densità aumenti dalla costa verso il largo, con valori massimi verso il centro dell'Adriatico settentrionale. Come evidenziano gli autori, survey di questo tipo possono produrre solo delle “istantanee” temporali relative al periodo in cui si svolge lo studio e quindi bisognerebbe tener conto delle variazioni nella densità e distribuzione degli animali, illustrate anche dalla differenza fra i dati del 2010 e del 2013 (Fortuna et al. 2018: *fig. 3, p. 8*).

Per i tursiopi dell'Adriatico è stata rilevata una certa variabilità genetica e struttura di popolazione. Le informazioni disponibili suggeriscono l'esistenza di una relativa separazione fra la sottopopolazione nord-orientale, nord-occidentale, e centro-meridionale del bacino (Gaspari et al. 2015a,b). Studi più recenti, non ancora pubblicati (Sala et al. 2016), suggeriscono una separazione meno netta all'interno dell'Adriatico centro-settentrionale. Queste informazioni ottenute su base genetica potrebbero essere convalidate da confronti fra i cataloghi di foto-identificazione disponibili per vari settori dell'Adriatico, producendo informazioni utili al fine di capire la dinamica dei movimenti a livello di bacino (Genov et al. 2009, 2016).

La letteratura scientifica e recenti osservazioni in mare suggeriscono che l'abbondanza e la distribuzione dei tursiopi siano soggette a notevoli variazioni spaziali e temporali, in dipendenza di variabili oceanografiche e di altri fattori (Bearzi et al. 2008a, Fortuna et al. 2018). Lo studio svolto nelle acque del Veneto ha

evidenziato una preferenza per le acque antistanti il delta del fiume Po e la foce del fiume Adige, approssimativamente dall'altezza di Chioggia all'altezza di Goro, mentre nel settore di mare da Bibione a Venezia sono stati registrati relativamente pochi incontri. Tuttavia, sono state rilevate differenze spaziali e temporali nella densità e distribuzione degli animali, con marcate fluttuazioni e una frequenza massima di avvistamento nel mese di maggio. Il proseguimento dello studio consentirà di comprendere i motivi che determinano queste fluttuazioni e la loro possibile relazione con le attività di pesca. I modelli statistici di distribuzione sono stati applicati con successo allo studio delle interazioni fra delfini e pesca (Bonizzoni et al. 2014, Breen et al. 2016). Le analisi in corso sul dataset veneto, integrate dai dati che saranno raccolti nei prossimi anni, mirano a determinare l'influenza di diverse variabili geografiche, ambientali e antropiche sulla presenza e distribuzione dei tursiopi. Nell'area di studio, i fattori potenzialmente rilevanti a livello di modellistica comprendono, ad esempio, batimetria e distanza dalla costa, variabili oceanografiche e trofiche, distribuzione e intensità dello sforzo di pesca (ad esempio la tipologia e localizzazione dei diversi tipi di pescherecci a strascico in attività), la distanza dagli allevamenti di mitili, e la distanza dal rigassificatore offshore (Adriatic LNG, <http://www.adriaticlng.it>). I modelli devono inoltre tenere in considerazione tutti i fattori che incidono sulla probabilità di avvistamento: in particolare lo stato del mare al momento delle osservazioni (rilevato su una scala molto fine) e l'intensità dello sforzo di osservazione in condizioni standardizzate di campionamento nei vari settori dell'area di studio (Bonizzoni et al. 2014).

5.2. Tartarughe marine

Il Mare Adriatico ospita almeno tre specie di tartarughe marine: la tartaruga comune (*Caretta caretta*), la tartaruga verde (*Chelonia mydas*) e la tartaruga liuto (*Dermochelys coriacea*) con la seconda limitata all'Adriatico meridionale (Albania) e l'ultima considerata occasionale in Adriatico (Lazar et al 2008).

In particolare l'Alto Adriatico rappresenta una delle principali aree di alimentazione e accrescimento per i giovani di *C. caretta* di tutto il Mediterraneo. Per questa ragione i giovani ma anche tanti adulti, che in inverno risiedono nel Mediterraneo centro-orientale, a primavera migrano verso il Golfo di Venezia dove passano il tempo a nutrirsi sui bassi fondali, soprattutto di molluschi e crostacei. Per questo l'Alto Adriatico è riconosciuto come una delle aree di alimentazione più importanti per questa specie nel Mediterraneo mentre non rappresenta un luogo idoneo per la riproduzione. Di fatto, i markers genetici confermano che la provenienza dei soggetti che si trovano nelle acque adriatiche è la Grecia e, in minor misura, Cipro e la Turchia. Dopo la schiusa, questi si muovono verso l'Adriatico seguendo individui adulti che si muovono dalle aree di riproduzione a quelle di alimentazione, come dimostrato da studi di cattura/ricattura e satellitari.

In Adriatico sono stati riconosciuti 3 tipi di movimenti sulla base del tracking satellitare e sui dati del by-catch: 1) la migrazione degli adulti tra le aree di riproduzione e quelle di alimentazione e vice-versa; 2) una migrazione stagionale legata alle temperature con una migrazione verso sud durante le stagioni invernali

anche se ci sono prove della loro presenza nelle stagioni fredde in Nord Adriatico per quanto in quantità estremamente inferiori; 3) un movimento erratico all'interno dell'Adriatico con una certa fidelizzazione per alcune aree. Per quanto riguarda le due prime tipologie, le tartarughe si muovono lungo le coste orientali e occidentali come corridoi. Non si hanno notizie sulle tartarughe quando rimangono nell'area.

In merito ai dati di distribuzione e demografici, Fortuna e colleghi (2018) hanno recentemente riassunto i dati ottenuti dai surveys aerei condotti durante il progetto NETCET indicando il Nord Adriatico come un'area critica per la conservazione di questa specie, proprio per il comportamento neritico di tale specie in quest'area. In merito a questo articolo valgono le medesime considerazioni fatte per il tursiope in merito alla necessità di correzioni che tengano conto degli errori statistici tipici del metodo di *distance sampling* (tra cui *availability bias* e *perception bias*) trattandosi quindi di numeri che sottostimano l'abbondanza reale (Fortuna et al. 2018).

I dati del by-catch riportano le zone di Nord-Est e Nord-Ovest come dati preferenziali e le recenti indagini satellitari hanno individuato Goro come un'ulteriore area di presenza. In questa parte del bacino l'abbondanza stimata durante tali surveys è di 18200 individui con una densità di 0.405 individui/km²: nell'Adriatico la densità totale è di 0,203 ind./km² per un totale di 27000 individui confermando il ruolo di quest'area. Tuttavia, considerando le acque nazionali (12 miglia nautiche), solo il 10% è stato stimato in acque italiane con 2700 individui e una densità pari a 0,117 ind./km²; a queste si aggiungono altri 10400 soggetti con una densità pari a 0,171 ind/km².

5.3. Analisi degli spiaggiamenti

I dati che riportiamo sono reperibili nel sito della Banca Dati Spiaggiamenti (BDS - <http://mammiferimarini.unipv.it/>) e molti dei tessuti recuperati da tali animali sono ancora conservati nella Banca Tessuti Mammiferi Marini del Mediterraneo (www.marinemammals.eu). Di seguito si riportano i dati relativi al Mar Adriatico Settentrionale, che corrisponde alle coste italiane delle regioni Friuli Venezia Giulia, Veneto ed Emilia Romagna.

Dal 1986 al 2018 si sono spiaggiati 409 cetacei (137 in Veneto e Friuli e 272 in Emilia Romagna), di cui il 79% (329) erano tursiopi (*Tursiops truncatus*) a testimonianza della specie residente maggiormente rappresentata. Occasionalmente sono state segnalate stenelle striate (*Stenella coeruleoalba*) (18 - 4,4%) con una presenza più costante a partire dal 2012 e grampi (*Grampus griseus*) che spesso si spiaggiano in coppia (7 - 1,7%). Rara la balenottera comune (*Balenoptera physalus*) e il delfino comune (*Delphinus delphis*) con 2 esemplari ciascuno: gli ultimi delfini comuni nel 2000. I dati sono estremamente attendibili considerando il basso grado di cetacei non determinati (54 - 13%) con numeri più alti in occasione di picchi di mortalità come nel 1992 e 2014.

I dati corrispondono a quanto presentato da Podestà et al. nel 2015 di cui mostriamo un estratto per il tursiope: come si evince da figura 1 il Nord Adriatico è il luogo con il maggior numero di spiaggiamenti di tursiope lungo le coste italiane che riflette la presenza relativa di questa specie. Si noti anche l'andamento mensile di tali eventi.

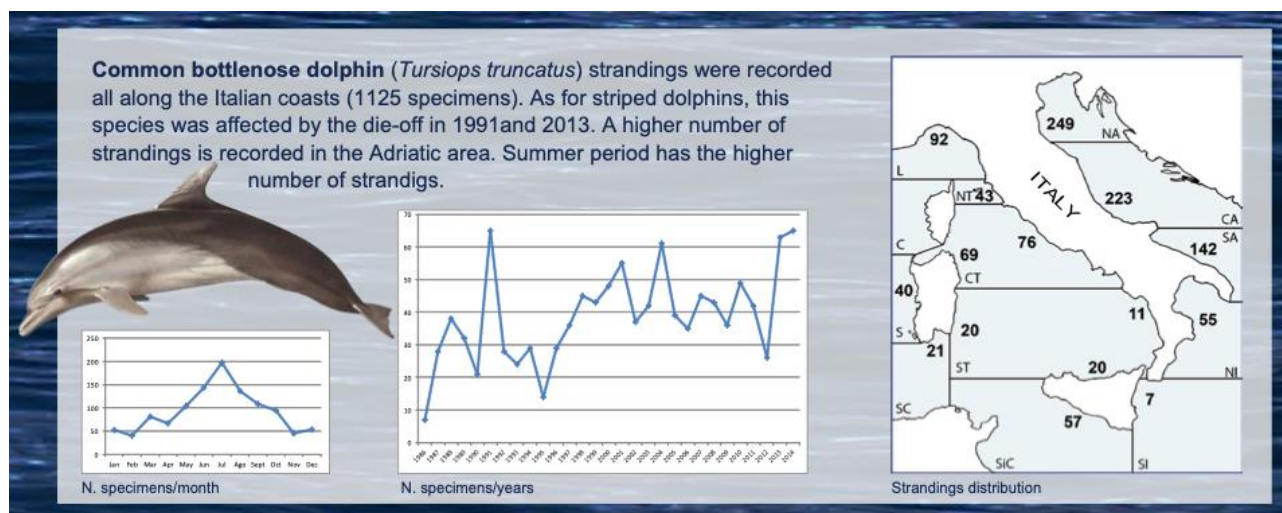


Figura 5.3.1: distribuzione degli spiaggiamenti di *Tursiops truncatus* in Italia desunti dalla Banca Dati Spiaggiamenti (BDS) (Podestà et al., 2015).

Di seguito alcuni grafici esplicativi per il Nord Adriatico sul lato italiano in cui si è cercato anche di distinguere il ruolo delle correnti visualizzando gli spiaggiamenti a Nord (Regioni Friuli e Veneto) e al Sud delle foci del Po (Emilia Romagna).

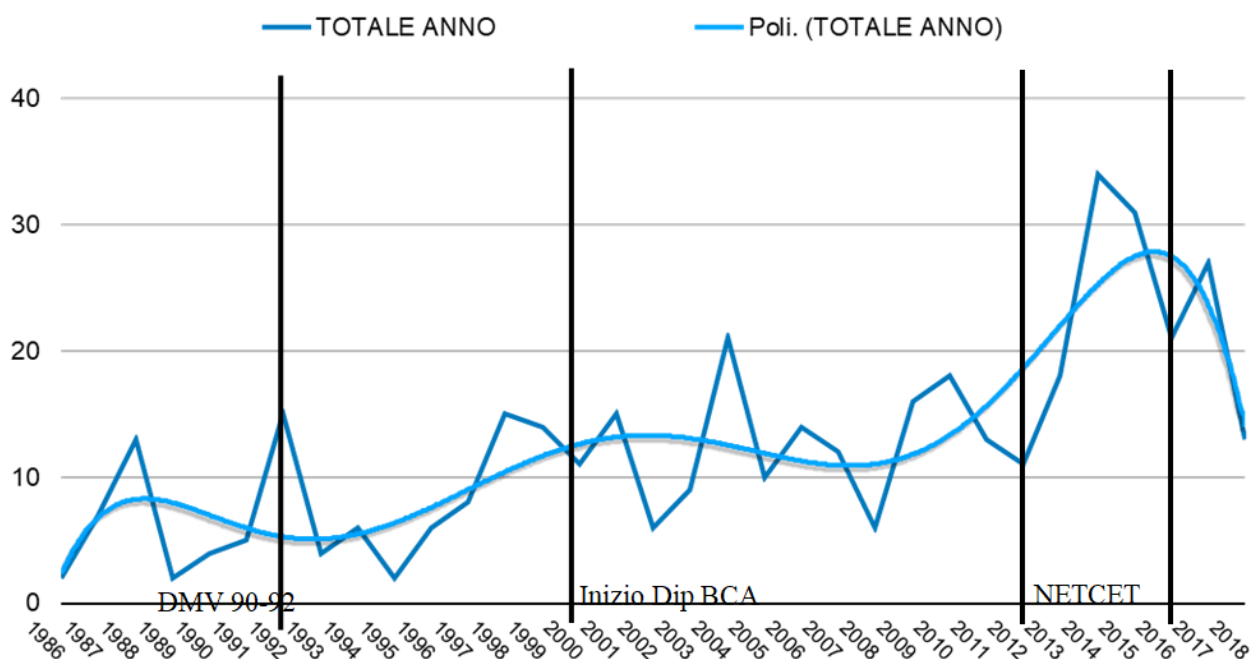


Grafico 5.3.1: spiaggiamenti totali per anno e linea di tendenza polinomiale.

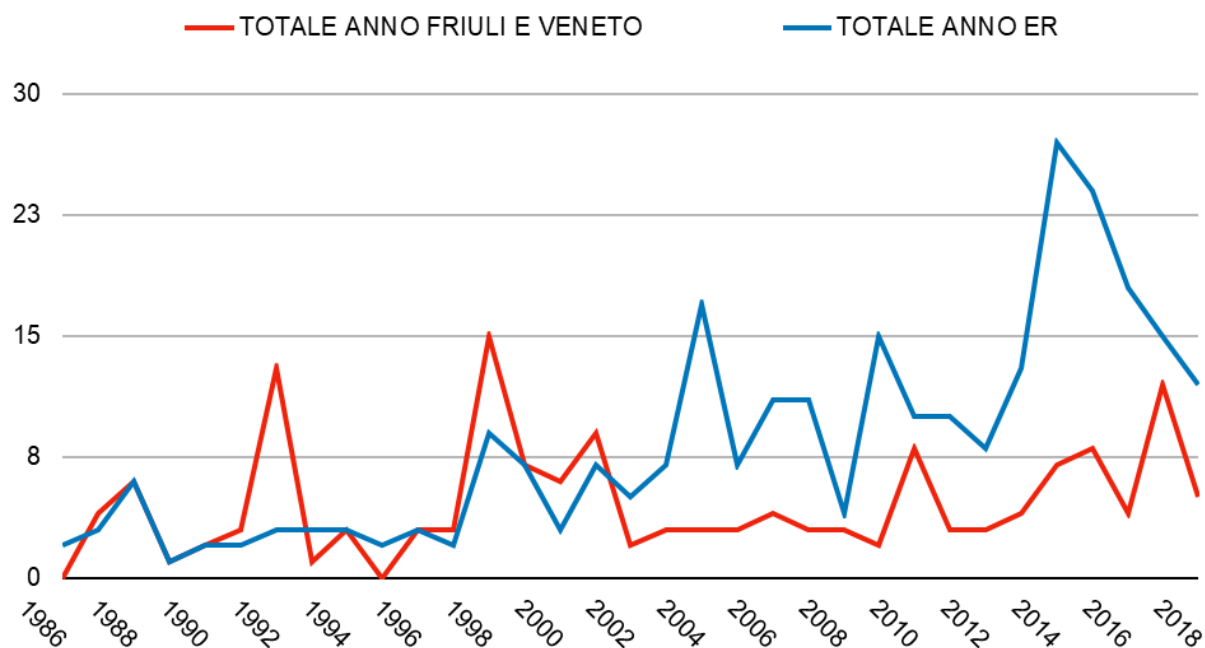


Grafico 5.3.2: grafico relativo al numero di spiaggiamenti (1986-2018) lungo le coste italiane del Nord Adriatico divise a Nord e Sud del Po (rispettivamente Veneto e Friuli vs Emilia Romagna).

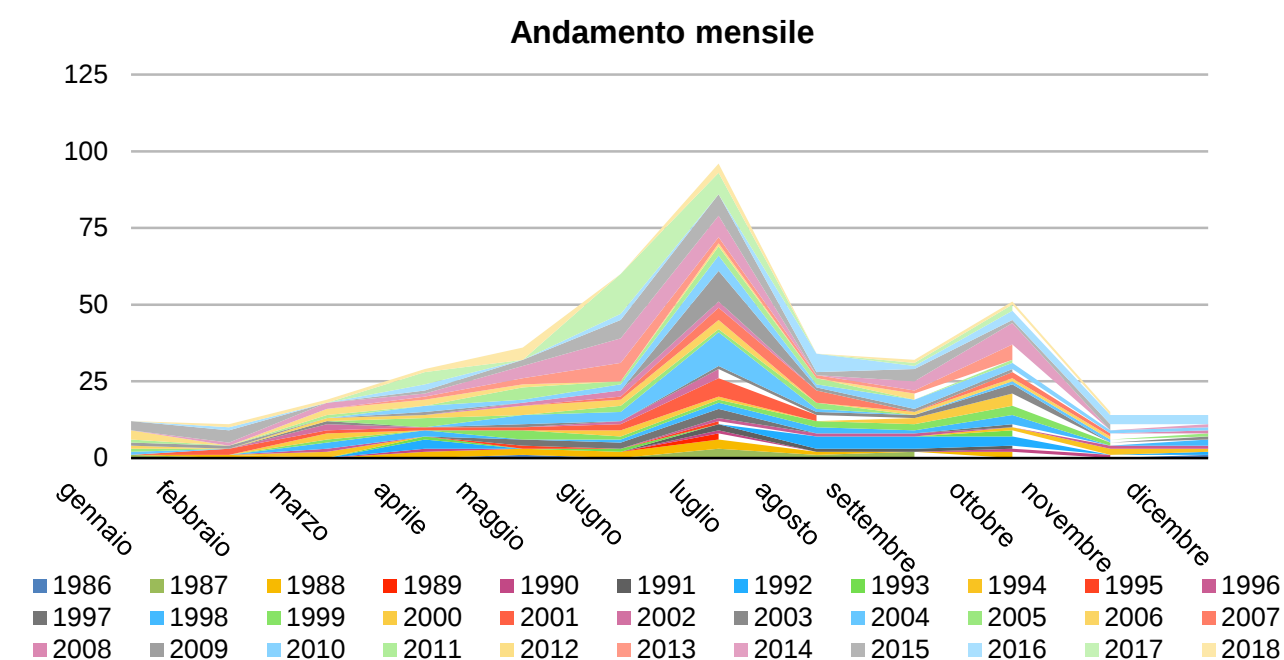


Grafico 5.3.3: grafico relativo agli spiaggiamenti mensili nel periodo 1986-2018.

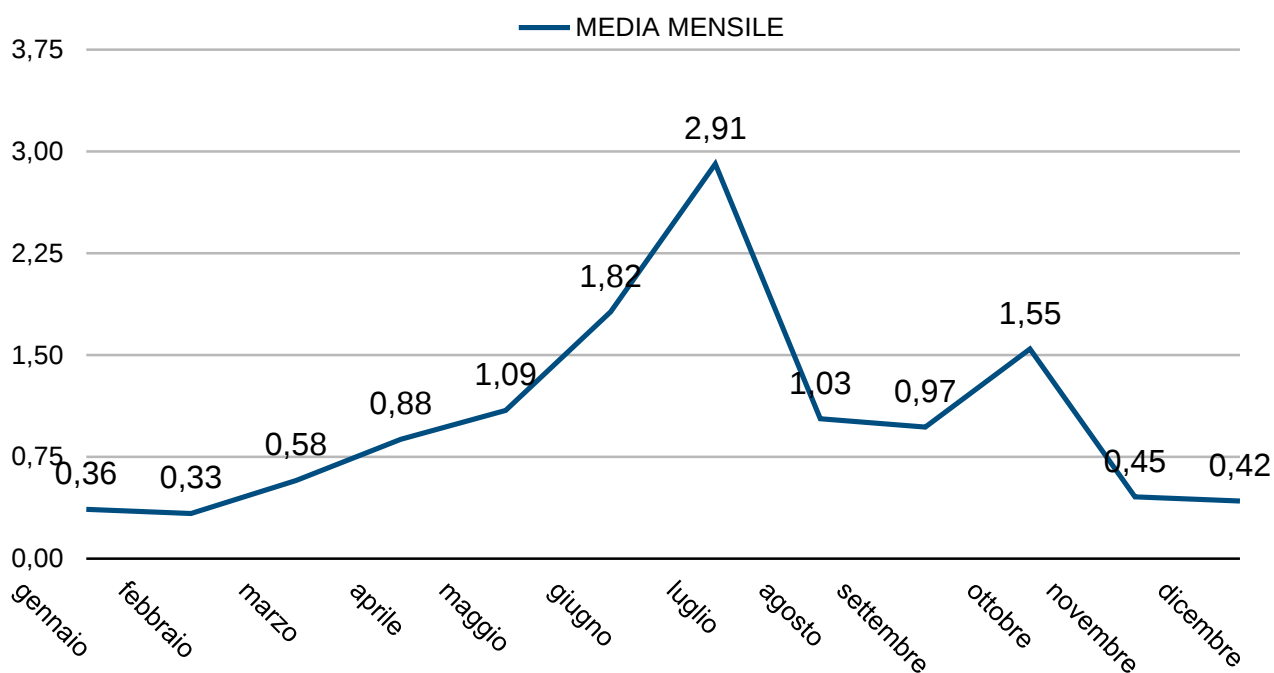


Grafico 5.3.4: grafico relativo alla media mensile degli spiaggiamenti nel periodo 1986-2018.

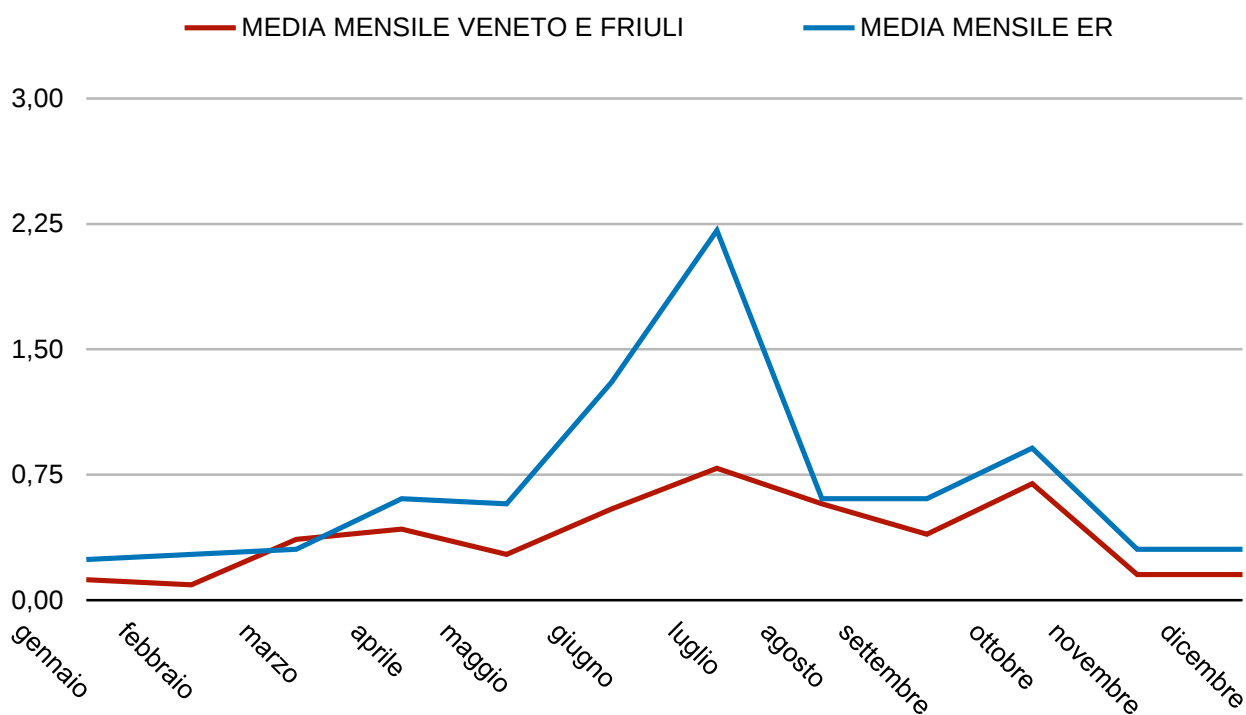


Grafico 5.3.5: grafico relativo alla media mensile degli spiaggiamenti nel periodo 1986-2018 a Nord (Veneto e Friuli) e Sud del Po (Emilia Romagna).

I grafici sopra riportati mostrano come esiste un andamento fluttuante durante gli anni (figura 2) con un marcato aumento a partire dal 2012: in tale anno ha avuto inizio il progetto NETCET che ha alimentato l'interesse e gli sforzi di monitoraggio locali permettendo una sostanziale costanza nello sforzo anche in Friuli ed Emilia Romagna. Nonostante tale osservazione, è possibile notare un sostanziale incremento di tale dato con un picco tra il 2014 e il 2017. I dati riportati dai rapporti del progetto NETCET riferiti a tutto il Mar Adriatico sottolineano che tale picco è stato preceduto da un incremento degli spiaggiamenti più a sud nel 2013 e nel 2012 da una presenza particolarmente anomala di stenelle e grampi nei bacini più settentrionali: queste specie sono, in particolare la prima, sono particolarmente sensibili a Cetacean morbillivirus (CeMV), un virus che ha causato vari picchi epidemici nel Mediterraneo, incluso il 2010-11. Nel 2014 2 tursiopi spiaggiati lungo le coste venete sono infatti risultati essere positivi. Tale evento sembra aver determinato un aumento di tale condizione a sud del Po nel 2016 e quindi nel 2017 lungo le coste venete: purtroppo, il termine dei finanziamenti dedicati e la mancanza di connessione tra gli Istituti territorialmente preposti non consente un trasporto delle carcasse verso i laboratori degli IZS in Emilia Romagna per le analisi conseguenti a conferma e supporto di quanto è possibile ipotizzare sulla base dei numeri. A questo picco epidemico corrisponde poi una riduzione per una immunità di popolazione acquisita, come accaduto nel 2018.

Osservando la media mensile, si osserva una riduzione dei numeri degli spiaggiamenti nei mesi invernali, ad eccezione degli anni 2015 e 2016 (Figura 4, 5 e 6), con picchi di mortalità nei mesi di giugno-luglio e settembre-ottobre. Tale pattern si ripete negli anni e per i due settori del Nord Adriatico esaminati ed è comparabile con quanto si è visto nel periodo 2012-2015 durante il periodo NETCET (fig. 7). In figura 8 e 9, si riportano rispettivamente i grafici ricavati durante lo stesso programma che riportano le differenze tra il versante orientale (Slovenia e Croazia) e occidentale (Italia): in entrambi i lati del bacino adriatico settentrionale si notano due picchi a giugno-luglio e a settembre-ottobre che riflette L'unica differenza che si può notare tra i due versanti risulta in un anticipo della mortalità lungo le coste italiane durante il picco estivo che sembra essere, nei 4 anni oggetto di studio, maggiormente evidente a giugno.

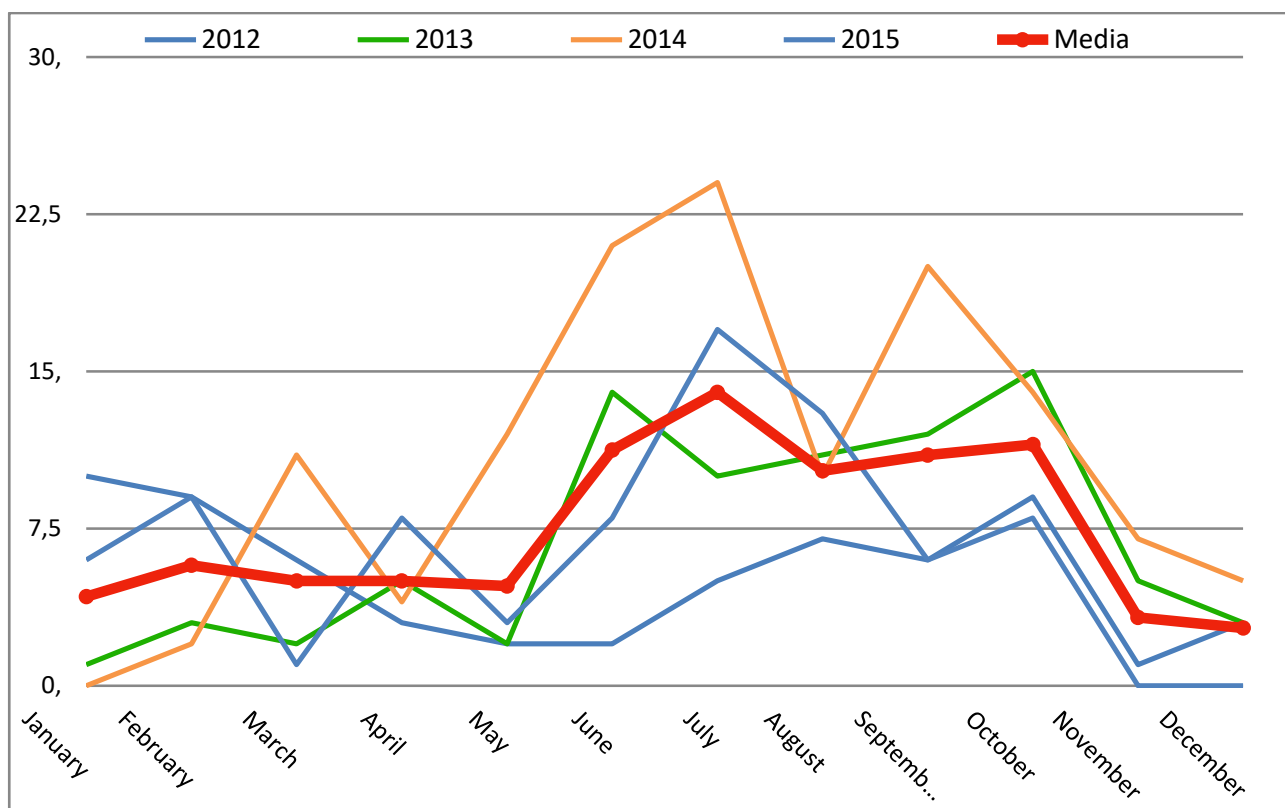


Grafico 5.3.6: media stagionale degli spiaggiamenti di cetacei rilevati nel Nord Adriatico durante il progetto NETCET (2012-2015).

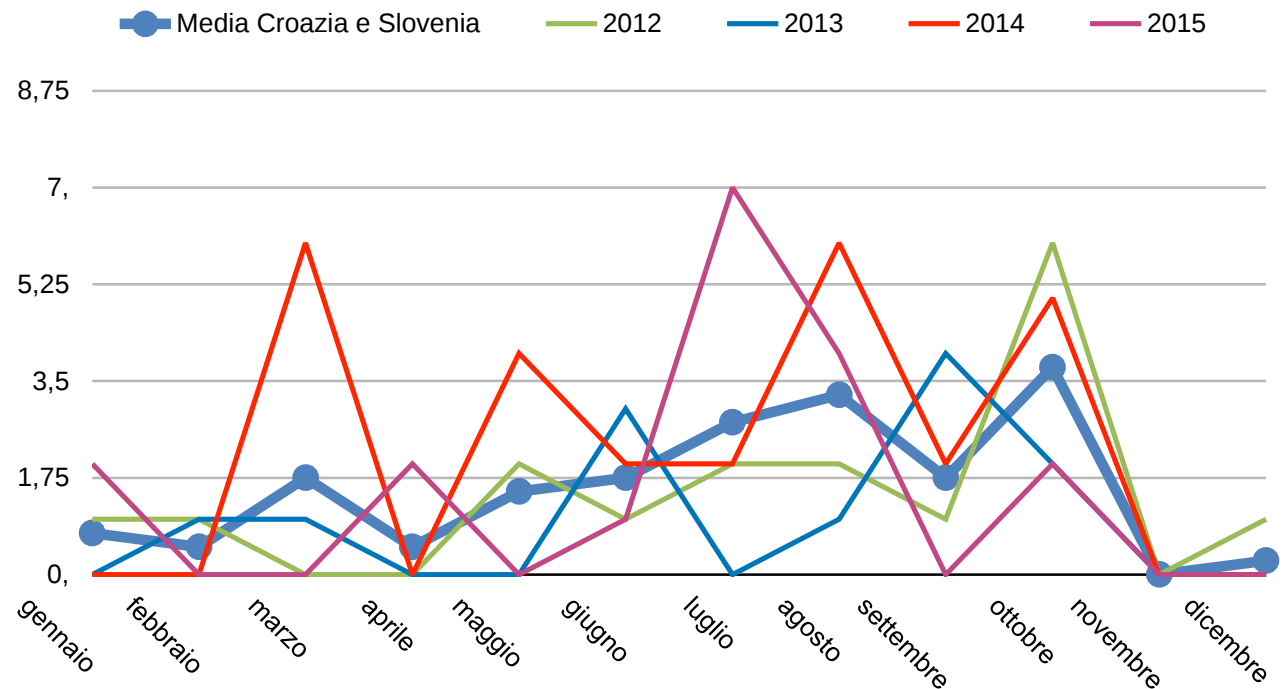


Grafico 5.3.7: media mensile degli spiaggiamenti di cetacei rilevati in Croazia Settentrionale e Slovenia durante il progetto NETCET (2012-2015).

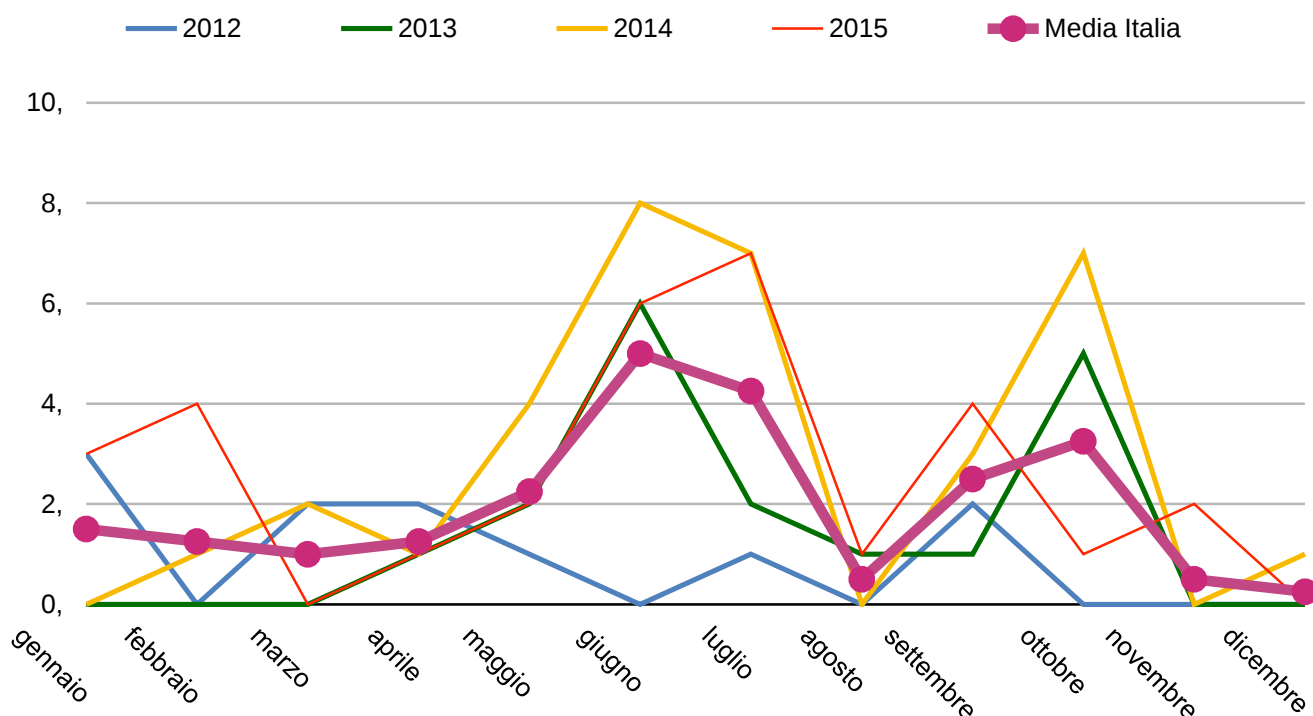


Grafico 5.3.8: media mensile degli spiaggiamenti di cetacei rilevati in Italia Settentrionale durante il progetto NETCET (2012-2015).

Tra il 2001 e il 2018, ovvero da quando il Dipartimento BCA opera con continuità anche indipendentemente dalla presenza di finanziamenti dedicati, si sono spiaggiati 89 cetacei (media 4,45 spiaggiamenti/anno), prevalentemente (71) della specie *Tursiops truncatus*, ed occasionalmente *Stenella coeruleoalba* (5), *Grampus griseus* (3) e 1 *Delphinus delphis*. In 9 casi non è stato possibile risalire alla specie.

La costa Veneta è interessata da un basso numero di spiaggiamenti rispetto ad altri tratti di costa italiana, includendo quasi esclusivamente tursiopi. La maggior parte degli spiaggiamenti rispecchia l'andamento generale del Nord Adriatico in cui si notano un picco nei mesi estivi e uno ad ottobre. Questo andamento va confrontato con i dati meteo-marini (in particolare la SST) e con altre attività stagionali per comprendere eventuali correlazioni. Si noti che il periodo tra i due picchi corrisponde al periodo di fermo biologico. Da indagini preliminari effettuate in mare nel corso del 2018 si è potuto notare che in questo periodo i tursiopi sono poco presenti nelle acque venete: la loro abitudine a seguire i pescherecci a traino per la propria alimentazione spinge probabilmente questi gruppi di animali a ricercare altrove l'alimento.

Da un punto di vista geografico, si nota una peculiare concentrazione lungo il litorale jesolano-veneziano ed un secondo cluster sul Delta del Po. Ovviamente questa distribuzione riflette direzione e forza delle correnti marine che trasportano le carcasse. Ad una rapida indagine, si nota come il numero di cetacei spiaggiati lungo le coste Emiliane sia ben superiore rispetto a quelle Venete (246 spiaggiamenti nello stesso periodo con un'alta concentrazione nelle province di Ferrara e Ravenna).

Gli spiaggiamenti di tartarughe marine sembrano rispecchiare gli andamenti di quelli dei tursiopi anche se il monitoraggio sistematico è iniziato più tardi e mancano i confronti con i dati nazionali. Dal 2009 al 2018, il Dipartimento BCA ha raccolto 521 esemplari morti di *Caretta caretta* (Fig 10). Purtroppo molte carcasse

(62%) non erano valutabili (fig. 11). Di seguito viene mostrato l'andamento annuale degli spiaggiamenti: la copertura della costa veneta risulta essere continuativa dal 2013 all'avvio del progetto NETCET. In verde indicati gli animali valutati. Nel 2018 siamo riusciti a raccogliere anche le informazioni relative alla costa romagnola settentrionale per cui l'IZS di Ferrara riporta 96 spiaggiamenti.

In figura 12 uno screenshot del database spiaggiamenti tartarughe del suddetto progetto che si focalizza sull'Nord Adriatico che sembra confermare numeri maggiori lungo le coste dell'Emilia Romagna rispetto a quelle del Veneto.

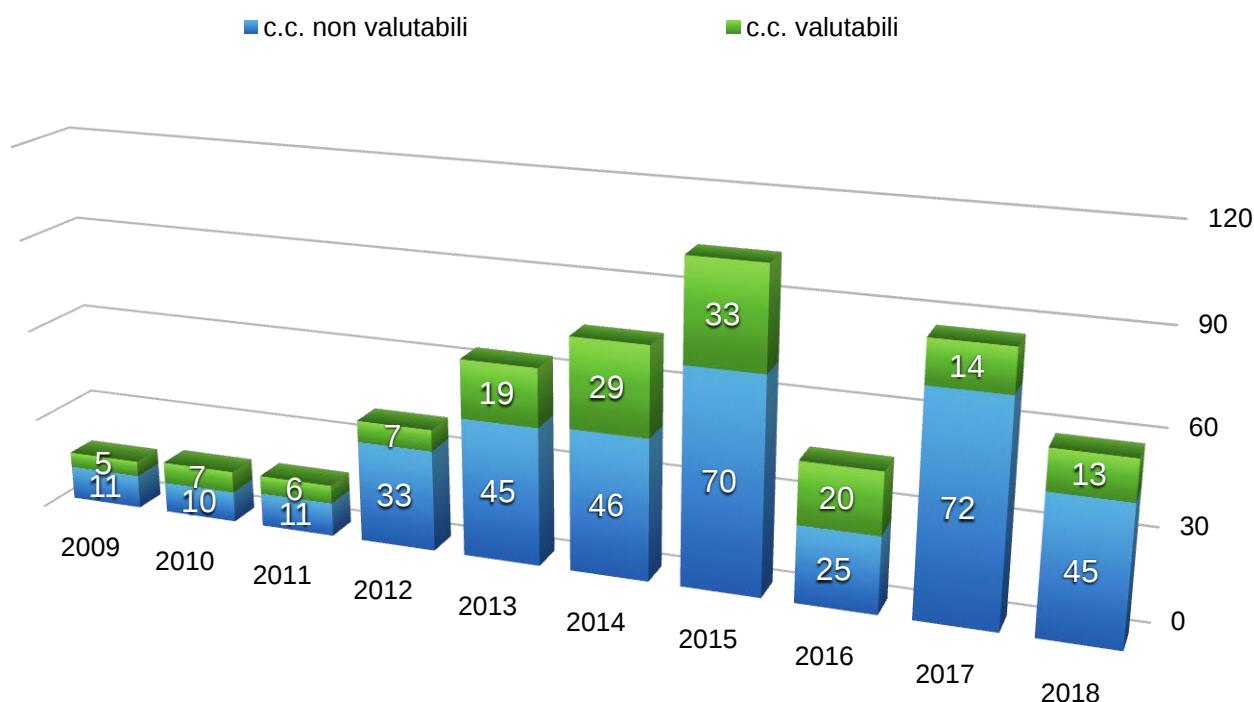


Grafico 5.3.9: andamento degli spiaggiamenti di tartarughe lungo le coste del Veneto (2009-2018).

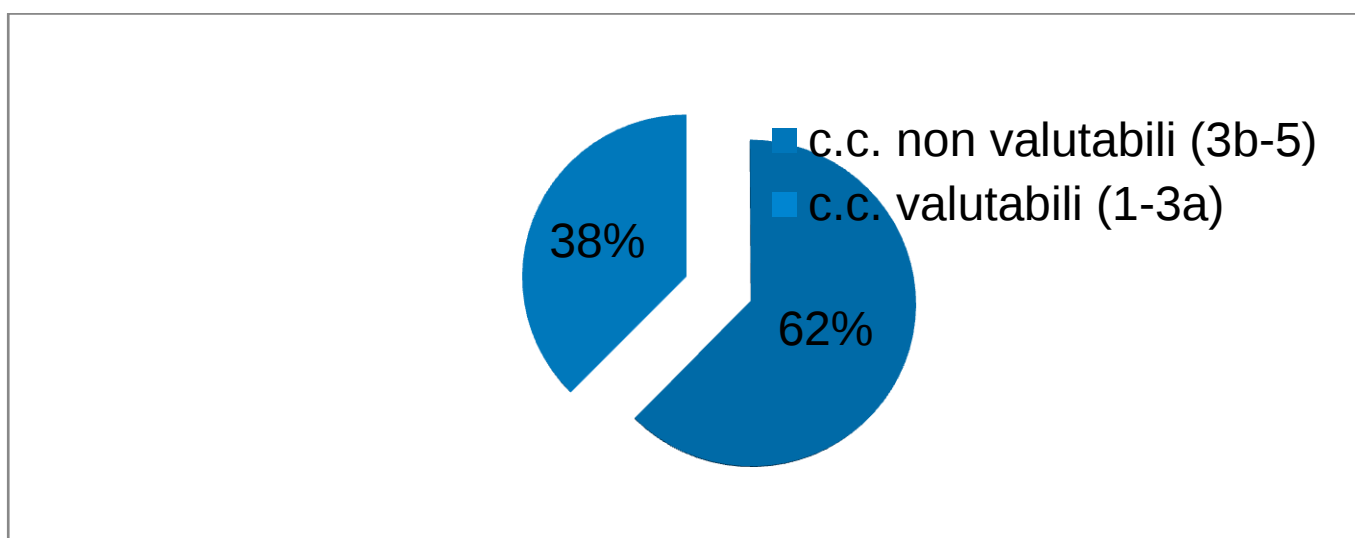


Grafico 5.3.10: condizioni di conservazione delle tartarughe spiaggiate.

6. ANALISI DELL'INTERAZIONE TRA PESCA CON TURSIOPE E CARETTA

In Mediterraneo, i delfini sono stati a lungo considerati animali nocivi per la pesca e la loro uccisione è stata una pratica comune fino agli anni '60. Lo sterminio dei delfini è stato promosso per almeno un secolo dai governi di molti paesi del Mediterraneo, tra cui Spagna, Francia, Italia, ex Jugoslavia e Grecia, anche tramite taglie in denaro (Bearzi et al. 2004, 2008c, Gonzalvo et al. 2015). In Adriatico settentrionale, le campagne di sterminio hanno avuto inizio verso la metà dell'800 e sono ben documentate, specialmente sul versante nord-orientale del bacino (Bearzi et al. 2004, 2008c). Solo nel 1979 l'Italia ha proibito le uccisioni non autorizzate, mentre in Croazia le uccisioni sono rimaste legali fino al 1995 (Bearzi et al. 2004). Indipendentemente dalla loro legalità, dagli anni '70 le uccisioni intenzionali sono divenute sempre più rare in tutto l'Adriatico, anche per via di un apprezzamento sempre maggiore per questi animali (Bearzi et al. 2010). Oggi la mortalità diretta è dovuta in primo luogo a catture accidentali negli attrezzi da pesca, ma i fattori di rischio che destano preoccupazione comprendono anche il declino delle prede dei delfini dovuto alla pesca eccessiva e ai cambiamenti nell'ecosistema marino, minacce che si aggiungono all'esposizione a contaminanti, patogeni e rumore antropogenico (Bearzi et al. 2004, 2008c).

6.1. Interazioni dirette

Molte specie di cetacei (soprattutto odontoceti) hanno modificato il loro comportamento per sfruttare opportunità di alimentazione legate alle attività alieutiche, portando a forme di commensalismo, mutualismo o depredazione legate a una presenza di prede più prevedibile o concentrata in prossimità degli strumenti di pesca (Bearzi 2002, Bearzi et al. 2019). Inoltre, dopo che le reti sono state salpate, gli organismi rigettati in mare possono essere consumati dai delfini, che a volte si specializzano in questo ruolo di spazzini e in alcuni casi possono anche "mendicare" il cibo in prossimità delle barche da pesca (Powell e Wells 2011). Gli allevamenti di pesce forniscono un substrato artificiale che, unitamente all'apporto di nutrienti dei mangimi, può aumentare la concentrazione di prede selvatiche e facilitarne la cattura da parte dei delfini, che in alcune zone del Mediterraneo tendono a concentrarsi in prossimità degli allevamenti (Díaz López 2006, Piroddi et al. 2011, Bonizzoni et al. 2014, Bearzi et al. 2016). Anche gli allevamenti di molluschi possono offrire un habitat arricchito nel quale i delfini possono nutrirsi in modo più efficiente (Díaz López e Methion 2017), ma in alcune zone è stato osservato un effetto negativo di queste strutture (Markowitz et al. 2004, Watson-Capps e Mann 2005, Pearson et al. 2012). Esistono infine alcuni casi ben documentati di simbiosi fra delfini e pescatori (Bearzi et al. 2019).

In Mediterraneo, la depredazione di reti e altri strumenti da pesca da parte dei delfini può avere conseguenze socio-economiche apprezzabili, causando danni alle reti e al pescato, e perdite di tempo per i pescatori (Bearzi 2002, Buscaino et al. 2009, Lauriano et al. 2009). La principale specie responsabile di

depredazione e danneggiamento di vari attrezzi da pesca (soprattutto reti da posta monofilamento e tramagli; Bearzi et al. 2008c) è il tursiope. I danni sembrano interessare principalmente le attività di pesca stagionali (Lauriano et al. 2004, Gazo et al. 2008), ma possono verificarsi tutto l'anno. Nelle isole Baleari il danno alla piccola pesca è stato stimato nel 6,5% del valore totale del pescato (95% CI 1,6–12,3%), con una perdita annuale pari al 3,4% delle catture totali in peso (95% CI 0,1–6,5%; Brotons et al. 2008). I dati provenienti da questa e da altre parti del Mediterraneo caratterizzate da un conflitto particolarmente acuto (es. l'isola dell'Asinara; Lauriano et al. 2004), suggeriscono che il danno economico provocato dai delfini alla pesca con reti da posta sia relativamente modesto.

L'entità o la frequenza del danno possono essere difficili da stimare e talvolta vengono incrementate dai pescatori a causa di errate percezioni, o in modo deliberato (Bearzi et al. 2011a, Queiros et al. 2018, Rechimont et al. 2018, Revuelta et al. 2018). In primo luogo, aspettative di compensazione possono incrementare l'ammontare del danno economico dichiarato dai pescatori (Bearzi et al. 2011a). In secondo luogo, i danni potrebbero essere causati almeno in parte da altre specie animali o da altri fattori. Alcuni studi hanno effettivamente documentato che i danni provocati da diverse specie di osteitti, elasmobranchi e invertebrati, o alcuni strappi alle reti causati dal fondale, possono essere erroneamente attribuiti ai delfini (Lauriano e Di Muccio 2002, Lauriano et al. 2004, Gazo et al. 2008). A questo proposito, Lauriano et al. (2004) hanno osservato che nonostante i numerosi fattori responsabili di un decremento nel pescato (tra cui stagione, profondità, area e altri predatori), i pescatori percepivano i soli delfini come dannosi per le loro attività. Infine, va osservato che elevati livelli di depredazione non comportano necessariamente una presenza stabile o elevata di delfini all'interno di una determinata zona, dal momento che potrebbe trattarsi di pochi delfini molto specializzati nella depredazione e non necessariamente "residenti" in quella zona (Bearzi et al. 2011a).

Va inoltre considerato che le interazioni trofiche fra delfini e pesca sono molto complesse (Lavigne 2003, Coll et al. 2007), e che persino la depredazione non è sempre dannosa per la pesca, dal momento che i delfini possono contribuire a spingere il pesce nelle reti, e che i pesci danneggiati rimasti nella rete possono richiamare altre specie di interesse commerciale (Rocklin et al. 2009, D'Lima et al. 2013).

Poiché i molti studi basati esclusivamente su interviste ai pescatori possono presentare importanti vizi di campionamento (Lien et al. 1994, López et al. 2003), le interviste dovrebbero costituire solo il primo passo nelle indagini che intendano valutare l'effettiva natura e ammontare del danno (Smith 1995, Reeves et al. 2001). Inoltre, gli studi sui danni arrecati dai delfini dovrebbero sempre tenere conto del contesto socio-economico locale (Brotons et al. 2008).

In Adriatico nord-occidentale, nella marineria di Caorle (VE), è stata documentata la depredazione da parte di tursiopi nei tramagli utilizzati principalmente per le sogliole *Solea vulgaris*, con una stima preliminare del danno economico piuttosto consistente (ICRAM 2004). Tuttavia, lo studio si riferisce a un campionamento

limitato a una sola imbarcazione e a questionari compilati dai pescatori di altre tre imbarcazioni, nel periodo ottobre 2000 – gennaio 2001. Non è chiaro se il problema persista tutt’oggi.

Per quanto riguarda lo strascico di fondo, uno studio effettuato da un solo peschereccio nella marineria di Fano (PU), ha rilevato una preferenza dei tursiopi per il moscardino *Eledone* sp., con una diminuzione nella cattura di questa specie in presenza dei delfini, ma senza riportare danni alle reti (ICRAM 2004). Gli autori dello studio hanno inoltre notato un aumento nelle catture di sgombero *Scomber scombrus* quando i delfini erano presenti. Non sono state fatte stime del danno economico, ma gli autori ipotizzano un impatto sulla pesca e riferiscono che i pescatori cercavano di ridurre la depredazione “allontanandosi dall’area di pesca in cui sono presenti dei delfini” o “passando in vicinanza di un’altra imbarcazione a strascico nella speranza che il branco di tursiopi segua questo nuovo peschereccio e abbandoni il precedente” (ICRAM 2004). L’alimentazione dei tursiopi al seguito di pescherecci a strascico di fondo è ben documentata nelle acque costiere della Croazia e della Slovenia, e nel Golfo di Trieste (Bearzi et al. 1999, Genov et al. 2008, Kotnjek et al. 2013, Rako-Gospić et al. 2017, Ribarič 2018), ma non sono disponibili stime riguardo a eventuali danni alle reti o a una riduzione delle catture in presenza di delfini.

In Adriatico centro-settentrionale il livello più alto di interazione fra tursiopi e pesca sembra riguardare il traino pelagico in coppia (volante). Nell’ambito del progetto BYCATCH, dal 2006 sono state effettuate sistematiche campagne di ricerca che hanno prodotto informazioni sulle catture accidentali di tursiopi, unitamente a centinaia di avvistamenti effettuati dagli osservatori imbarcati sui pescherecci (Fortuna et al. 2010a, 2012, 2013, Fortuna e Filidei 2011, Sala et al. 2014, 2016). Solo una parte di questi dati è stata pubblicata in periodici scientifici referati (Fortuna et al. 2010b, De Carlo et al. 2012): un’analisi del dataset complessivo potrebbe fornire informazioni importanti. L’alimentazione dei tursiopi al seguito di volanti è stata documentata anche nel Golfo di Trieste e nelle acque adiacenti (Genov et al. 2008, Kotnjek et al. 2013). Nonostante l’alta frequenza delle interazioni, non è noto se i tursiopi causino danni o altri problemi economicamente rilevanti a questo tipo di pesca.

6.2. Interazioni trofiche indirette

Il tema della “competizione” tra delfini e pesca è stato dibattuto a lungo. Nonostante i delfini siano spesso accusati di ridurre la quantità di pescato, non è mai stato riscontrato un chiaro rapporto di causa-effetto attribuibile a interazioni trofiche di tipo indiretto, o competizione trofica (*food-web competition*; Trites et al. 1997, Plaganyi e Butterworth 2005). In genere, è difficile sostenere che determinate risorse ittiche sarebbero effettivamente catturate dai pescatori qualora non fossero predate dai delfini. Per quanto tale assunzione possa sembrare intuitiva, non tiene in considerazione la straordinaria complessità delle reti trofiche marine (Lavigne 2003, Coll et al. 2007). Le opinioni riguardo a un impatto trofico negativo dei

delfini sono spesso basate su assunzioni che non trovano riscontro scientifico. Ad esempio, non è mai stato dimostrato che lo sterminio di cetacei o altri predatori marini abbia portato un sostanziale beneficio alle attività di pesca (Plaganyi e Butterworth 2005). E' invece noto che la diminuzione di biodiversità dovuto all'impatto umano porti a una minore resilienza dell'ecosistema ai cambiamenti ambientali (Chapin et al. 2000, Folke et al. 2004).

Nonostante in Mediterraneo non sia mai stato documentato un danno alla pesca provocato dalla competizione trofica con i delfini, il declino delle risorse ittiche potrebbe aver contribuito all'impressione che i delfini competano con i pescatori e riducano la quantità di pescato (Northridge 1991, Reeves et al. 2001). In Adriatico centro-settentrionale, un'analisi della struttura dell'ecosistema ha mostrato che l'impatto trofico dei delfini è pressoché irrisorio e che le varie attività di pesca, in particolare lo strascico di fondo, il traino pelagico in coppia (volante) e il rapido, hanno un impatto trofico molto maggiore (Coll et al. 2007: *fig. 11, p. 133*).

6.3. Uccisioni intenzionali e catture accidentali

La depredazione degli attrezzi da pesca è il tipo più comune e meglio documentato di adattamento dei delfini alle attività umane (Bearzi et al. 2019). Questo tipo di comportamento opportunistico può essere causa di catture accidentali, poiché espone gli animali a un maggior rischio di rimanere impigliati o allamati. La mortalità accidentale dovuta agli strumenti di pesca è oggi la principale minaccia per molte popolazioni di cetacei a livello mondiale (Read et al. 2006, Reeves et al. 2013, Taylor et al. 2017). Inoltre, quando la depredazione aumenta di frequenza, si può determinare un conflitto con la pesca che può portare a ferimenti e uccisioni intenzionali di delfini da parte dei pescatori (Bearzi et al. 2004, Loch et al. 2009).

Sulla base di dati raccolti da osservatori imbarcati su pescherecci italiani che effettuano il traino pelagico in coppia (Fortuna et al. 2010a, 2012), la mortalità dovuta a bycatch in Adriatico settentrionale e centrale (GFCM Geographical Sub Area 17) è stata stimata in 0,001 individui per ciascuna traina. La stima della mortalità complessiva dovuta alle reti volanti, basata su cinque anni di osservazioni, sarebbe pari a 19 tursiopi all'anno (95% CI 10–29; Fortuna e Filidei 2011, Fortuna et al. 2013). Questo tipo di osservazioni sono proseguite negli anni successivi (Progetto BYCATCH 2014–2015) e hanno registrato un solo evento di cattura accidentale di tursiopo su 1.797 cale monitorate (Sala et al. 2016). I dati citati devono essere considerati preliminari in quanto sono tratti da resoconti tecnici non ancora pubblicati in periodici scientifici referati. In un lavoro pubblicato, relativo a osservazioni nel periodo 2006–2008, Fortuna et al. (2010b) riportano due catture accidentali di tursiopi durante 1.448 cale monitorate al largo delle coste del Veneto (marinerie di Chioggia e Pila), e una cattura accidentale durante 1.445 cale monitorate al largo delle coste dell'Emilia Romagna (marineria di Porto Garibaldi).

Purtroppo non sono disponibili stime per la mortalità accidentale causata da tutti gli altri sistemi di pesca con i quali il tursiope interagisce o può potenzialmente interagire in Adriatico, tra cui lo strascico di fondo (Bearzi et al. 1999, ICRAM 2004, Genov et al. 2008, Rako-Gospić et al. 2017), le reti a circuizione (utilizzate lungo la costa orientale), le reti da posta (ICRAM 2004, Đuras Gomerčić et al. 2009) e i palamiti o palangari. I dati disponibili si limitano ai tassi di mortalità in reti volanti rilevati dal progetto BYCATCH, e a osservazioni di individui spiaggiati che mostravano segni evidenti di uccisione intenzionale o cattura accidentale in strumenti da pesca (Đuras Gomerčić et al. 2009; S. Mazzariol, comunicazione personale). La mortalità complessiva di delfini attribuibile alle interazioni con la pesca è quindi sconosciuta.

Uno studio su 120 carcasse di tursiope rinvenute dal 1990 al 2008 lungo la costa croata dell'Adriatico ha riscontrato che dodici avevano la laringe strangolata da reti da posta. Quattro di loro avevano anche parti di rete nello stomaco. Altri otto individui avevano pezzi di rete nello stomaco ma nessun segno di strangolamento (Đuras Gomerčić et al. 2009). E' auspicabile che questo genere di informazioni, ottenute attraverso analisi *post mortem* di delfini spiaggiati lungo le coste di tutto l'Adriatico (es. Jelić et al. 2017; <http://mammiferimarini.unipv.it>), vengano presto analizzate e pubblicate su periodici scientifici referati. Sulla base di moderne tecniche di indagine necroscopica è spesso possibile risalire alla causa di morte, mentre l'utilizzo di modelli statistici (che tengano conto di correnti marine, data stimata della morte etc.) potrebbe consentire di localizzare l'area in cui è più probabile che un animale sia morto (Peltier et al. 2012; S. Mazzariol, comunicazione personale). Questo tipo di studi potrebbero consentire di riferire i dati di mortalità causata dalla pesca alle stime demografiche dei tursiopi presenti in quell'area.

6.4. Interazione tra delfini e pesca nelle acque del Veneto

Nel corso del 2018 l'associazione Dolphin Biology and Conservation ha svolto ricerche sulle interazioni fra tursiopi e attività di pesca nelle acque del Veneto, entro le 12 miglia marine dalla costa, in un'area di circa 3.000 km². La ricerca si è svolta da aprile a novembre da piccole imbarcazioni, per un totale di oltre 5.500 km di navigazione. I dati raccolti, attualmente in fase di analisi, consentono di delineare un quadro generale sulle interazioni fra tursiopi e attività di pesca a strascico. Tuttavia, queste osservazioni necessitano di conferme basate su un dataset più ampio ed esteso nel tempo.

Durante le ricerche svolte nelle acque del Veneto, si è controllata l'eventuale presenza di tursiopi al seguito di 189 pescherecci che operavano lo strascico (traino pelagico in coppia, strascico di fondo e rapido). Il 72,7% delle coppie di pescherecci impegnate nel traino pelagico (8 su 11) e il 24,6% dei pescherecci a strascico di fondo (14 su 57) erano seguiti dai tursiopi. Per quanto riguarda il rapido, nessuno dei 48 pescherecci in attività era seguito dai delfini.

Le informazioni sopra citate forniscono solo un quadro preliminare, ed è necessario proseguire il monitoraggio al fine di aumentare il campione di pescherecci in attività, effettuando analisi statistiche che consentano di quantificare con maggior precisione la preferenza dei tursiopi per la volante, l'interesse per lo strascico di fondo, e il disinteresse per il rapido. Tuttavia, tali informazioni corrispondono anche alla letteratura recentemente prodotta (Genov et al., 2019). Informazioni di questo tipo, ottenute da imbarcazioni da ricerca indipendenti, potrebbero essere confrontate con i dati sulla presenza/assenza di delfini registrati da bordo dei pescherecci, idealmente sulla base di un campionamento standardizzato e rigoroso effettuato a intervalli di tempo regolari da osservatori esperti.

Allo stato attuale non è possibile fornire informazioni riguardo alle possibili interazioni fra i tursiopi e la mitilicoltura offshore, un'industria molto estesa nelle acque del Veneto. La prima impressione è che questo tipo di maricoltura non eserciti una forte attrazione, al contrario di quanto avviene in altre zone del Mediterraneo, dove i tursiopi tendono a concentrarsi in prossimità degli allevamenti di pesce o di molluschi (Díaz López 2006, Piroddi et al. 2011, Bonizzoni et al. 2014, Bearzi et al. 2016, Díaz López e Methion 2017). Le ipotesi riguardo ai possibili effetti degli allevamenti di mitili sui tursiopi dovranno essere verificate attraverso l'uso di modelli statistici di distribuzione, idealmente sulla base di un campionamento continuativo e più esteso nel tempo.

6.5. Analisi delle cause di morte degli animali spiaggiati: ruolo delle attività di pesca

Il monitoraggio degli spiaggiamenti di cetacei e tartarughe rappresenta un altro sistema per monitorare la presenza di alcune specie oltre che le minacce e i problemi che possono influire sulla loro conservazione. I dati che se ne ricavano sono utili informazioni che si possono usare per la gestione. Di fatto, quanto presentato sottolinea l'importanza di uno sforzo continuativo e organizzato, inquadrato in un sistema di rete che non sia limitato al contesto regionale ma che si confronti con il contesto nazionale e internazionale attraverso procedure e protocolli standardizzati. L'aumento dello sforzo di monitoraggio e la presenza di progetti *ad hoc* hanno favorito un incremento nella raccolta dati facendo aumentare fortemente i numeri. Parte dell'aumento è però legato ad altri fattori quali epidemie ed eventi naturali. Da sottolineare come la maggior parte delle carcasse giunga lungo i litorali veneti e romagnoli in avanzato stato di decomposizione suggerendo un decesso lontano dalle acque regionali e quindi un trasporto passivo grazie a correnti e venti verso le coste italiane.

Le carcasse di cetaceo ritrovate lungo le coste del Veneto vengono regolarmente prese in carico dal personale del Dipartimento BCA che si preoccupa di trasportarle presso le proprie strutture ed eseguire accurate e dettagliate indagini postmortem al fine di accertarne la causa del decesso. L'esame viene eseguito seguendo protocolli standardizzati e pubblicati prima durante il progetto NETCET e quindi inclusi

in un protocollo dell'area ACCOBAMS (risoluzione 6.22). A tal proposito, dal 2012 sono state analizzate carcasse provenienti anche dalle coste emiliane ma solamente dal 2013 è stato sviluppato un approccio nazionale coinvolgendo, in maniera differente, i laboratori degli IZZSS territorialmente competenti con un report annuale prodotto dal Centro di Referenza per la Diagnostica sui Mammiferi Marini (CR.Di.Ma) istituito nel 2015 all'Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Piemonte, Liguria e Val d'Aosta. In sintesi, esiste quindi un dato sistematico dell'Adriatico Settentrionale solamente dal 2012 mentre i dati precedenti si limitano alle coste venete senza dare tuttavia un quadro completo di quanto accade in questa area geografica.

E' infine d'obbligo sottolineare che i cetacei che si spiaggiano lungo le coste italiane sono spesso caratterizzate da condizioni di conservazione pessime (codice 4 o 5) che inficiano fortemente le analisi eseguibili. Tale condizione, pur fortemente dipendente dalla stagione degli spiaggiamenti (in estate i processi postmortali sono estremamente rapidi) suggerisce che gli animali che giungono lungo le nostre coste passano spesso da 7 a 14 giorni in acqua prima di arrivare a riva. E' plausibile che muoiano in mare per poi essere spinti a spiaggiarsi dalle correnti e dai venti che, in senso antiorario e con forza differente a seconda della stagione, tendono probabilmente a spingere verso il lato italiano anche le carcasse che muoiono in acque croate o slovene. Tuttavia tale ipotesi deve essere avvalorata da analisi genetiche e da una modellistica adeguata. Riportiamo quindi di seguito una sintesi delle cause di morte dell'Alto Adriatico dal 2013 al 2018.

In questo periodo sono state effettuate le necroscopie su 51 animali ma, spesso per le cattive condizioni di conservazione in cui versano gli animali che si spiaggiano lungo le coste adriatiche, in 21 (39,2%) non è stato possibile stabilire la causa del decesso. Per quanto riguarda i restanti 30, 24 sono deceduti per cause naturali e/o infettive (47%) e 6 (11,8%) sono deceduti per interazione diretta con le attività di pesca (1 all'anno in media). A questi si aggiungono 3 casi sospetti tra i 22 in cui non è stato possibile stabilire le cause.

Ad un'analisi più accurata si segnala che tra le cause spontanee, nel 2013 è stato ritrovato dolphin morbillivirus in due tursiopi e che nell'andamento degli spiaggiamenti a seguito di questi si nota un picco anomalo, con un aumento del numero di soggetti deceduti durante la stagione invernale o a inizio primavera. Tale evento si può configurare come picco epidemico: tuttavia le pessime condizioni di conservazione dei soggetti spiaggiati impedisce di avere conferma diagnostica. Nel 2012, si sottolinea un picco nelle presenze di specie pelagiche o di profondità come stenella e grampo: tali soggetti possono aver veicolato il virus dal Mar Ionio e Mediterraneo Centrale dove si riscontrano frequentemente picchi epidemici e in cui tale malattia è ormai endemica. Per quanto riguarda le altre cause spontanee è d'obbligo sottolineare che 9 soggetti (17,6%) presentavano reperti che direttamente (mediante isolamento batterico) o indirettamente (lesioni compatibili con shock endotossico) indicano una mortalità legata a batteri gram negativi quali E. coli. Si sottolinea anche la presenza di *Toxoplasma gondii* in due soggetti (circa il 3,9%).

In merito alle mortalità indotte dall'interazione con le attività di pesca è stato possibile identificare direttamente (presenza di reti) o indirettamente (pattern lesivo compatibile) tale nesso in 6 soggetti (11,8%): 3 riportavano la presenza di reti da posta e solo in un caso è stato possibile ipotizzare il decesso in rete attiva (traino). In due soggetti non abbiamo potuto stabilire il nesso (taglio lineare sull'addome per nascondere la carcassa e annegamento). E' necessario sottolineare che in un caso è stato trovato un animale con due proiettili nel corpo portando al 14% gli animali deceduti con certezza per mano dell'uomo: questo caso si aggiunge a quelli precedenti e ad altri per i quali sia stata diagnosticata causa di morte differente ma per i quali è stato possibile riscontrare un'interazione con alcune attività di pesca (enze, ami, lesioni suggestive di tali interazioni): in totale 12 soggetti (23,5%) riportano un'interazione diretta o indiretta con la pesca.

Quest'ultimo dato è compatibile con quanto riportato all'interno del progetto NETCET (2012-2015) per l'alto Adriatico. Durante questi anni, infatti, il 27% dei soggetti esaminati mostrava una interazione diretta con le attività antropiche prevalentemente concentrate nel bacino settentrionale, con particolare riferimento a quelle connesse con la pesca. Tuttavia, separando i dati raccolti lungo le coste italiane e balcaniche si nota che il dato è sostanzialmente differente con il 23,5% lungo le coste italiane e il 55,3% registrate in Slovenia e Croazia. Infine, il dato è ancora comparabile con quanto riportato dai rapporti del Cre.Di.Ma su scala nazionale.

Per quanto riguarda le tartarughe marine, il 75% dei 115 esemplari spiaggiati lungo le coste del Veneto tra il 2013 e il 2017 presentava lesioni di tipo edematoso ed emorragico a carico delle sierose e dei muscoli. Tali lesioni sono compatibili con quadri di tipo endotossico/setticemio e/o con quadri di denutrizione/malnutrizione. Erano invece assenti lesioni bollose compatibili con una gas embolic syndrome presente nel caso di catture accidentali da traino. o altri quadri compatibili con un'interazione con attrezzi da pesca se non il 3% dei soggetti che presentava ami e/o lenze nel tratto gastro-enterico senza però determinarne un quadro lesivo associato. Si sottolinea che nel 10% gli animali mostravano segni di traumi da natante ante-mortem. Nel 12% dei casi non sono stati espressi giudizi diagnostici.

I picchi di mortalità sono concentrati a giugno-luglio e ottobre con le principali cause di spiaggiamento rappresentate da cause naturali/spontanee quali patologie neonatali e geriatriche o infezioni di tipo virale o batterico. Tra queste si sottolineano quelle sostenute da batteri gram negativi responsabili di lesioni acute di tipo edematoso/emorragico. E' possibile che l'inquinamento, la carenza di cibo (tartarughe) o le alterazioni meteorologiche connesse con i cambiamenti climatici possano rappresentare un fattore ambientale di particolare rilievo sia per le marcate alterazioni di temperatura estive sia per gli eventi estremi.

L'interazione con l'uomo sembra essere limitata a un 20% circa degli animali esaminati con la pesca direttamente responsabile del decesso di pochi esemplari all'anno. Tra gli attrezzi da pesca più impattanti, pur in quantità limitate, si sottolinea il ruolo della rete da posta. Non si esclude che anche le attività

dilettantistiche (ami e lenze) rappresentino un potenziale fattore impattante sulla conservazione di queste specie così come l'uso di natanti da diporto, soprattutto nelle tartarughe. Da non trascurare i rifiuti, derivanti anche dalle attività di pesca (*ghost nets*), che possono rappresentare un problema se ingeriti sia dai delfini sia dalle tartarughe.

7. STRUMENTI DI MITIGAZIONE PER LIMITARE L'INTERAZIONE TRA SPECIE PROTETTE E ATTIVITA' DI PESCA

Nel tempo sono stati usati alcuni strumenti per limitare l'interazione delle specie protette oggetto di questo progetto (tursiope e caretta) e la pesca. I risultati ottenuti da queste sperimentazioni non sono sempre definitivi, trovando una certa variabilità da specie a specie e a seconda delle aree geografiche sia per quanto riguarda il reale effetto deterrente sia per le ricadute sul pescato. Di seguito forniamo un breve elenco di tali strumenti.

7.1. Acoustic harassment devices

Questi strumenti che funzionano emettendo suoni sono stati utilizzati con successo in varie parti del mondo, ad esempio per tener lontani i pinnipedi da allevamenti di pesce e aree di interesse per la pesca. Questi dispositivi, estremamente rumorosi e persistenti, possono avere effetti collaterali molto negativi per i cetacei (Olesiuk et al. 2002) e gli ecosistemi marini (Findlay et al. 2018). Una diversa categoria è quella degli *acoustic deterrent devices* (dispositivi acustici deterrenti), noti anche come *pingers*, utilizzati principalmente per ridurre le catture accidentali nelle reti (Kraus et al. 1997, Dawson et al. 2013, Waples et al. 2013). Questi dispositivi contribuiscono (almeno per un certo tempo) a ridurre le catture accidentali di piccoli cetacei nelle reti da posta, ma è noto che possono anche attrarre varie specie di mammiferi marini funzionando come “campane che annunciano la cena” (*dinner bells*; Cox et al. 2003, Carretta e Barlow 2011).

In Mediterraneo questo tipo di strumenti acustici non sono usati per ridurre le catture accidentali di delfini (in genere tursiopi), ma principalmente per spaventarli, tenendoli lontani dalle reti da pesca in modo da ridurre la depredazione. Alcuni studi di breve durata (di solito pochi mesi) svolti in Mediterraneo hanno documentato un beneficio per la pesca dovuto a una minore depredazione e a maggiori catture (Gazo et al. 2008, Buscaino et al. 2009). Per quanto l'uso di dissuasori acustici possa contribuire a ridurre la depredazione nel periodo iniziale di utilizzo, in molti casi non sembra un modo efficace per impedire la depredazione sul medio e lungo termine (Cox et al. 2003, Santana-Garcon et al. 2018). Al largo delle coste

italiane dell'Adriatico centro-settentrionale, negli ultimi anni sono stati sperimentati dissuasori acustici nell'ambito del progetto BYCATCH, al fine di ridurre le interazioni con le reti volanti. Una percezione iniziale di successo di dispositivi caratterizzati da emissioni fino a 500 kHz ha stimolato l'interesse dei pescatori (De Carlo et al. 2012). Tuttavia, il proseguimento della sperimentazione ha evidenziato una diminuzione della *performance* di questi dispositivi, che si sono dimostrati inefficaci al fine di allontanare i delfini. Gli autori dello studio hanno osservato che l'efficacia dei dissuasori diminuiva gradualmente nel tempo, man mano che i delfini si abituavano o diventavano meno sensibili a questi rumori. I dissuasori, pertanto, non sembrano avere una sostanziale efficacia nell'allontanare i delfini durante le operazioni di pesca con le reti volanti (Sala et al. 2014, 2016).

7.2. La griglia di esclusione o TED (Turtle Excluder Device, dispositivi di esclusione delle tartarughe)

Turtle Excluder Device (TED) è un dispositivo montato su una rete che consente alle tartarughe di fuggire immediatamente dopo l'entrata nella rete, impedendone l'ingresso nel sacco terminale. I TED sono stati originariamente progettati per escludere la cattura di tartarughe o altri animali di grandi dimensioni nelle reti di gamberetti in modo da prestare protezione a questa specie in via di estinzione dalla cattura (Fonte: FAO).

Le catture indesiderate possono essere qualsiasi cosa, dalle tartarughe fino agli squali, alle specie di pesci più grandi così come alle rocce e ai massi che possono causare danni indicibili alle reti a strascico.

La rimozione di catture indesiderate mentre si pesca a strascico può anche migliorare la qualità delle catture.

Le reti a strascico sono modificate con una griglia di barre verticali di metallo o di plastica che corre dalla cima alla base del telaio (molto simile a una griglia di scarico dell'acqua piovana).

Sono studiati in modo tale da permettere il passaggio delle specie commerciali (crostacei, molluschi e pesci normalmente oggetto della pescata) fino al sacco terminale, mentre le tartarughe con la loro forma e dimensione vengono veicolate verso l'esterno della griglia inclinata, posizionata prima del sacco terminale e provvista di una via di fuga. Quando gli animali più grandi, come le tartarughe marine vengono catturati nella rete da traino, colpiscono le barre della griglia e vengono espulsi attraverso l'apertura.

Il flusso d'acqua è più veloce in questo punto della rete, massimizzando la capacità di un TED di separare gli animali bersaglio dagli animali non bersaglio.

I TED possono essere separati in due gruppi diversi, attivi e passivi, a seconda di come viene esclusa la cattura secondaria. I TED attivi usano il comportamento del pesce per separare le specie target dagli

animali non bersaglio. Questi TED usano finestre (fori nella rete) e imbuto in rete per creare vie di fuga per i pesci non bersaglio.

I TED passivi usano il metodo di ordinamento fisico per separare le specie target da quelle non bersaglio. Questi TED sono caratterizzati da griglie o pannelli di rete che limitano fisicamente il passaggio di animali di grandi dimensioni.

I TED possono anche essere separati in Hard TED, che contengono componenti metallici rigidi come griglie e cavi e Soft TED che utilizzano componenti morbidi come reti e funi.

I TED a singola griglia sono più popolari nella flotta da pesca degli Stati Uniti, seguiti da soft TED e hard TED. L'efficienza degli Hard TED può essere influenzata dalla spaziatura delle barre, dalla presenza o meno di un lembo, dalla lunghezza del lembo, dalla presenza o dall'assenza di un imbuto, dall'angolo di installazione. Allo stesso modo, le prestazioni dei Soft TED possono essere influenzate dalle dimensioni della mesh, dalla presenza o dall'assenza di un lembo, dall'installazione corretta, dall'esclusione superiore o inferiore e dal design all'apice.

L'angolo di griglia ottimale per tutti i tipi di TED è compreso tra 40 e 60 gradi. Il più comune è il NAFTED che consiste di due anelli terminali oblungi che reggono una griglia deflettrice diagonale che sono cuciti nella rete da traino davanti al sacco. I dispositivi hanno una porta apribile.

La difficoltà maggiore nell'uso del TED risiede nella necessità di adattare, modificare e calibrare le griglie rispetto alle caratteristiche delle reti in uso. Infatti, affinché una soluzione tecnica venga positivamente accettata dai pescatori, deve essere di facile utilizzo e non deve comportare rilevanti perdite di cattura commerciale. Per fare ciò sono stati progettati, realizzati e testati in mare diversi tipi di griglia variandone il disegno, i materiali impiegati e l'inclinazione (Fortuna et al. 2010; Lucchetti e Sala, 2008, 2010; Sala et al. 2011).

Nel caso del Nord Adriatico sarebbero necessari degli studi in campo, con l'esecuzione di prove sperimentali in modo da valutare quale possa essere la migliore soluzione per la tipologia di pesca ivi presente, anche a seguito delle indicazioni fornite dagli operatori.

L'obiettivo principale di un TED è quello di eliminare le catture indesiderate senza influenzare negativamente i tassi di cattura target.

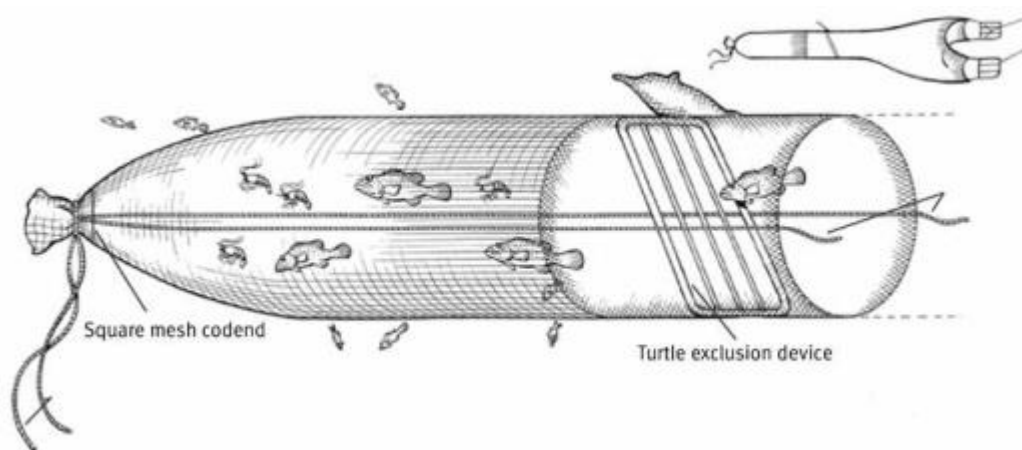


Figura 7.2.1: Esempio schematico di applicazione del TED (Queensland Government, 2012).

7.2.1. L'evoluzione storica dei TEDs

Il primo tipo di TED è stato proposto negli anni '80 nelle reti a strascico destinate alla cattura dei gamberetti, risultando molto efficace nella cattura della specie target e nell'esclusione delle specie indesiderate, tanto da essere adottato come misura gestionale obbligatoria a livello globale. Alcuni autori (Casale et al. 2004) ritengono che gli attuali tipi di TED presenti non siano una soluzione realistica per ridurre il by catch di tartarughe nel mar Mediterraneo, essendo questo un mare caratterizzato da un'elevata multispecificità. Poiché i TED sono stati disegnati per la cattura di gamberetti, questi escluderebbero non solo le tartarughe, ma anche la porzione di specie commerciali di più grossa taglia.

Al contrario, recenti esperimenti condotti in Turchia (Atabey e Taskavak, 2001), e in Nord Adriatico (Lucchetti e Sala, 2008; Sala et al. 2011) hanno dimostrato che i TED possono essere proposti come un metodo di gestione per la conservazione della popolazione di tartarughe marine in Mediterraneo, almeno in certe aree e/o periodi dell'anno. In Turchia, Atbey e Taskavak (2001) hanno testato un tipo di TED, chiamato Supershooter, montato su reti a strascico per la cattura di gamberetti. Sono stati ottenuti buoni risultati perché sia le tartarughe marine sia altre specie indesiderate come meduse, squali e razze sono state escluse dal TED. Inoltre, la griglia ha permesso la riduzione della quantità di debris (scarto) escludendo la porzione della cattura costituita da pietre, tronchi e scarto antropico e migliorando, quindi, la qualità del pescato.

Diversi ricercatori hanno creato e testato dei nuovi prototipi di griglia, adattandoli alla pesca a strascico del Mediterraneo (Atabey and Taskavak, 2001; Lucchetti et al., 2008; Sala et al, 2011; Luchetti et al., 2016b). Sala et al. 2011, invece, hanno indagato differenti disegni e materiali utilizzati per costruire i TED. I risultati migliori sono stati ottenuti anche in questo caso con il TED Supershooter, che ha "escluso" un individuo di *C. caretta*.

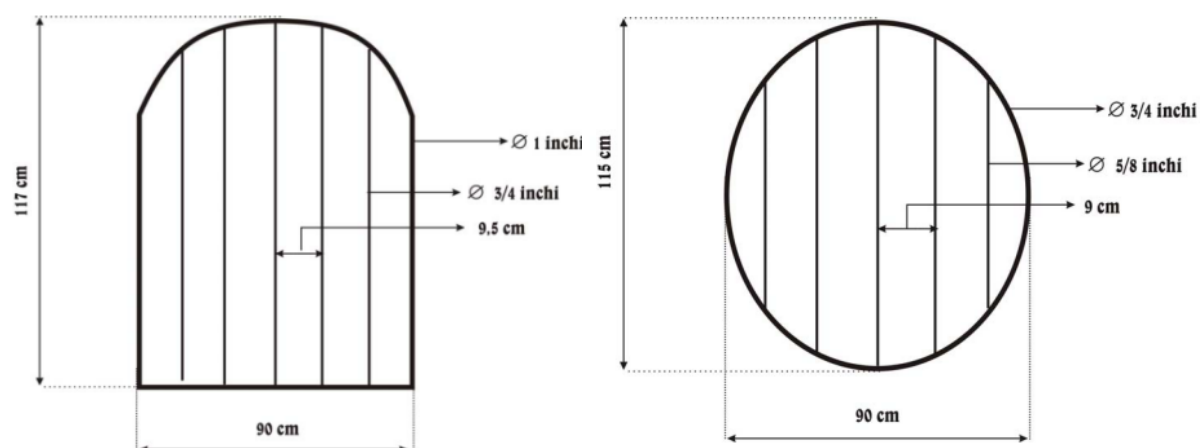
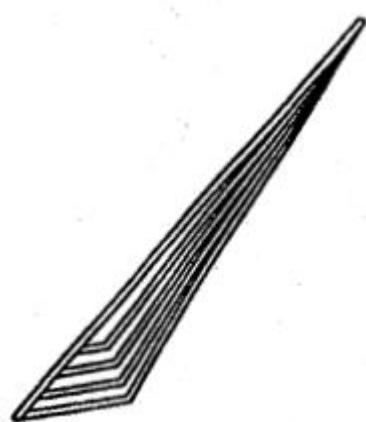


Figura 7.2.1.1: Schema del TED Supershooter (FAO, 2006).



Super Shooter TED

Figura 7.2.1.2: Sezione del TED Supershooter (GSM Fisheries Commission, 1995)

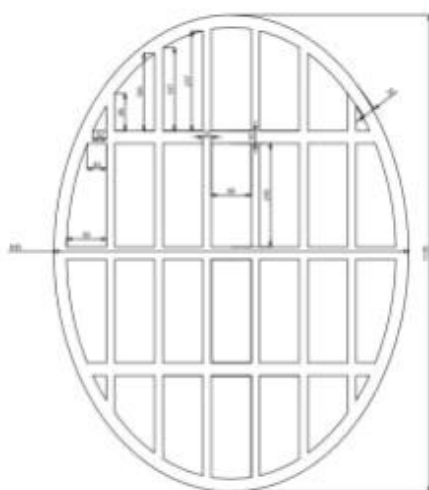


Figura 7.2.1.3: Schema del TED FlexGrid (Fonte: Tartalife, 2017).

Infine, Matt Watson, MSC Oceania e SE Asia Fisheries Outreach Manager hanno affermato che sebbene i TED non siano un passaggio obbligato per ottenere la certificazione MSC, l'uso di TED o di altre innovazioni di ingranaggi può ridurre drasticamente l'impatto sulle specie sensibili.

Infine, un modello che ha ottenuto buoni risultati nei vari aspetti presi in considerazione (riduzione del *bycatch* di tartarughe marine, variazioni nel comportamento della barca e nel consumo di carburante, maneggevolezza, quantità e qualità del pescato, riduzione del *marine debris* pescato) è il prototipo FLEXGRID TED, testato durante il progetto TartaLife (LIFE12NAT/IT/000937). Questa griglia è costituita da una lega in plastica caratterizzata da una notevole elasticità che le permette di essere arrotolata sull'argano assieme alla rete stessa, non ostacolando le procedure di routine sulla barca, oltre a diminuire il *bycatch*, non alterare i parametri tecnici della barca, della rete e del consumo di carburante, non influire sulla quantità e qualità del pescato e ridurre il *marine debris* pescato dal 24% al 11%.

La griglia ad esclusione potrebbe quindi essere un reale e funzionale sistema di mitigazione del *bycatch* di tartarughe marine per la pesca a strascico del Mediterraneo, se adattata alle diverse condizioni di pesca (materiale ed elasticità, angolo e posizione in cui è montata la griglia nella rete, posizione e dimensione dell'apertura nella rete ecc.). Questa potrebbe essere la giusta via per rendere la soluzione ben accetta dai pescatori, che generalmente vedono nell'installazione del TED sulle loro reti a strascico solo una perdita di tempo ed un costo. Infatti, la rimozione del debris dal resto della cattura, fa sì che il pescato commerciale, non danneggiato o rovinato durante il traino, sia di qualità e prezzo superiore riducendo così i tempi di selezione a bordo.

7.3. Dissuasori luminosi

A volte, una lampadina che si accende può essere la più semplice soluzione a un fastidioso e complesso problema. Questa è stata la soluzione, di alcuni studiosi dell'Università di Exeter per combattere la moria di tartarughe impigliate nelle reti dei pescatori.

Il problema: le tartarughe marine, quando rimangono impigliate nelle reti da pesca, muoiono. Non poter tornare in superficie per respirare, per loro è fatale.

La soluzione: utilizzare delle luci a led a batteria dal costo di pochi euro per illuminare le reti da pesca e mantenere in vita le tartarughe.

Infatti, le tartarughe marine posseggono un apparato visivo ben sviluppato, caratterizzato da uno spettro visivo molto ampio. Questo ha favorito lo sviluppo di lampade LED e *light stick* (principalmente nello spettro degli ultravioletti e della luce verde) come sistema di mitigazione per le reti da posta.

I biologi dell'università di Exeter (Inghilterra), con il sostegno del governo britannico e della National Oceanic and Atmosphere Administration (NOAA), hanno condotto il seguente esperimento nel nord del Perù per validare la loro idea. John Wang e Yonat Swimmer del NOAA, coadiuvati nella realizzazione dallo

staff dell'università, hanno testato l'uso delle luci a led per modificare il comportamento degli animali. Sechura Bay in Perù, è una zona di pesca attiva dove ogni anno, si gettano in mare 100.000 chilometri di reti da pesca. Oltre a questo, è anche un luogo dove le tartarughe marine vengono a mangiare. Durante la stagione di pesca, sono migliaia quelle che muoiono perché catturate involontariamente dalle reti dei pescatori. Durante lo studio di queste speciali reti da pesca, si sono utilizzati inizialmente gli stessi led che comunemente sono utilizzati nei lampadari moderni. Vista la loro efficacia, nell'allontanare gli animali dalle reti si è sviluppata una soluzione più resistente e idonea alle intemperie del mare peruviano. I ricercatori, hanno stimato che il costo per singola rete superi di poco i 30\$. Questa cifra potrebbe scendere di molto, se la soluzione proposta fosse implementata su ampia scala. Le popolazioni di tartarughe nel Pacifico orientale sono tra le più vulnerabili del mondo, e noi speriamo che questa soluzione possa ridurre considerevolmente il numero delle catture accessorie; in particolare nelle reti da pesca. Per confutare le proprie tesi, gli scienziati hanno utilizzato una serie di reti illuminate da più di 3.500 luci a led. Al termine dei test, le reti illuminate hanno intrappolato 62 tartarughe, mentre quelle non illuminate hanno intrappolato più di 125 tartarughe. Con l'esperienza acquisita e il miglioramento della tecnologia, gli studiosi sono certi che ci sono ampi margini di miglioramento nello sviluppo di queste reti dotate di luci a led. I test sono tutt'ora in corso su diverse tipologie di reti, per cercare di capire se è possibile sfruttare questa idea anche negli altri diversi tipi di pesca. In generale, questi *device* sono stati testati sulle coste nord e sud del Pacifico, ottenendo degli ottimi risultati con una diminuzione del *bycatch* dal 40% al 64% e preservando la cattura di specie target.

Delle lampade LED ad emissione ultravioletta sono state recentemente testate anche nel mar Adriatico, durante il progetto TartaLife (LIFE12NAT/IT/000937). La distanza ottimale tra i dispositivi luminosi messi sulla rete da posta che è stata trovata in questo esperimento è di 15 m (70 lampade/km). I risultati preliminari suggeriscono che i LED ad emissione ultravioletta riducono pressoché totalmente il *bycatch* di tartarughe marine, oltre a non interferire nell'efficienza di pesca. Nonostante i risultati molto promettenti ottenuti, il costo di questo sistema di mitigazione è ancora elevato, considerando la media di 3000 m di lunghezza delle reti da posta italiane.

7.4. Dissuasori acustici - STAR (Sea Turtle Acoustic Repellent).

Studi anatomici, fisiologici ed etologici sulla reazione delle tartarughe marine agli stimoli acustici suggeriscono che l'intensità del suono per allontanare questi animali dalle reti da posta dovrebbe essere così elevata da non essere selettiva, influenzando anche il comportamento delle specie target. Altri studi hanno rilevato l'assuefazione delle tartarughe marine agli stimoli acustici emessi dai dissuasori, così come i delfini si abituano ai suoni emessi dai *pingers*.

Anche in Italia sono stati testati questi device in 11 *Caretta caretta* in cattività; il comportamento più osservato agli stimoli acustici con differenti intervalli di frequenza è stato “neutrale”, ossia l’animale recepiva il suono ma non si osservava un comportamento di risposta. Per questi motivi i deterrenti acustici per le tartarughe marine non hanno preso piede come valido sistema di mitigazione.

7.5. Sistemi di mitigazione per i palangari.

I palangari sono l’attrezzo di pesca che causa più catture accidentali di tartarughe marine nel Mediterraneo, anche se non è un tipo di pesca diffuso nell’alto Adriatico. Esistono differenti parametri che possono essere modificati nella pesca con palangari per ridurre il *bycatch* di questi animali.

- Forma dell’amo: passando da un tradizionale amo a J ad un amo circolare si aumenta la probabilità che l’amo si agganci esternamente alla mandibola o mascella o nella bocca, invece che essere ingerito e incastrarsi nelle porzioni più profonde del tratto gastro-enterico della tartaruga. Alcuni studi riferiscono che gli ami circolari riducono la mortalità solo in alcune aree e tipi di fondali, inoltre in alcuni casi diminuiscono la pesca di specie target. In Italia sembra che, al contrario, l’amo circolare possa essere un valido sistema di mitigazione.
- Dimensione dell’amo: diminuendo la dimensione dell’amo, si riduce la probabilità che questo venga ingerito e che si incastri nel tratto gastro-enterico della tartaruga.
- Tipo di esca: utilizzando lo sgombero al posto del calamaro come esca si è riscontrata una riduzione del *bycatch* di tartarughe marine. Questo avviene perché la tartaruga riesce a strappare i pezzettini di sgombero con dei piccoli morsi, al contrario del calamaro che rimane attaccato più saldamente all’amo, richiedendo dei morsi più grandi che aumentano la possibilità di rimanere agganciate all’amo stesso.
- Profondità degli ami: i risultati ottenuti nel mar Ionio dal progetto Life Nature-2003-NAT/IT/000163 indicano che gli ami posti ad una profondità tra i 10 e 15 m, aumentano la probabilità di *bycatch* di tartarughe. Altri studi indicano che la probabilità di cattura non dipende solo dalla profondità degli ami, ma anche dalla distanza tra la costa ed il fondale di pesca.

In conclusione, per capire quale sia l’approccio più corretto alla soluzione di eventuali problemi dovuti all’alimentazione dei tursiopi e tartarughe, sarebbe fondamentale una migliore comprensione dei meccanismi che determinano questo tipo di comportamento. I tursiopi, ad esempio, seguono le reti per nutrirsi, per cui è verosimile che traggano un beneficio da questo tipo di alimentazione opportunistica, la cui valenza positiva per gli animali andrebbe tenuta in dovuta considerazione unitamente ai rischi di cattura accidentale. Inoltre, non è ancora noto che tipo di impatto economico questo tipo di alimentazione possa

avere sulla pesca, né se si possano verificare anche degli effetti positivi (ad esempio nel caso in cui i delfini contribuissero a spingere il pesce nelle reti, o a impedirne la fuoriuscita). Infine, andrebbe attentamente valutato l'impatto complessivo dei dispositivi acustici tanto sulla pesca (ad esempio in termini di costi, tempo impiegato, e potenziali effetti sulle specie target) quanto sull'ambiente marino, in considerazione degli effetti negativi di questi dispositivi (Olesiuk et al. 2002, Findlay et al. 2018). Uno studio recente ha analizzato le riprese video realizzate durante 50 operazioni di strascico in Australia orientale, per un totale di 5.908 interazioni con i tursiopi (Santana-Garcon et al. 2018). L'utilizzo di dispositivi acustici non ha sortito alcun effetto sul numero e la durata delle interazioni con i delfini. I rischi di cattura accidentale di delfini sono stati associati all'ingresso degli animali all'interno delle reti (fino a 25 m oltre l'imboccatura), anche se la maggior parte delle interazioni (>78%) avevano luogo al di fuori della rete. La durata delle immersioni era talvolta vicina ai limiti massimi di apnea noti per la specie (fino a 7,7 minuti dentro la rete). Gli autori dello studio concludono che, al fine di ridurre le catture accidentali di tursiopi, tecniche di mitigazione basate sulla stabilizzazione della rete a strascico sarebbero più efficaci dell'uso di dispositivi acustici (Santana-Garcon et al. 2018).

8. MISURE DI CONSERVAZIONE E TUTELA BIOLOGICA APPLICATE AL COMPARTO PESCA

8.1. Misure di riduzione dello sforzo pesca attualmente adottate nel Bacino Nord Adriatico: l'esempio del Veneto

Le attuali misure che limitano lo sforzo di pesca nella regione del Nord Adriatico possono influire positivamente sulle possibilità di interazione con le specie oggetto di tutela in quanto limitano il rischio di incontro. In particolare, nelle marinerie venete vengono svolte le attività di pesca in mare con reti da traino (strascico con divergenti, volanti, ramponi), draga idraulica, attrezzi da posta (nasse, nassini, grandi cogolli, reti), ami e lenze. Di seguito si riporta una sintesi normativa e relativa ai fermi tecnici delle attività di pesca marittima in Veneto. Tali misure saranno successivamente completate da quelle in essere per le Regioni Friuli Venezia Giulia e Emilia Romagna per le rispettive specificità.

Pesca dei molluschi bivalvi con draga idraulica è normata ai sensi del Reg. CE 1967/2006, da Leggi e Decreti Nazionali che indicano le linee generali, e nel dettaglio da Ordinanze delle locali Capitanerie di Porto. In sintesi, facendo distinzione tra pesca delle vongole e pesca dei fasolari si ha che:

- le vongole sono soggette a due mesi di fermo tecnico obbligatorio da effettuare tra aprile e ottobre (il periodo viene deciso ed indicato annualmente dai due Consorzi di Gestione).

- da diversi anni le vongolare effettuano un fermo tecnico aggiuntivo volontario non retribuito la cui durata è pianificata di anno in anno;
- ai sensi del DM 27.12.2016 la quota massima di cattura di *Chamelea gallina* è stata ridotta a 400 kg/giorno per massimo 4 giorni/settimana, rispetto ai 600 kg/giorno precedenti;
- si evidenzia che la quota giornaliera di prelievo delle vongole viene decisa in base alle richieste di mercato, in modo da non pescare quantitativi eccedenti;
- le fasolare sono soggette a due mesi di fermo tecnico obbligatorio da effettuare entro l'anno solare. Solitamente viene praticato un fermo quindicinale da ripetere 4 volte.

Pesca con rete a traino, comprendente le reti a strascico a divergenti, rapidi, reti gemelle a divergenti, viene gestita a livello ministeriale. Relativamente alle disposizioni di pesca si ha:

- fermo pesca biologico retribuito di 30 giorni nel periodo estivo (agosto-ottobre);
- la pesca è vietata durante i giorni di sabato, domenica, festivi;
- nelle otto settimane successive al fermo biologico, la pesca è vietata anche di venerdì; ed a scelta dell'armatore si vieta un altro giorno oppure il peschereccio non deve superare le 60 ore di attività settimanale;
- nei rimanenti mesi l'attività di pesca non deve superare le 72 ore settimanale ed essere distribuita in 5 giorni oppure in 4 giorni a scelta dell'armatore,
- dalla data del 30 luglio a fine ottobre è vietata la pesca con strascico e volanti entro una distanza dalla costa inferiore alle 6 miglia ovvero con una profondità d'acqua inferiore a 60 metri. In deroga a quanto indicato, le unità iscritte in IV categoria abilitate alla pesca costiera locale entro le 6 miglia dalla costa e le unità con lunghezza fuori tutto fino a 15 metri, sono autorizzate a pescare oltre le 4 miglia dalla costa.

Pesca con attrezzi da posta, quali nasse, nassini, grandi cogolli o reoni e reti fanno riferimento ad una normativa locale emanata dalla Capitaneria di Porto, con l'eccezione delle reti normate con Regolamento comunitario. In dettaglio:

- la pesca coi grandi cogolli o reoni si svolge tra marzo e metà maggio e gli operatori posizionano gli attrezzi in postazioni predefinite. Questo tipo di pesca viene normato da Ordinanza della Capitaneria di Porto.
- la pesca con nasse si effettua da aprile a luglio, con gli operatori che a Venezia nella domanda dichiarano la zona di pesca, e a Chioggia le zone di pesca sono sorteggiate e delimitate spazialmente. Questo tipo di pesca viene normato da Ordinanza della Capitaneria di Porto.
- La pesca coi nassini riguarda le specie lumachina (*Nassarius mutabilis*) e cicala di mare o canocia (*Squilla mantis*). La normativa relativa è carente, in quanto ad oggi è presente una Ordinanza valida

nel Compartimento Marittimo di Chioggia per la pesca delle lumachine, mentre per il Compartimento Marittimo di Venezia e per la pesca delle canoce è presente un vuoto normativo.

- La pesca con le reti viene praticata sia sotto costa che a largo ed è regolamentata dal Reg. CE 1967/2006 e non da una normativa locale. Non sono previsti fermi tecnici.

Pesca con palangari:

- è un tipo di pesca quasi in disuso, praticata da poche imbarcazioni e non vi è una normativa locale di gestione, ma si fa riferimento al Reg. CE 1967/2006, con il Reg. CE 1559/2007 che gestisce la pesca del tonno rosso ed il Reg. CE 40/2008 che regola la pesca del pesce spada. Gli ultimi due tipi di pesca non sono praticati nel Nord Adriatico.

8.2. Individuazione delle buone prassi già in essere che interessano il comparto pesca del Nord Adriatico

Il comparto pesca del Veneto ha già adottato da qualche anno, sia su volontà propria sia perchè coinvolto in progettualità esterne come NETCET, alcune buone prassi che possono essere già viste come delle vere e proprie misure di conservazione nei confronti di queste specie. Si tratta di comportamenti virtuosi e procedure che possono rappresentare, tal quali o con alcuni miglioramenti, delle vere e proprie misure di conservazione.

1. Formazione

Da qualche anno sono stati implementati percorsi di formazione destinati ai vari stakeholders coinvolti grazie allo sforzo volontario di WWF Veneto oltre quelli finanziati in seno al progetto IPA - Adriatic NETCET e ai finanziamenti PO-FEAMP. Tali percorsi hanno fornito informazioni e formazione sulla biologia di queste specie, ai pericoli per la loro conservazione e alle modalità di gestione degli esemplari trovati vivi o morti sia a bordo sia in spiaggia. I pescatori sono stati attivamente e continuamente coinvolti e questi hanno adottato le buone pratiche di gestione in barca.

2. Monitoraggio

Le attività di monitoraggio degli spiaggiamenti è presente sul territorio regionale da molto tempo per entrambe le specie. In dettaglio, il Dipartimento Biomedicina Comparata e Alimentazione (BCA) dell'Università di Padova interviene sugli spiaggiamenti di cetacei su scala regionale e nazionale fin dal 2000 grazie a due strutture parzialmente finanziate dal Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare (MATM) e inserite organicamente nella Rete Nazionale Spiaggiamenti, ovvero la Banca Tessuti dei

Mammiferi Marini del Mediterraneo (BTMMM) e il Cetaceans' strandings Emergency Response Team (CERT). Inoltre, dal 2009 tale monitoraggio l'attività si è estesa al recupero delle carcasse delle tartarughe in collaborazione con una Rete Regionale istituitasi spontaneamente dal 2011 e coordinata dal WWF Regionale. Il progetto NETCET ha rafforzato tale rete e ha messo a sistema anche dei Centri di Recupero dedicate alle tartarughe marine trovate vive.

Per quanto riguarda la parte di monitoraggio in mare, questo è stato sostenuto sporadicamente da istituti privati e istituzionali senza tuttavia avere sistematicità e continuità. L'ultima campagna di monitoraggio è stata promossa da ARPAV in seno al monitoraggio del descrittore 1 interna alla Marine Strategy Framework Directive (MSFD) per il tursiopo. In tale campagna, si è visto che buona parte degli avvistamenti è associato a pescherecci che utilizzano traino, che rappresentano anzi una fonte di alimentazione per i tursiopi: tale supposizione viene avvalorata anche dal fatto che durante il fermo-pesca, gli avvistamenti nell'area di studio entro le 12 miglia sono stati veramente scarsi. Di fatto quindi la presenza di tursiopi in acque nazionali dipende fortemente dalle attività di pesca anche se questa correlazione necessita di studi sistematici approfonditi e pluriennali. Infine si nota che la presenza di tursiopi e tartarughe è prevalentemente stagionale nelle acque nazionali (marzo-ottobre da confermare) sulla base delle campagne effettuate e sul monitoraggio degli spiaggiamenti e quindi le misure di conservazione dovrebbero trovare applicazione stagionale. Grazie a TARTA-TUR i pescatori diventano attori diretti del monitoraggio di tursiopi e tartarughe in mare oltre a documentare le eventuali interazioni tra attività di pesca e specie protette. Questo rappresenta sicuramente una novità che può portare contributi interessanti alla ricerca scientifica perchè, quando reso sistematico, può apportare informazioni rilevanti e continuative, sia perchè può aiutare a modificare l'eventuale atteggiamento ostile nei confronti di queste specie.

Infine, i pescatori stessi hanno sempre partecipato al progetto "By-catch" di monitoraggio delle catture accidentali nelle volanti, prima condotto da ISPRA e poi da CNR-ISMAR per conto del MiPAAF in risposta al Regolamento EC 812/2004, permettendo l'imbarco di osservatori indipendenti a bordo. Tali dati, come anticipato al paragrafo 2, hanno permesso di confermare che i tassi delle catture nell'area non sono particolarmente rilevanti se comparati ad altre aree e che gli animali catturati, soprattutto le tartarughe, vengono rilasciati in condizioni vitali.

3. Mitigazioni e divieti

Alla già citata disponibilità da parte dei pescatori di interagire con gli attori delle reti spiaggiamento e di partecipare direttamente e indirettamente ai monitoraggi, si deve registrare il coinvolgimento dei pescatori nelle prove di applicazione degli strumenti di mitigazione riportati al paragrafo 4. Tali strumenti, la cui validità deve ancora essere comprovata sul lungo termine, possono portare a una riduzione del pescato

anche se di maggior qualità e valore commerciale. Griglie di esclusione e dissuasori acustici e luminosi sono già stati provati in queste zone con risultati altalenanti. Tuttavia le sperimentazioni sono ancora in fase iniziale e devono essere previste prove più dettagliate e sistematiche.

Oltre al tipo di strumento, al suo reale effetto e agli eventuali costi di applicazione, l'uso di questi device dovrebbe essere limitato alla stagione di presenza di queste specie in Alto Adriatico (marzo-ottobre). Se applicati, gli strumenti di mitigazione che provocano una riduzione del pescato, dovrebbero essere accompagnati da opportune misure di compensazione economica, simili a quelle derivanti dai danni dovuti al pescato. Tali strumenti dovrebbero essere applicati infine solo se superati gli indici al punto 2.c.

4. Altre buone pratiche utili alla conservazione di cetacei e tartarughe

I pescatori sono spesso coinvolti in attività dimostrative e progetti di ricerca su altri pericoli che inficiano lo stato di conservazione di delfini e tartarughe. In particolare, si ricorda che i pescatori sono coinvolti in progettualità mirate a ridurre la presenza di *marine litter* e *ghosts nets* che invece rappresentano una minaccia concreta e impattante non solo per le specie oggetto di TARTA-TUR ma anche per le stesse specie commerciali: i pescatori, infatti, partecipano attivamente alle campagne “*fishing for litter*” anche in Alto Adriatico e sono stati coinvolti in progetti Interreg quali DeFishGear.

8.3. Suggerimenti per l'implementazione delle misure di conservazione sulla base di quelle già esistenti in caso di istituzione di SIC marino

Di seguito riportiamo alcuni suggerimenti di misure di conservazione su cui discutere e lavorare in caso di istituzione di una zona NATURA2000 per tursiope e caretta. Le seguenti proposte, pur rappresentando implementazioni di quanto già descritto nel paragrafo 5.2, devono essere discusse e sviluppate con i portatori di interesse. Tali misure dovrebbero trovare comunque sintonia con un approccio generale nel bacino dell'Alto Adriatico e non solo limitatamente alla zona definita. Inoltre, è opportuno considerare misure gestionali che interessino anche altre attività che possono rappresentare una minaccia per tali specie quali il diportismo, i trasporti, le attività di prospezione e stoccaggio degli idrocarburi.

1. Formazione.

Si ritiene opportuno continuare l'organizzazione di corsi informativi teorico-pratici e di aggiornamento destinati ai pescatori e agli altri stakeholders per il monitoraggio degli animali in mare, per l'interazione con gli altri attori istituzionali e non, per la gestione degli animali e l'uso di strumenti di mitigazione al fine di ridurre la possibile mortalità. Tali attività dovrebbero essere estese ad altri attori quali diportisti, pescatori sportivi, trasporti, etc. Possibili finanziamenti su fondi PO-FEAMP e progetti Interreg.

Le attività di formazione dovrebbero inoltre comprendere anche una restituzione dei dati elaborati dagli enti di ricerca e di monitoraggio che consenta una partecipazione consapevole alla revisione critica delle misure di conservazione e di gestione di tali specie.

2. Monitoraggio.

In merito alle attività di monitoraggio si propone di:

- a. mantenere e sostenere le attività ricerca scientifica, di monitoraggio a terra (spiaggiamenti) e in mare (free-ranging e catture accidentali) partecipando direttamente o consentendo l'imbarco di osservatori indipendenti. Oltre ai fondi derivanti in risposta ai Regolamenti e Direttive EU, tali attività dovrebbero essere rese continue e sistematiche attraverso fondi PO-FEAMP (proposta già prevista in proposta FEAMP mis 1.40 presentata a ottobre 2018 per il 2019), INTERREG (già presentato progetto ADRION), LIFE al fine di identificare densità, abbondanza e distribuzione. I pescatori dovrebbero tuttavia partecipare attivamente fornendo informazioni utilizzando strumenti rapidi ed efficaci (App dedicate, websites, etc.) ed essendo parte attiva in tale attività. In merito alle Reti Spiaggiamento Regionali, renderle istituzionali, coordinate e in grado di intervenire con protocolli e procedure uniche e armonizzate con la capacità di fornire le informazioni necessarie alla gestione e in grado di assicurare un monitoraggio adeguato per tutte le cause (antropiche e non) che causano gli spiaggiamenti.
- b. obbligare al conferimento degli animali non rilasciabili e/o carcasse agli enti preposti previo accordo con CCPP al fine di accertare il reale ruolo dell'attività di pesca rispetto ad altre possibili concause. In caso di animali vivi, assicurare adeguate condizioni di benessere agli animali provvedendo al loro rilascio e/o al loro conferimento presso centro di recupero segnalando entrambi gli eventi agli enti competenti;
- c. definire degli indici di cattura accidentale: attraverso un costante monitoraggio a terra e in mare si propone di analizzare i dati per singoli attrezzi e i dati di mortalità. In caso di superamento di tali indici si propone di attuare l'applicazione di misure di mitigazione ed eventuali misure di compensazione per i pescatori. Tali indici dovranno tener conto di età e fattori predisponenti (malattie, altre cause debilitanti).
- d. Implementare le attività di formazione e informazione al pubblico integrando le attività di pesca-turismo con quelle di *dolphin-watching* attraverso adeguata formazione e rispetto delle regole internazionali che regolano tali attività.

E' importante sottolineare che tali attività di monitoraggio non dovrebbero essere estese solamente all'area perimetrata ma all'intero comparto Adriatico Settentrionale per comprendere concretamente

quanto possa minacciare lo stato di conservazione dei tursiopi e delle carette che vivono nell'Alto Adriatico oltre alla pesca.

3. Misure e divieti:

In merito alle misure di mitigazione e ai divieti da applicare si segnalano

- a. applicazione di strumenti di selezione per le tartarughe e altri strumenti di mitigazione quali quelli descritti al capitolo 4: tali strumenti dovrebbero trovare applicazione stagionale corrispondente alla presenza di tali specie nel bacino (marzo-ottobre) e se si superano gli indici individuati al punto 5.3.c
- b. monitoraggio dell'interazione con mitilicoltura (tartarughe) e reti da posta (entrambe le specie) e valutazione dell'uso per queste ultime di strumenti alternativi quali nasse;
- c. divieto dell'uso dei palangari;
- d. estensione dei divieti ai pescatori sportivi;
- e. compensazione del danno derivante dall'uso di strumenti di selezione ed eventuali dissuasori;
- f. studi per l'applicazione degli strumenti di selezione e mitigazione (progetti LIFE, PO_FEAMP).
- g. presenza di luoghi per il mantenimento in sicurezza delle tartarughe catturate vive in barca e/o presso i mercati ittici per il conferimento a centri di recupero senza incidere sulle attività lavorative.

4. Altre buone pratiche utili alla conservazione di cetacei e tartarughe

Infine, si vuole sottolineare che il settore pesca, a dimostrazione dell'interesse ad implementare un'attività di pesca sostenibile, sta avviando i processi di certificazione di sostenibilità quale quella MSC. E' possibile implementare ulteriormente questo sforzo cercando di estenderlo anche ad altri attrezzi e ampliandolo con sistemi di certificazione volontaria quale quello di "Friends of the Sea", grazie anche a finanziamenti PO-FEAMP che consentano un adeguato riscontro economico anche grazie a un contatto diretto con il consumatore e una adeguata valorizzazione del prodotto.

9. ANALISI DELLE IMPRESE DI PESCA POTENZIALMENTE IMPATTATE DALL'INTRODUZIONE DI AREE RETE NATURA 2000 SIC E ZPS SUL MARE ALTO ADRIATICO

In riferimento all'introduzione di nuove aree SIC e ZPS in ambiente marino dell'Alto adriatico, Il presente capitolo affronta il tema delle possibili interferenze che tale introduzione può generare sulle imprese di pesca locali.

A tal fine è stata condotta un'analisi a livello di Distretto Ittico alto adriatico (introdotto con decreto del Ministro delle politiche agricole, alimentari e forestali 23 febbraio 2010) e includente le aree marine e costiere delle Regioni Friuli Venezia Giulia, Veneto ed Emilia-Romagna, cui si aggiungono le coste adriatiche della Slovenia e della Croazia. Il Distretto di pesca Nord Adriatico ha come finalità quella di promuovere il partenariato con i produttori e le imprese delle filiere del settore ittico per lo sviluppo in comune delle azioni previste nelle politiche e negli interventi individuati e condivisi tra Ministero e le tre Regioni.



Figura 9.1: Territori aderenti al Distretto di Pesca Alto Adriatico (fonte Osservatorio Socio Economico della Pesca e dell'Acquacoltura).

9.1. Il contesto produttivo Alto adriatico

Il bacino acqueo del mare Adriatico, per quantitativi pescati, risulta essere tra quelli più redditizi tra quelli che bagnano la penisola italiana. I buoni livelli produttivi dell'area adriatica sono garantiti dalla ricca ed eterogenea flotta peschereccia marittima presente. Il focus dell'analisi socio-economica di questo report si concentra sulla sola area del Nord Adriatico. In questo comparto marittimo opera, da tempi remoti, una flotta che è caratterizzata dall'utilizzo di diverse tipologie di attrezzi da pesca, comunemente composta da imbarcazioni che operano con le draghe idrauliche, le reti a strascico, le reti da posta, i palangari e in alcune realtà si fa uso anche delle reti da circuizione.

Questa flotta peschereccia negli ultimi quindici anni ha visto ridursi drasticamente il numero di imbarcazioni, calo dovuto in particolar modo alle politiche comunitarie che puntano ad una riduzione dello sforzo di pesca, in chiave di salvaguardia degli stock ittici e di eco-sostenibilità.

L'analisi dei dati ricavati dal Fleet Register (database che registra tutte le imbarcazioni da pesca che aventi bandiera di uno stato membro e che operano in accordo con la legislazione comunitaria) evidenzia questa riduzione, passando da 2.685 pescherecci associati nel 2001 ai 1.609 nel 2018 con una perdita di imbarcazioni di quasi il 40%.

La ripartizione percentuale tra le differenti marinerie evidenzia come il Veneto sia la regione con la maggiore flotta peschereccia, con un valore percentuale che è quasi il doppio di quello del Friuli Venezia Giulia; l'Emilia Romagna ha una presenza di pescherecci che è quasi in linea con il Veneto essendo avendo una differenza numerica di 60 imbarcazioni pari a circa il 4%.

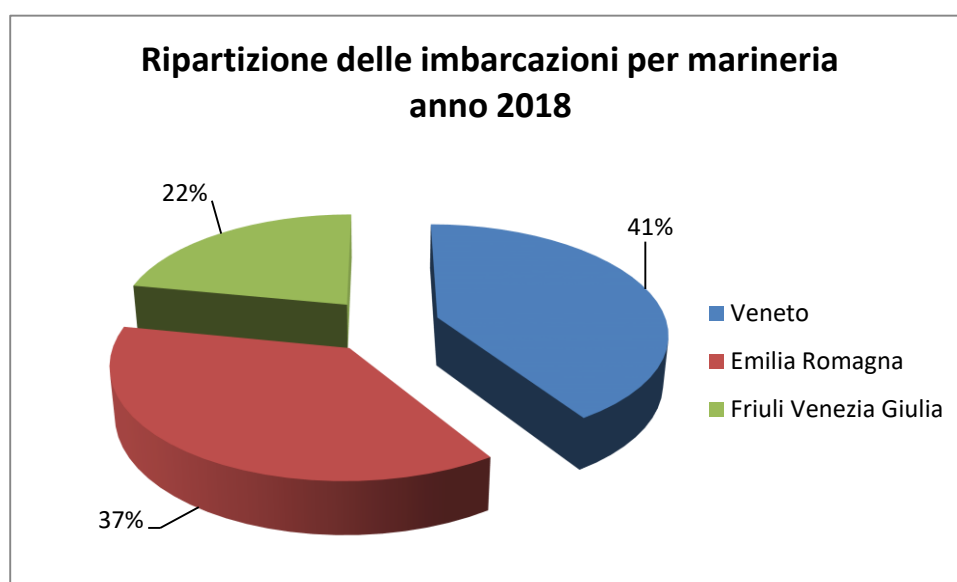


Grafico 9.1.1: Ripartizione della flotta da pesca per le regioni del Distretto Ittico (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register).

9.2. Dettaglio della flotta

La flotta di pesca delle tre regioni complessivamente è rappresentata da 1.609 motopesca (dati 2018) suddivisi in:

- 353 motopesca per la regione del Friuli Venezia Giulia
- 658 motopesca per la regione del Veneto
- 598 motopesca per la regione Emilia Romagna

A seguire per ogni regione e principale porto di pesca si riportano le ripartizioni dei diversi sistemi di pesca adottati dalle imprese, tenendo conto che l'indicazione dell'attrezzo principale in alcuni casi non fornisce una corretta informazione sull'attività realmente sviluppata dal peschereccio ma va considerato l'attrezzo secondario che per in alcuni casi rappresenta il solo attrezzo utilizzato (es. i palangari in Veneto non sono utilizzati e come 2° attrezzo hanno reti da posta).

Attrezzi da pesca principali (Main Gear) nel Friuli Venezia Giulia ripartiti per porto (agg. giugno 2018)							
Porto	Circuizione	Draga Idraulica	Palangari	Reti da posta	Reti posta derivanti	Strascico	Totale
GRADO	26	15	25	9		13	88
LIGNANO SABBIA D'ORO		1		1			2
MARANO LAGUNARE	41	25	85	6	1	18	176
MONFALCONE	9		25	4		1	39
MUGGIA	2		8	2		1	13
SISTIANA	1		3	2			6
TRIESTE	7		10	8		4	29
Totale	86	41	156	32	1	37	353

Tabella 9.2.1: Ripartizione degli attrezzi principali (Main Gear) rispetto al porto di riferimento per il Friuli Venezia Giulia (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).

Attrezzi da pesca principali (Main Gear) nel Veneto ripartiti per porto (agg. giugno 2018)							
Porto	Circuizione	Draga Idraulica	Palangari	Reti da posta	Reti posta derivanti	Strascico	Totale
BURANO		1	1	7		2	11
CAORLE	6	26	11	35	1	26	105
IESOLO	3	10	14	25		2	54
PELLESTRINA	1	7		8		3	19
VENEZIA	1	42	5	23		6	77
CHIOGGIA	4	70	7	37		104	222
PORTO LEVANTE		3	21	8			32
PORTO TOLLE		3	8	25	2	44	82
SCARDOVARI	1	1	2	43	1	8	56
Totale	16	163	69	211	4	195	658

Tabella 9.2.2: Ripartizione degli attrezzi principali (Main Gear) rispetto al porto di riferimento per il Veneto (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).

Attrezzi da pesca principali (Main Gear) in Emilia Romagna ripartiti per porto (agg. giugno 2018)							
Porto	Circuizione	Draga Idraulica	Palangari	Reti da posta	Reti posta derivanti	Strascico	Totale
BELLARIA	1	6	12	11		5	35
CATTOLICA		13	11	11		6	41
CERVIA		11	9	14		3	37
CESENATICO	6	2	8	5		25	46
GORO	1	7	41	129		68	246
PORTO GARIBALDI	2		4	11		46	63
RAVENNA			8	10	1	1	20
RICCIONE	1	3	6	12		1	23
RIMINI	1	12	30	6		38	87
Totale	12	54	129	209	1	193	598

Tabella 9.2.3: Ripartizione degli attrezzi principali (Main Gear) rispetto al porto di riferimento per l'Emilia Romagna (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).

Sebbene siano diverse le tipologie di attrezzi da pesca utilizzati possono essere riassunte in 3 gruppi:

- Draghe idrauliche, che operano dalle 0,3 miglia fino al limite dei banchi naturali di *Chamelea gallina* o lungo i dossi di sabbia relitta per la raccolta di *Callista chione* a distanze che vanno da circa 3 miglia fino alle 12 miglia
- Barche a strascico (con divergenti, a coppia, con i ramponi) che operano oltre le 3 miglia in base al regolamento 1967/2006 e che in determinati periodi dell'anno operano oltre le 6 miglia.
- Barche dedite alla pesca con attrezzi da posta che operano maggiormente fino alle 6 miglia da costa.

Nei grafici seguenti viene analizzata la ripartizione percentuale dei 3 gruppi di attrezzi da pesca.

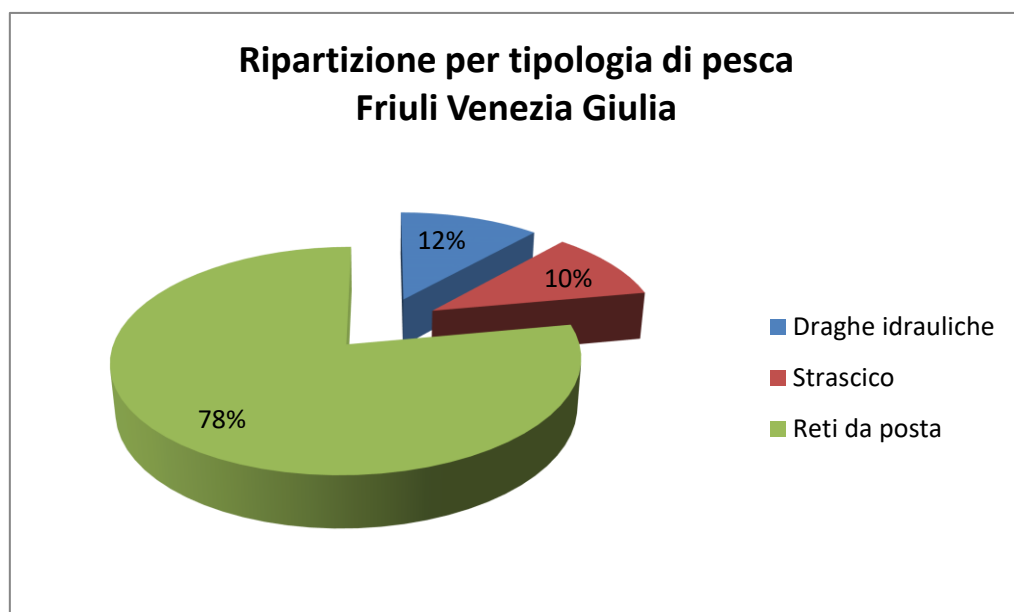


Grafico 9.2.1: Suddivisione dei pescherecci per gruppi di attrezzi per la regione del Friuli Venezia Giulia (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register).

Nella regione del **Friuli Venezia Giulia** abbiamo la maggior presenza, rispetto alla flotta complessiva, delle imbarcazioni da piccola pesca che operano con reti da posta; quasi l'80% è rappresentata da questa tipologia. Le restanti attività, strascico e draga idraulica, hanno una presenza minore essendo compresi tra il 10 ed il 12% ciascuno.

Osservando la distribuzione per porto di appartenenza (dato elaborato da Agriteco su fonte Fleet Register) appare come nell'area di Marano Lagunare è presente circa il 50% della flotta regionale e che la stessa è per circa il 75% impegnata alla pesca con attrezzi da posta e circa 44 imbarcazioni che operano con attrezzi a traino (draghe idrauliche e strascico). L'area di Grado presenta circa il 25% della flotta di pesca regionale e presenta 28 imprese che operano con attrezzi a traino e le restanti con attrezzi da posta (60). L'area riferibile al Golfo di Trieste compreso tra Monfalcone e Trieste (FVG orientale) si caratterizza per la presenza quasi totale di attrezzi da posta.

Porto	Draghe	Strascico	Reti da posta	totale
Area Marano L. - Lignano	26	18	134	178
Grado	15	13	60	88
FVG orientale	0	6	81	87
totale	41	37	275	353

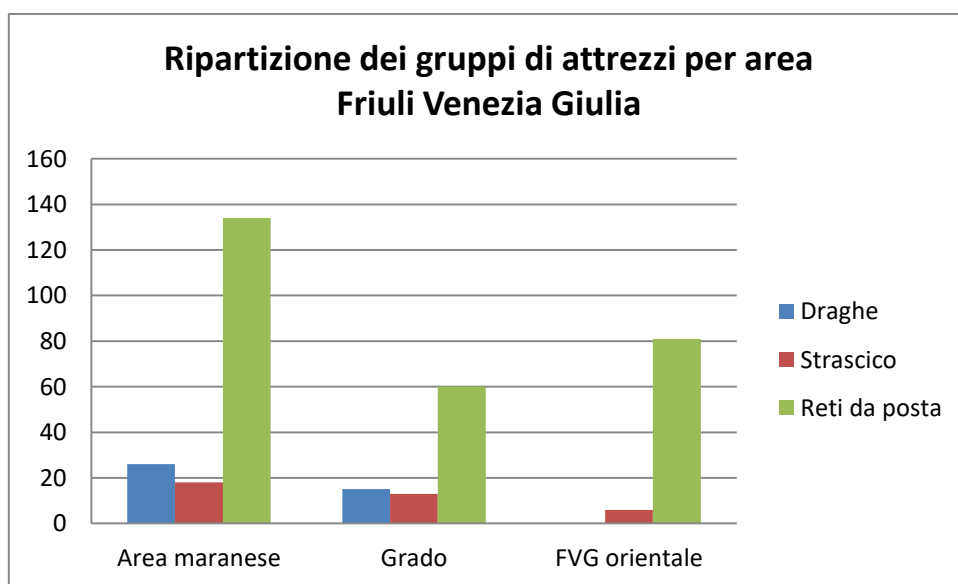


Grafico 9.2.2: Suddivisione dei pescherecci per gruppi di attrezzi per la regione del Friuli Venezia Giulia (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register).

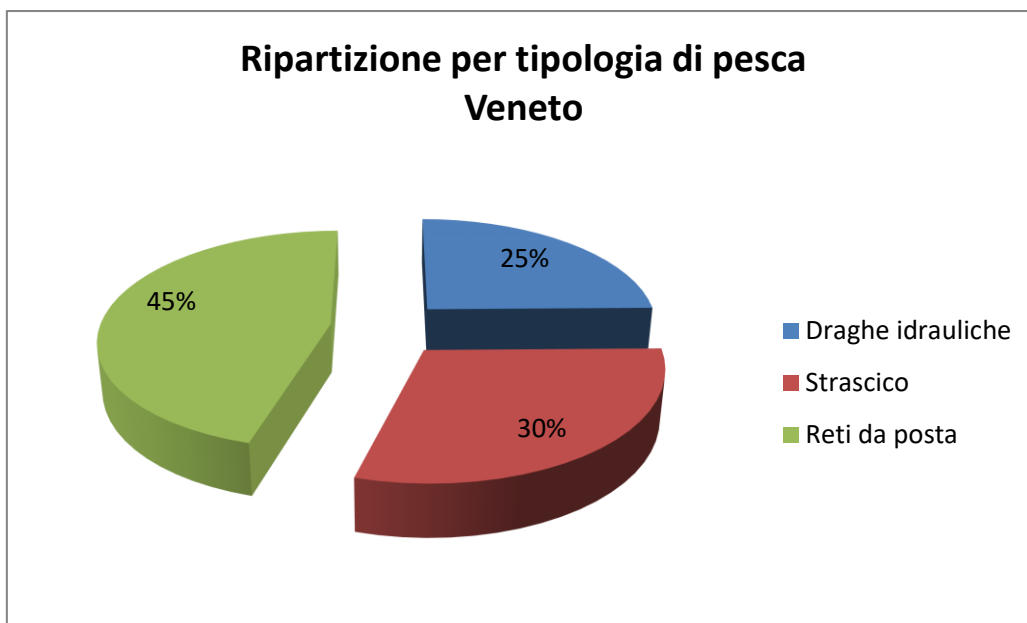


Grafico 9.2.3: Suddivisione dei pescherecci per gruppi di attrezzi per la regione del Veneto (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register).

La regione del **Veneto** presenta una ripartizione per gruppi di attrezzi da pesca che è abbastanza omogenea. Le imbarcazioni che effettuano la pesca con reti da posta sono il 45% dell'intera flotta, quelle che praticano la pesca a strascico rappresentano il 30% mentre, rispetto alle altre regioni, elevata è la rappresentatività delle draghe idrauliche che sono ¼ dell'intera flotta (163 su 658).

Nelle diverse marinerie si osserva che: nel veneto orientale (da Caorle a Cavallino Treporti) prevalgono le imbarcazioni con attrezzi da posta (circa il 60%), nell'area veneziana prevalgono le imbarcazioni che operano con attrezzi a traino (draghe idrauliche e strascico) (circa 57%), nell'area di Chioggia – Porto Levante circa il 70% delle imbarcazioni operano con attrezzi a traino, nell'area del Delta del Po circa il 60% sono imbarcazioni con attrezzi da posta.

<i>Porto</i>	<i>Draghe</i>	<i>Strascico</i>	<i>Reti da posta</i>	<i>totale</i>
Veneto Orientale (Da Caorle a Cavallino)	36	28	95	159
Area Veneziana (Burano, Venezia e Pellestrina)	50	11	46	107
Chioggia Levante	73	104	77	254
Area Delta Po	4	52	82	138
totale	163	195	300	658

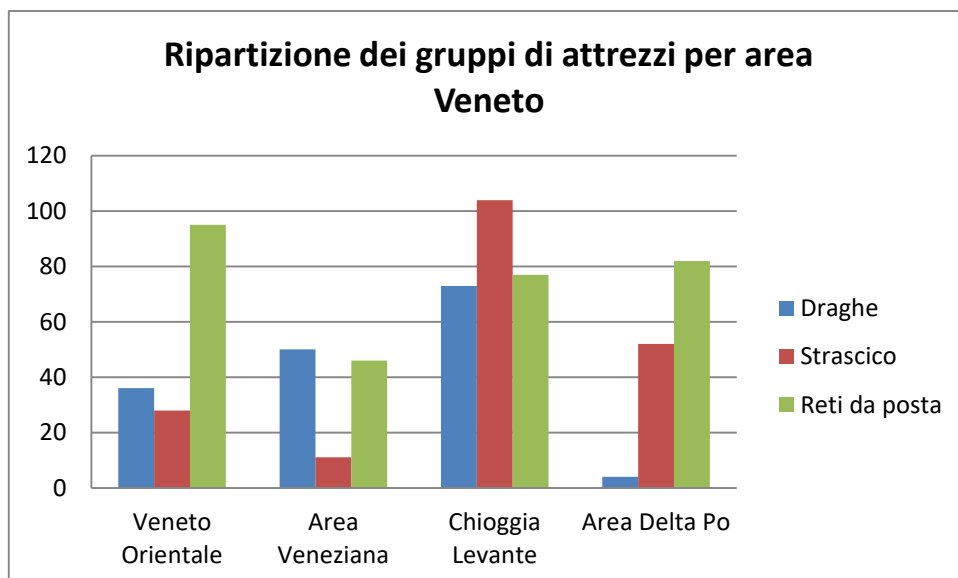


Grafico 9.2.4: Ripartizione dei pescherecci per gruppi di attrezzi e per porto di riferimento per la regione del Veneto (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).

La ripartizione dei tre gruppi di attrezzi da pesca per la regione Emilia Romagna evidenzia una minore presenza delle draghe idrauliche (rispetto all'intera flotta) che sono meno del 10% ma una maggiore consistenza del segmento della pesca a strascico che va oltre il 30%. La restante quota, circa il 60%, è rappresentata dalle imbarcazioni che operano con attrezzi da posta.

Andando ad analizzare la distribuzione per area di riferimento si ricava che la parte più consistente di tutta la flotta emiliana è concentrata attorno all'area ravennate (da Goro a Ravenna) dove vi sono circa il 60% di tutte le imbarcazioni che operano con lo strascico e con le reti da posta. Le draghe idrauliche invece sono maggiormente concentrate in Romagna centrale e ancor di più nell'area riminese.

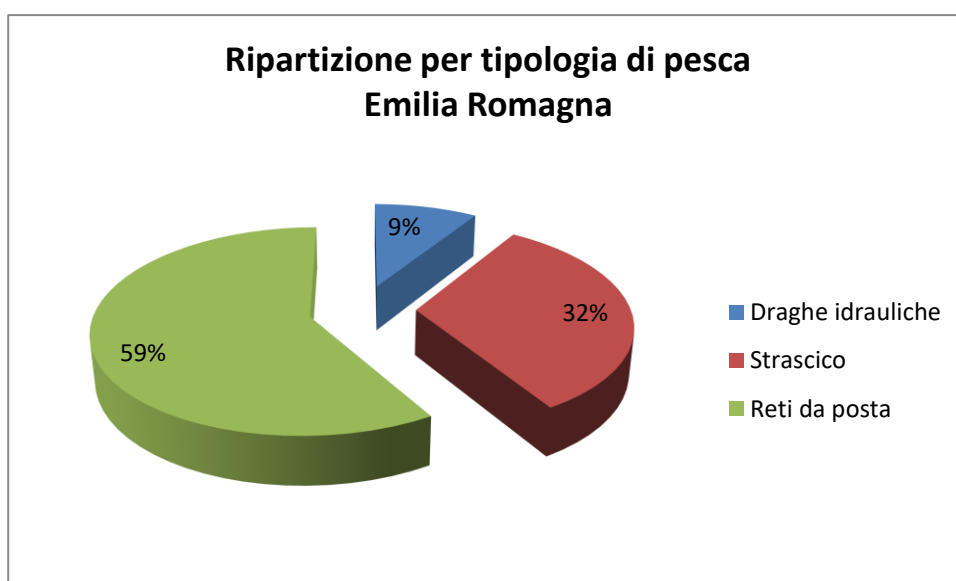


Grafico 9.2.5: Suddivisione dei pescherecci per gruppi di attrezzi per la regione dell'Emilia Romagna (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).

<i>Porto</i>	<i>Draghe</i>	<i>Strascico</i>	<i>Reti da posta</i>	<i>totale</i>
Area Ravenna (da Goro a Ravenna)	7	115	207	329
Romagna Centrale (da Cervia a Bellaria)	19	33	66	118
Area Rimini (da Rimini a Cattolica)	28	45	78	151
totale	54	193	351	598

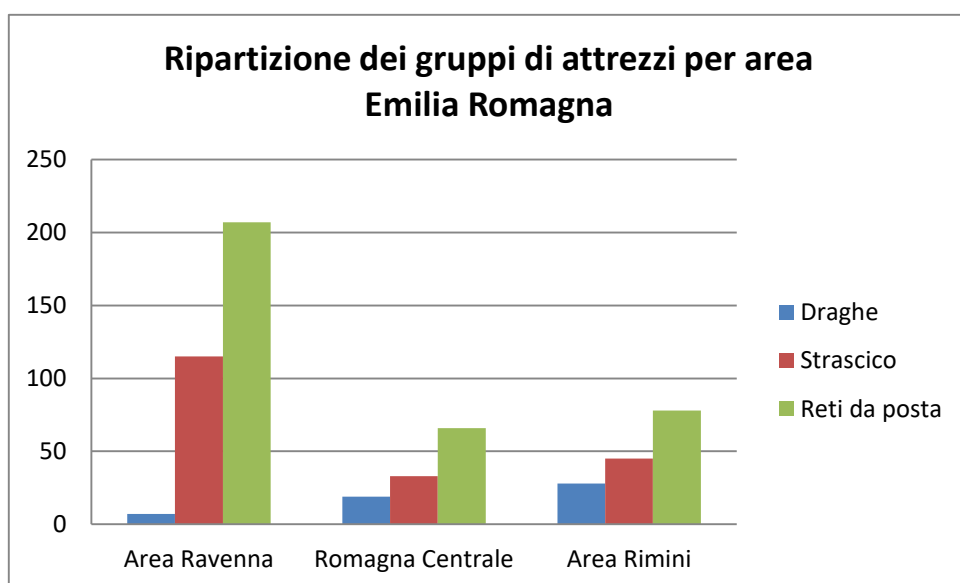


Grafico 9.2.6: Ripartizione dei pescherecci per gruppi di attrezzi e per porto di riferimento per la regione dell'Emilia Romagna (elaborazione Agriteco su dati Fleet Register 2018).

9.3. Possibili ricadute nei diversi territori della possibile introduzione di un'area Rete Natura 2000 SIC/ZPS

Questa prima analisi è formulata sulla base delle possibili misure di conservazione che accompagnano l'istituzione di un'area Rete Natura 2000 che possono essere diverse se si tratta di un Sito di Importanza Comunitaria o di una Zona di Protezione Speciale. Nel caso del SIC marino la preoccupazione della categoria della pesca risiede nella possibile presenza nei fondali di un particolare habitat (posidonia/fanerogame marine – corraligeni, letti di maerl, ecc), che automaticamente determina il divieto della pesca con attrezzi da traino (draghe idrauliche e strascico), ai sensi dell'art. 4.4 del D.Lgs 1967/2006. Nel caso della ZPS, generalmente posizionata sottocosta in continuità con gli ambienti lagunari, la preoccupazione è quella dell'applicazione di misure di conservazione che limitino l'utilizzo di alcuni attrezzi da posta (tramagli e barracuda) che sono largamente utilizzati dai pescatori professionali artigianali di tutte le marinerie alto adriatiche. In questa fase che precede l'individuazione esatta delle proposte di nuove aree rete Natura 2000, si forniscono alcuni elementi di valutazione al fine di limitare l'impatto di tale scelta sul sistema delle imprese di pesca.

In particolare è noto che:

- una draga idraulica a vongole di mare opera nella fascia compresa fra 0,3 Mn e 1,0 Mn in tutte e tre le regioni alto adriatiche (in Emilia in alcuni casi anche fino a 1,5 Mn) ;
- una draga idraulica a fasolari opera nel Veneto oltre le 3 miglia fino a 10 miglia, in Friuli Venezia Giulia opera tra 2 Mn e 8 Mn
- una draga idraulica a cappellunghie opera nella fascia compresa fra 0,1 Mn e 0,3 Mn sia in Veneto che in Friuli Venezia Giulia;
- una draga idraulica a bibi (*Sipunculus nudus*) opera nella fascia compresa fra 0,3 Mn e 1,0 Mn sia in Friuli Venezia Giulia che in Veneto;
- gli attrezzi da posta vengono utilizzati generalmente nella fascia compresa fra 0,1 Mn a 3,0 Mn, con alcune imbarcazioni che si spingono fino 6,0 Mn
- tutti le imbarcazioni a strascico operano oltre le 3,0 Mn

9.3.1. Interferenza con la nuova perimetrazione SIC

L'interferenza potenziale è stata determinata considerando esclusivamente le imbarcazioni con attrezzo da traino, localizzate nelle diverse marinerie/territori e indicando in quale limite di distanza dalla costa queste generalmente pescano.

Ambiti di potenziale limitazione per attrezzo a traino				
	entro 1 miglio	tra 1 miglio e 3 miglia	tra 3 e 6 miglia	tra 6 e 12 miglia
Friuli Venezia Giulia	14 vongolare	27 fasolare	64 strascico+fasolare	64 strascico+fasolare
Veneto	120 vongolare	0	238 fasolare+strascico	238 fasolare+strascico
Emilia Romagna	54 vongolare	0	193 strascico	193 strascico

Tabella 9.3.1.1: Ambiti di potenziale limitazione con nuova perimetrazione SIC.

La regione maggiormente interessata da una eventuale area entro il miglio è il Veneto dove maggiore è la flotta di pescherecci che effettuano la pesca della *Chamelea gallina*. Questa tipologia di pesca è già soggetta a dei piani di gestione che ne limitano le giornate di pesca e anche il quantitativo catturabile giornalmente.

L'area compresa tra 1 miglio e le 3 miglia comporterebbe potenziali limitazioni sono alle imbarcazioni che operano in Friuli Venezia Giulia per la pesca dei fasolari (*Callista chione*) mentre per quanto riguarda Veneto ed Emilia Romagna non vi sarebbero particolari problematiche.

Andando oltre le 3 miglia, nell'area idonea alla pesca con reti da strascico (a divergenti, a coppia, con i ramponi), vi sono il maggior numero di pescherecci interessati che per l'Emilia Romagna si limitano solamente alle barche a strascico mentre per il Veneto e per il Friuli Venezia Giulia comprendono anche i pescherecci che effettuano la pesca dei fasolari.

Per le principali marinerie si presenta la situazione che segue:

Imbarcazioni con attrezzi da traino nelle diverse marinerie e zona di pesca (elaborazione Agriteco 2018)				
Porto	entro 1 miglio	tra 1 miglio e 3 miglia	tra 3 e 6 miglia	tra 6 e 12 miglia
FVG orientale	0	0	6 strascico	6 strascico
Grado	7 vongolare	8 fasolare	8 fasolare+13 strascico	8 fasolare+13 strascico
Area maranese	7 vongolare	19 fasolare	19 fasolare +18 strascico	19 fasolare +18 strascico
Veneto Orientale	15 vongolare	0	21 fasolare+28 strascico	21 fasolare+28 strascico
Area Veneziana	50 vongolare	0	11 strascico	11 strascico
Chioggia Levante	51 vongolare	0	22 fasolare +104 strascico	22 fasolare +104 strascico
Area Delta Po	4 vongolare	0	52 strascico	52 strascico
Area Ravenna	7 vongolare	0	115 strascico	115 strascico
Romagna Centrale	19 vongolare	0	33 strascico	33 strascico
Area Rimini	28 vongolare	0	45 strascico	45 strascico

Tabella 9.3.1.2: Suddivisione delle tipologie di attrezzi per zone di pesca riferiti a ciascuna marineria.

Da questa tabella riassuntiva per marineria emerge che l'area meno interferita dal sistema di pesca a traino è quello compreso fra le 1,0 Mn e le 3,0 Mn.

Il compartimento marittimo che presenta il maggior numero di imbarcazioni che operano a strascico oltre le 3,0 Mn fino ai limiti delle acque territoriali è quello di Chioggia che comprende anche le marinerie del Delta del Po (in tutto 156 imbarcazioni). Va segnalato che l'ambito limitrofo delle marinerie di Goro e Porto Garibaldi vede la presenza di circa 112 imbarcazioni che pescano nelle medesime aree di quelle venete. Le vongolare come già riferito operano in tutte le regioni entro 1,0 Mn.

9.3.2. Interferenza con la nuova perimetrazione ZPS

L'interferenza potenziale è stata determinata considerando esclusivamente le imbarcazioni con attrezzo da posta localizzate nelle diverse marinerie/territori e indicando in quale limite di distanza dalla costa queste generalmente pescano.

Ambiti di potenziale limitazione per attrezzo da posta				
	entro 1 miglio	tra 1 miglio e 3 miglia	tra 3 e 6 miglia	tra 6 e 12 miglia
Friuli Venezia Giulia	275	275	30	0
Veneto	300	300	35	0
Emilia Romagna	351	351	40	0

Tabella 9.3.2.1: Ambiti di potenziale limitazione con nuova perimetrazione ZPS.

L'ambito di posizionamento delle reti da posta solitamente arriva massimo ad una distanza di 6 miglia da costa, anche se la parte più consistente solitamente viene posta entro le 3 miglia da costa, è stato stimato che circa un 10-12% di imbarcazioni operino oltre i 3 Mn fino a 6,0 Mn..

L'analisi sull'eventuale istituzione di un sito ZPS potrebbe avere delle potenziali limitazioni su alcune marinerie particolari che sono storicamente caratterizzate dalla presenza di una pesca artigianale tradizionale che rappresenta anche un valore culturale e turistico.

A tal fine abbiamo cercato di analizzare queste potenziali interferenze analizzando le diverse principali località della pesca.

<i>Porto</i>	<i>Reti da posta</i>
FVG orientale (Da Monfalcone a Trieste)	134
Grado	60
Area maranese (Marano L. – Lignano)	81
Veneto Orientale (da Caorle a Cavallino)	95
Area Veneziana (Burano-Venezia e Pellestrina)	46
Chioggia Levante	77
Area Delta Po	82
Area Ravenna (da Goro a Ravenna)	207
Romagna Centrale (da Cervia a Bellaria)	66
Area Rimini (da Rimini a Cattolica)	78

Le aree maggiormente interferenti per questo mestiere dall'introduzione della ZPS sono quelli di Goro (129 imbarcazioni), e delle marinerie friulane da Trieste, Grado e Marano Lagunare (285 imbarcazioni) fino alle marinerie di Caorle-Cavallino (95 imbarcazioni)

10. BIBLIOGRAFIA

- Amoroso R.O. et al. (57 autori). 2018. Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115, E10275–E10282.
- Artegiani A., Bregant D., Paschini E., Pinardi N., Raicich F., Russo A. 1997. The Adriatic Sea general circulation. Part I: air-sea interactions and water mass structure. *Journal of Physical Oceanography* 27, 1492–1514.
- Barausse A., Correale V., Curkovic A., Finotto L., Riginella E., Visentin E., Mazzoldi C. 2014. The role of fisheries and the environment in driving the decline of elasmobranchs in the northern Adriatic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 71, 1593–1603.
- Barausse A., Michieli A., Riginella E., Palmeri L., Mazzoldi C. 2011. Long-term changes in community composition and life-history traits in a highly exploited basin (northern Adriatic Sea): the role of environment and anthropogenic pressures. *Journal of Fish Biology* 79, 1453–1486.
- Bastardie F., Angelini S., Bolognini L., Fuga F., Manfredi C., Martinelli M., Rasmus Nielsen J., Santojanni A., Scarcella G., Grati F. 2017. Spatial planning for fisheries in the Northern Adriatic: working toward viable and sustainable fishing. *Ecosphere* 8, e01696.
- Bastari A., Micheli F., Ferretti F., Pusceddu A., Cerrano C. 2016. Large marine protected areas (LMPAs) in the Mediterranean Sea: the opportunity of the Adriatic Sea. *Marine Policy* 68, 165–177.
- Bayarri S., Baldassarri L.T., Iacovella N., Ferrara F., di Domenico A. 2001. PCDDs, PCDFs, PCBs and DDE in edible marine species from the Adriatic Sea. *Chemosphere* 43, 601–610.
- Bearzi G. 2002. Interactions between cetaceans and fisheries: Mediterranean Sea. Pp. 78-97 in G. Notarbartolo di Sciara, ed. *Cetaceans in the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and conservation strategies*. ACCOBAMS, Monaco.
- Bearzi G. 2007. Marine conservation on paper. *Conservation Biology* 21, 1-3.
- Bearzi G., Azzellino A., Politi E., Costa M., Bastianini M. 2008a. Influence of seasonal forcing on habitat use by bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Northern Adriatic Sea. *Ocean Science Journal* 43, 175–182.
- Bearzi G., Bonizzoni S., Gonzalvo J. 2011a. Dolphins and coastal fisheries within a Marine Protected Area: mismatch between dolphin occurrence and reported depredation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21, 261–267.
- Bearzi G., Bonizzoni S., Santostasi N.L., Furey N.B., Eddy L., Valavanis V.D., Gimenez O. 2016. Dolphins in a scaled-down Mediterranean: the Gulf of Corinth's odontocetes. Pp. 297–331 in G. Notarbartolo di Sciara, M. Podestà, B.E. Curry, eds. *Mediterranean Marine Mammal Ecology and Conservation*. *Advances in Marine Biology* 75. Academic Press, Oxford.
- Bearzi G., Costa M., Politi E., Agazzi S., Pierantonio N., Tonini D., Bastianini M. 2009. Cetacean records and encounter rates in the northern Adriatic Sea during the years 1988-2007. *Annales, Series Historia Naturalis* 19, 145–150.
- Bearzi G., Fortuna C.M., Reeves R.R. 2008b. Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 39, 92-123.
- Bearzi G., Holcer D., Notarbartolo di Sciara G. 2004. The role of historical dolphin takes and habitat degradation in shaping the present status of northern Adriatic cetaceans. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14, 363–379.
- Bearzi G., Notarbartolo di Sciara G. 1995. A comparison of the present occurrence of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, and common dolphins, *Delphinus delphis*, in the Kvarnerić (northern Adriatic Sea). *Annales (Annals for Istrian and Mediterranean Studies)* 7, 61–68.
- Bearzi G., Notarbartolo di Sciara G., Politi E. 1997. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarnerić (northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science* 13, 650–668.
- Bearzi G., Pierantonio N., Affronte M., Holcer D., Maio N., Notarbartolo di Sciara G. 2011b. Overview of sperm whale *Physeter macrocephalus* mortality events in the Adriatic Sea, 1555–2009. *Mammal Review* 41, 276–293.
- Bearzi G., Pierantonio N., Bonizzoni S., Notarbartolo di Sciara G., Demma M. 2010. Perception of a cetacean mass stranding in Italy: the emergence of compassion. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20, 644–654.
- Bearzi G., Piwetz S., Reeves R.R. 2019. Odontocete adaptations to human impact, and vice-versa. In B. Würsig, ed. *Ethology and Behavioral Ecology of Odontocetes*. Chapter 11. Springer, Heidelberg (in press).
- Bearzi G., Politi E., Notarbartolo di Sciara G. 1999. Diurnal behavior of free-ranging bottlenose dolphins in the Kvarnerić (northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science* 15, 1065–1097.

- Bearzi G., Reeves R.R., Notarbartolo di Sciarra G., Politi E., Canadas A., Frantzis A., Mussi B. 2003. Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 33, 224–252.
- Bonizzoni S., Eddy L., Würsig B., Bearzi G. 2015. Fish farm specialists: bottlenose dolphins in the Southern Evoikos Gulf, Greece. *Proceedings of the 29th Annual Conference of the European Cetacean Society*. St. Julians, Malta, 23-25 March 2015.
- Bonizzoni S., Furey N., Pirotta E., Valavanis V.D., Würsig B., Bearzi G. 2014. Fish farming and its appeal to common bottlenose dolphins: Modelling habitat use in a Mediterranean embayment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24, 696–711.
- Breen P., Brown S., Reid D., Rogan E. 2016. Modelling cetacean distribution and mapping overlap with fisheries in the northeast Atlantic. *Ocean & Coastal Management* 134, 140–149.
- Brotons J.M., Grau A., Rendell L. 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science* 24, 112–127.
- Brunelli G. 1932. *Biologia industriale dei delfinidi*. *Bollettino di Pesca, di Piscicoltura e di Idrobiologia* 3, 343–359.
- Buscaino G., Buffa G., Sarà G., Bellante A., Tonello A.J. jr, Hardt F.A.S., Cremer M.J., Bonanno A., Cuttitta A., Mazzola S. 2009. Pinger affects fish catch efficiency and damage to bottom gill nets related to bottlenose dolphins. *Fisheries Science* 75, 537–544.
- Carretta J.V., Barlow J. 2011. Long-term effectiveness, failure rates, and “dinner bell” properties of acoustic pingers in a gillnet fishery. *Marine Technology Society Journal* 45, 7–19.
- Casale P., Laurent L., De Metrio G. (2004). Incidental capture of marine turtles by the Italian trawl fishery in the north Adriatic Sea. *Biol Cons.*, 119: 287-295.
- Chapin F.S.III et al. (12 autori). 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.
- Coll M. et al. (15 autori). 2012. The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography* 21, 465–480.
- Coll M., Santojanni A., Palomera I., Arneri E. 2009. Food-web changes in the Adriatic Sea over the last three decades. *Marine Ecology Progress Series* 381, 17–37.
- Coll M., Santojanni A., Palomera I., Arneri E. 2010. Ecosystem assessment of the North-Central Adriatic Sea: towards a multivariate reference framework. *Marine Ecology Progress Series* 417, 193–210.
- Coll M., Santojanni A., Palomera I., Tudela S., Arneri E. 2007. An ecological model of the Northern and Central Adriatic Sea: analysis of ecosystem structure and fishing impacts. *Journal of Marine Systems* 67, 119–154.
- Colloca F., Cardinale M., Maynou F., Giannoulaki M., Scarcella G., Jenko K., Bellido J.M., Fiorentino F. 2013. Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. *Fish and Fisheries* 14, 89–109.
- Cox T.M., Read A.J., Swanner D., Urian K., Waples D. 2003. Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biological Conservation* 115, 203–212.
- Crnković D. 1958. The dolphin problem. *Morsko Ribarstvo* 10, 12–14 (in Croatian).
- D’Lima C., Marsh H., Hamann M., Sinha A., Arthur R. 2013. Positive interactions between Irrawaddy dolphins and artisanal fishers in the Chilika Lagoon of Eastern India are driven by ecology, socioeconomics, and culture. *Ambio* 43, 614–624.
- Danovaro R., Fonda Umani S., Pusceddu A. 2009. Climate change and the potential spreading of marine mucilage and microbial pathogens in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 4, e7006.
- Dawson S., Northridge S.P., Waples D., Read A. 2013. To ping or not to ping: the use of active acoustic devices in mitigating interactions between small cetaceans and gillnet fisheries. *Endangered Species Research* 19, 201–221.
- Dayton P.K., Thrush S.F., Agardy M.T., Hofman R.J. 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5, 205–232.
- De Carlo F., Virgili M., Lucchetti A., Fortuna C.M., Sala A. 2012. Interactions between bottlenose dolphins and midwater pair trawls: effect of pingers on dolphin behaviour. *Biologia Marina Mediterranea* 19, 206–207.

- De Marchesetti C. 1882. La pesca lungo le coste orientali dell'Adria. Istituto Regio Governo Marittimo, Trieste.
- Degobbi D., Precali R., Ivancic I., Smolaka N., Fuks D., Kveder S. 2000. Long-term changes in the northern Adriatic ecosystem related to anthropogenic eutrophication. *International Journal of Environment and Pollution* 13, 495–533.
- Díaz López B. 2006. Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) predation on a marine fin fish farm: some underwater observations. *Aquatic Mammals* 32, 305–310.
- Díaz López B., Methion S. 2017. The impact of shellfish farming on common bottlenose dolphins' use of habitat. *Marine Biology* 164, 83.
- Đuras Gomerčić M., Galov A., Gomerčić T., Škrtić D., Ćurković S., Lucić H., Vuković S., Arbanasić H., Gomerčić H. 2009. Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) depredation resulting in larynx strangulation with gill-net parts. *Marine Mammal Science* 25, 392–401.
- Eigaard O.R. et al. (27 autori). 2016. The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science* 74, 847–865.
- FAO. 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the sustainable development goals. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Ferraro G., Bernardini A., David M., Meyer-Roux S., Muellenhoff O., Perkovic M., Tarchi D., Topouzelis K. 2007. Towards an operational use of space imagery for oil pollution monitoring in the Mediterranean basin: a demonstration in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 54, 403–422.
- Ferretti F., Osio G.C., Jenkins C.J., Rosenberg A.A., Lotze, H.K. 2013. Long-term change in a meso-predator community in response to prolonged and heterogeneous human impact. *Scientific Reports* 3, 1057.
- Findlay C.R., Ripple H.D., Coomber F., Froud K., Harries O., van Geel N.C.F., Calderan S.V., Benjamins S., Risch D., Wilson B. 2018. Mapping widespread and increasing underwater noise pollution from acoustic deterrent devices. *Marine Pollution Bulletin* 135, 1042–1050.
- Folke C., Carpenter S., Walker B., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L., Holling C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 557–581.
- Fortibuoni T., Giovanardi O., Pranovi F., Raicevich S., Solidoro C., Libralato S. 2017. Analysis of long-term changes in a Mediterranean marine ecosystem based on fishery landings. *Frontiers in Marine Science* 4, 33.
- Fortibuoni T., Libralato S., Raicevich S., Giovanardi O., Solidoro C. 2010. Coding early naturalists' accounts into long-term fish community changes in the Adriatic Sea (1800–2000). *PLoS ONE* 5, e15502.
- Fortuna C.M. et al. (16 autori). 2010a. Relazione finale del progetto "Valutazione delle catture accidentali di specie protette nel traino pelagico (BYCATCH III)", codice progetto 7A02. 84 pp. + allegati.
- Fortuna C.M. et al. (21 autori). 2012. Relazione finale del progetto "Valutazione delle catture accidentali di specie protette nel traino pelagico" BYCATCH III estensione 2011, codice progetto 7A02. 103 pp.
- Fortuna C.M. et al. (46 autori). 2013. MSFD Supporting document on the Initial Assessment on Cetaceans, including methodology, data used and results. ISPRA, Rome, 62 pp. Fortuna C.M., Cañadas A., Holcer D., Brecciaroli B., Donovan G.P., Lazar B., Mo G., Tunesi L., Mackelworth P.C. 2018. The coherence of the European Union Marine Natura 2000 Network for wide-ranging charismatic species: a Mediterranean case study. *Frontiers in Marine Science* 5, 356.
- Fortuna C.M., Filidei E. jr. 2011. Annual Report on the implementation of Council Regulation (EC) 812/2004 - 2010. Rapporto tecnico preparato per il Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, 10 pp.
- Fortuna C.M., Holcer D., Filidei E. jr, Donovan G., Tunesi L. 2011. First cetacean aerial survey in the Adriatic Sea: summer 2010. ACCOBAMS-SC7/2011/Doc06 2.
- Fortuna C.M., Holcer D., Mackelworth P. 2015. Conservation of cetaceans and sea turtles in the Adriatic Sea: status of species and potential conservation measures. Report produced under WP7 of the NETCET project, IPA Adriatic Cross-border Cooperation Programme. 135 pp.

- Fortuna C.M., Vallini C., Filidei E. jr, Ruffino M., Consalvo I., Di Muccio S., Gion C., Scacco U., Tarulli E., Giovanardi O., Mazzola A. 2010b. By-catch of cetaceans and other species of conservation concern during pair trawl fishing operations in the Adriatic Sea (Italy). *Chemistry and Ecology* 26, 65–76.
- Gaspari S., Holcer D., Mackelworth P., Fortuna C., Frantzis A., Genov T., Vighi M., Natali C., Rako N., Banchi E., Chelazzi G. 2015a. Population genetic structure of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Adriatic Sea and contiguous regions: implications for international conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25, 212–222.
- Gaspari S., Scheinin A., Holcer D., Fortuna C., Natali C., Genov T., Frantzis A., Chelazzi G., Moura A.E. 2015b. Drivers of population structure of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Eastern Mediterranean Sea. *Evolutionary Biology* 42, 177–190.
- Gazo M., Gonzalvo J., Aguilar A. 2008. Pingers as deterrents of bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research* 92, 70–75.
- Genov T., Angelini V., Hace A., Palmisano G., Petelin B., Malačič V., Pari S., Mazzariol S. 2016. Mid-distance re-sighting of a common bottlenose dolphin in the northern Adriatic Sea: insight into regional movement patterns. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 96, 909–914.
- Genov T., Bearzi G., Bonizzoni S., Tempesta M. 2012. Long-distance movement of a lone short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the central Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records* 5, e9.
- Genov T., Jepson P.D., Barber J.L., Hace A., Gaspari S., Centrih T., Lesjak J., Kotnjek P. 2019. Linking organochlorine contaminants with demographic parameters in free-ranging common bottlenose dolphins from the northern Adriatic Sea. *Science of the Total Environment* 657, 200–212.
- Genov T., Kotnjek P., Lesjak J., Hace A., Fortuna C.M. 2008. Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Slovenian and adjacent waters (northern Adriatic Sea). *Annales, Series Historia Naturalis* 18, 227–244.
- Genov T., Wiemann A., Fortuna C.M. 2009. Towards identification of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) population structure in the north-eastern Adriatic Sea: Preliminary results. *Varstvo Narave* 22, 73–80.
- Gonzalvo J., Giovos I., Moutopoulos D.K. 2015. Fishermen's perception on the sustainability of small-scale fisheries and dolphin-fisheries interactions in two increasingly fragile coastal ecosystems in western Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25, 91–106.
- Hall-Spencer J.M., Frogia C., Atkinson R.J.A., Moore P.G. 1999. The impact of rapido trawling for scallops, *Pecten jacobaeus* (L.), on the benthos of the Gulf of Venice. *ICES Journal of Marine Science* 56, 111–124.
- Hiddink J.G. et al. (16 autori). 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 1618858114.
- Holcer D., Fortuna C.M., Mackelworth P.C. 2014. Status and conservation of cetaceans in the Adriatic Sea. UNEP-MAP-RAC/SPA. Draft internal report for the purposes of the Mediterranean Regional Workshop to Facilitate the Description of Ecologically or Biologically Significant Marine Areas, Malaga, Spain, 7-11 April 2014.
- Holcer D., Fortuna C.M., Mackelworth P.C. 2015. Adriatic Sea: important areas for conservation of cetaceans, sea turtles and giant devil rays. UNEP-MAP-RAC/SPA. Edited by D. Cebrian and S. Requena. RAC/SPA, Tunis. 69 pp.
- ICRAM. 2004. L'alimentazione opportunistica del tursiope (Delfinidae, *Tursiops truncatus*) presso le reti da strascico e da posta nell'Adriatico settentrionale. Pp. 173–176 in O. Giovanardi O., M. Cornello, eds. Pesca ed ambiente in Laguna di Venezia e nell'alto Adriatico: sintesi dei risultati delle principali ricerche condotte dal 1997 al 2004. Quaderni ICRAM 2004. <http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/quaderni/ricercamarina/pescainmare1.pdf>
- IUCN. 2016. Initial guidance on the use of selection criteria for the identification of Important Marine Mammal Areas (IMMAs). Marine Mammal Protected Area Task Force of the International Union for Conservation of Nature, Gland. <http://www.marinemammalhabitat.org/download/imma-guidance- document-october-2016/>
- IUCN. 2017. Final Report of the Workshop: First IMMA Regional Workshop for the Mediterranean, Chania, Greece, 24-28 October 2016. Marine Mammal Protected Area Task Force of the International Union for Conservation of Nature, Gland. <http://www.marinemammalhabitat.org/download/report- regional-workshop-mediterranean-important-marine-mammal-areas/>
- Jelić K., Jeremic J., Mahečić I., Maričević A. 2017. Izvješće o provedbi Protokola za dojavu i djelovanje u slučaju pronalaska uginulih, bolesnih ili ozlijeđenih strogo zaštićenih morskih životinja (morski sisavci, morske kornjače i hrskavične ribe) za razdoblje od 2010. do 2015. godine. Hrvatska Agencija za Okoliš i Prirodu, Zagreb. 55 pp.

Jones J. B. 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 26, 59–67.

Kotnjek P., Hace A., Centrih T., Genov T. 2013. Interactions between bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and trawlers in the northern Adriatic Sea. Abstract Book, 27th Conference of the European Cetacean Society, 8–10 April 2013, Setubal, Portugal.

Kraus S.D., Read A.J., Solow A., Baldwin K., Spradlin T., Anderson E., Williamson J. 1997. Acoustic alarms reduce porpoise mortality. *Nature* 388, 525–525.

Lauriano G., Caramanna L., Scarano M., Andaloro F. 2009. An overview of dolphin depredation in Italian artisanal fisheries. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89, 921–929.

Lauriano G., Di Muccio S. 2002. Check list of fish damage caught in bottom trammel nets in the Asinara Island National Park (north western Sardinia). *Biologia Marina Mediterranea* 9, 679–82.

Lauriano G., Fortuna C.M., Molledo G., Notarbartolo di Sciarra G. 2004. Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): assessment of catch damage and economic loss. *Journal of Cetacean Research and Management* 6, 165–173.

Lavigne D.M. 2003. Marine mammals and fisheries: the role of science in the culling debate. Pp. 31–47 in N. Gales, M. Hindell, R. Kirkwood, eds. *Marine mammals: fisheries, tourism and management issues*. CSIRO Publishing, Victoria.

Lejeune C., Chevaldonné P., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., Pérez T. 2010. Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology & Evolution* 25, 250–260.

Lien J., Stenson G.B., Carver S., Chardine J. 1994. How many did you catch? The effect of methodology on bycatch reports obtained from fishermen. *Report of the International Whaling Commission, Special Issue* 15, 535–540.

Loch C., Marmontel M., Simões-Lopes P.C. 2009. Conflicts with fisheries and intentional killing of freshwater dolphins (Cetacea: Odontoceti) in the western Brazilian Amazon. *Biodiversity and Conservation* 18, 3979–3988.

Løkkeborg S. 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities. *FAO Fisheries Technical Paper* 472, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

López A., Pierce G.J., Santos M.B., Gracia J., Guerra A. 2003. Fishery by-catches of marine mammals in Galicia waters: results from on-board observations and an interview survey of fishermen. *Biological Conservation* 111, 25–40.

Lotze H.K., Coll M., Dunne J.A. 2011. Historical changes in marine resources, food-web structure and ecosystem functioning in the Adriatic Sea, Mediterranean. *Ecosystems* 14, 198–222.

Lucchetti A., V. Palumbo, B. Antolini, M. Affronte, S. Clò, A. Sala (2008). REDUCTION OF LOGGERHEAD TURTLE (*CARETTA CARETTA*) BYCATCH IN MEDITERRANEAN BOTTOM TRAWL FISHERIES. *Biol. Mar. Mediterr.* (2008), 15 (1): 336-337

Lucchetti A., Punzo, E., Virgili M. (2016). Flexible Turtle Excluder Device (TED): an effective tool for Mediterranean coastal multispecies bottom trawl fisheries. *Aquat. Living Resour.* 29, 201.

Markowitz T M., Harlin A.D., Würsig B., McFadden C.J. 2004. Dusky dolphin foraging habitat: overlap with aquaculture in New Zealand. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14, 133–149.

Martin, C.S., Giannoulaki, M., De Leo, F., Scardi, M., Salomidi, M., Knitweiss, L., et al. (2014). Coralligenous and maerl habitats: predictive modelling to identify their spatial distributions across the Mediterranean Sea. *SCIENTIFIC REPORTS*, 4, 5073.

Micheli F., Halpern B.S., Walbridge S., Ciriaco S., Ferretti F., Fraschetti S., Lewison R., Nykjaer L., Rosenberg A.A. 2013. Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: assessing current pressures and opportunities. *PloS one* 8, e79889.

Micheli F., Niccolini F. 2013. Achieving success under pressure in the conservation of intensely used coastal areas. *Ecology and Society* 18, 19.

Morello E.B., Frogia C., Atkinson R.J., Moore P.G. 2005. Impacts of hydraulic dredging on a macrobenthic community of the Adriatic Sea, Italy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 2076–2087.

- Mozetič P., Solidoro C., Cossarini G., Socal G., Precali R., Francé J., Bianchi F., De Vittor C., Smoldlaka N., Fonda Umani S.F. 2010. Recent trends towards oligotrophication of the northern Adriatic: evidence from chlorophyll *a* time series. *Estuaries and Coasts* 33, 362–375.
- Northridge S. 1991. An update world review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 251, 17–46.
- Notarbartolo di Sciara G., Hoyt E., Reeves R., Ardron J., Marsh H., Vongraven D., Barr B. 2016. Place- based approaches to marine mammal conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26, 85–100.
- Olesiuk P.F., Nichol L.M., Sowden M.J., Ford J.K. 2002. Effect of the sound generated by an acoustic harassment device on the relative abundance and distribution of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Retreat Passage, British Columbia. *Marine Mammal Science* 18, 843–862.
- Pearson H.C., Vaughn-Hirshorn R.L., Srinivasan M., Würsig B. 2012. Avoidance of mussel farms by dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*) in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 46, 567–574.
- Peltier H., Dabin W., Daniel P., Van Canneyt O., Dorémus G., Huon M., Ridoux V. 2012. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators* 18, 278–290.
- Perugini M., Visciano P., Giammarino A., Manera M., Di Nardo W., Amorena M. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine organisms from the Adriatic Sea, Italy. *Chemosphere* 66, 1904–1910.
- Pierantonio N., Bearzi G. 2012. Review of fin whale mortality events (1728–2011) in the Adriatic Sea, with a description of a previously unreported killing. *Marine Biodiversity Records* 5, e109.
- Piroddi C., Bearzi G., Christensen V. 2011. Marine open cage aquaculture in the eastern Mediterranean Sea: a new trophic resource for bottlenose dolphins. *Marine Ecology Progress Series* 440, 255–266.
- Plagányi E.E., Butterworth D.S. 2005. Indirect fishery interactions. Pp. 19–45 in J.E. Reynolds III, W.F. Perrin, R.R. Reeves, S. Montgomery, T.J. Ragen, eds. *Marine mammal research: conservation beyond crisis*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Pleslić G., Rako Gospić N., Mackelworth P., Wiemann A., Holcer D., Fortuna C.M. 2015. The abundance of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the former special marine reserve of the Cres- Lošinj archipelago, Croatia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25, 125–137.
- Portman M.E., Notarbartolo di Sciara G., Agardy T., Katsanevakis S., Possingham H.P., Di Carlo G. 2013. He who hesitates is lost: Why conservation in the Mediterranean Sea is necessary and possible now. *Marine Policy* 42, 270–279.
- Powell J.R., Wells R.S. 2011. Recreational fishing depredation and associated behaviors involving common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science* 27, 111– 129.
- Pranovi F., Raicevich S., Franceschini G., Farrace M.G., Giovanardi O. 2000. Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES Journal of Marine Science* 57, 517–524.
- Rako-Gospić N., Radulović M., Vučur T., Pleslić G., Holcer D., Mackelworth P. 2017. Factor associated variations in the home range of a resident Adriatic common bottlenose dolphin population. *Marine Pollution Bulletin* 124, 234–244.
- Randone M. 2016. MedTrends Project: Blue Growth trends in the Adriatic Sea: the challenge of environmental protection. WWF Mediterranean. http://www.medtrends.org/reports/MedTrends_AD-Report.pdf
- Read A.J., Drinker P., Northridge S. 2006. Bycatch of marine mammals in US and global fisheries. *Conservation Biology* 20, 163–169.
- Rechimont M.E., Lara-Domínguez A.L., Morteo E., Martínez-Serrano I., Equihua M. 2018. Depredation by coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the southwestern Gulf of Mexico in relation to fishing techniques. *Aquatic Mammals* 44, 469–481.
- Reeves R.R., McClellan K., Werner T.B. 2013. Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research* 20, 71–97.
- Reeves R.R., Read A.J., Notarbartolo di Sciara G. 2001. Report of the workshop on interactions between dolphins and fisheries in the Mediterranean: evaluation of mitigation alternatives. ICRAM, Rome. 44 pp.
- Revuelta O., Domènech F., Fraija-Fernández N., Gozalbes P., Novillo O., Penadés-Suay J., Tomás J. 2018. Interaction between bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and artisanal fisheries in the Valencia region (Spanish Mediterranean Sea). *Ocean & Coastal Management* 165, 117–125.

- Ribarič D. 2018. First report on abundance and distribution of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the NATURA 2000 area, Istria, North-eastern Adriatic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98, 1039–1053.
- Rocklin D., Santoni M.C., Culioli J.M., Tomasini J.A., Pelletier D., Mouillot D. 2009. Changes in the catch composition of artisanal fisheries attributable to dolphin depredation in a Mediterranean marine reserve. *ICES Journal of Marine Science* 66, 699–707.
- Russo A., Rabitti S., Bastianini M. 2002. Decadal climatic anomalies in the Northern Adriatic Sea inferred from a new oceanographic data set. *Marine Ecology* 23, 340–351.
- Sala A. et al. (17 autori). 2016. Valutazione delle catture accidentali di specie protette nel traino pelagico BYCATCH 2014–2015 (D.M. 68/14, Cap. 7043, Es. 2014). Relazione finale. 48 pp.
- Sala A., Brčić J., De Carlo F., Lucchetti A., Pulcinella J., Virgili M. 2014. Valutazione delle catture accidentali di specie protette nel traino pelagico: BYCATCH Estensione 2013. Relazione finale. 58 pp.
- Sala A., Lucchetti A., Affronte M. (2011). Effects of Turtle Excluder Devices on bycatch and discard reduction in the demersal fisheries of Mediterranean Sea. *Aquat. Living Resour.* 24, 183–192 (2011)
- Santana-Garcon J., Wakefield C.B., Dorman S.R., Denham A., Blight S., Molony B.W., Newman S.J. 2018. Risk versus reward: interactions, depredation rates, and bycatch mitigation of dolphins in demersal fish trawls. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 75, 2233–2240.
- Santostasi N.L., Bonizzoni S., Bearzi G., Eddy L., Gimenez O. 2016. A robust design capture-recapture analysis of abundance, survival and temporary emigration of three Odontocete species in the Gulf of Corinth, Greece. *PloS one* 11, e0166650.
- Smith T.D. 1995. Interactions between marine mammals and fisheries: an unresolved problem for fisheries research. Pp. 527–536 in A.S. Blix, L. Walløe, Ø. Ulltang, eds. *Whales, Seals, Fish and Man*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Solidoro C., Bastianini M., Bandelj V., Codermatz R., Cossarini G., Melaku Canu D., Ravagnan E., Salon S., Trevisani S. 2009. Current state, scales of variability, and trends of biogeochemical properties in the northern Adriatic Sea. *Journal of Geophysical Research* 114, C07S91.
- Taylor B.L. et al. (12 autori). 2017. Extinction is imminent for Mexico's endemic porpoise unless fishery bycatch is eliminated. *Conservation Letters* 10, 588–595.
- Triossi F., Willis T.J., Pace D.S. 2013. Occurrence of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in natural gas fields of the northwestern Adriatic Sea. *Marine Ecology* 34, 373–379.
- Trites A.W., Christensen V., Pauly D. 1997. Competition between fisheries and marine mammals for prey and primary production in the Pacific Ocean. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 22, 173–187.
- Vasilakopoulos P., Maravelias C.D., Tserpes G. 2014. The alarming decline of Mediterranean fish stocks. *Current Biology* 24, 1643–1648.
- Virgili M., Vasapollo C., Lucchetti A. (2017). Can ultraviolet illumination reduce sea turtle bycatch in Mediterranean set net fisheries?. *Fisheries Research* 199: 1-7
- Waples D.M., Thorne L.H., Hodge L.E.W., Burke E.K., Urian K.W., Read A.J. 2013. A field test of acoustic deterrent devices used to reduce interactions between bottlenose dolphins and a coastal gillnet fishery. *Biological Conservation* 157, 163–171.
- Watson-Capps J.J., Mann J. 2005. The effects of aquaculture on bottlenose dolphin (*Tursiops* sp.) ranging in Shark Bay, Western Australia. *Biological Conservation* 124, 519–526.
- Würsig B., Jefferson T.A. 1990. Methods of photoidentification for small cetaceans. Report of the International Whaling Commission, Special Issue 12, 43–52.

Principali riferimenti bibliografici per i capitoli 7,8, 9

CO.GE.VO di Chioggia 2018 AZIONE 5.A PdA GAC di Chioggia e Delta del Po 2017-2023 - "Sostegno alla gestione dei rigetti ai sensi Reg. (UE) 1380/2013 e alla realizzazione di servizi ecosistemici" Progetto 01/SR/2017 attuazione delle azioni del piano

sperimentale di gestione dei rigetti della specie *Chamelea gallina* nel compartimento marittimo di Chioggia. Esecutore tecnico-scientifico: Agriteco s.c.

CO.GE.VO di Venezia 2018 - PdA FLAG Veneziano AZIONE 4.3 Azione 4 – Valorizzazione delle produzioni marine per la riqualificazione del settore Sub-azione 3 – Messa a punto di sistemi per la gestione della nuova normativa sulla taglia minima dei molluschi bivalvi. Progetto 28/SSL/2017 attuazione delle azioni del piano sperimentale di gestione dei rigetti della specie *Chamelea gallina* nel compartimento marittimo di Venezia. Esecutore tecnico-scientifico: Agriteco s.c.

Decreto Ministeriale del 7 dicembre 2016 “Disciplina della piccola pesca e della piccola pesca artigianale”

LegaCoop Veneto, A.G.C.I. Pesca, ColDiretti Impresa Pesca, FederCoopesca, 2015. Piano di Gestione della Fascia Costiera del Compartimento Marittimo di Venezia. Progetto finanziato dalla Regione del Veneto nell’ambito del programma Fondo Europeo per la Pesca 2007-2013 “Sviluppo sostenibile delle zone di pesca” – Piano di Sviluppo Locale “Pesca ed innovazione sulla costa veneziana” – Gruppo di Azione Costiera Veneziano – VeGAC, Azione 5. Esecutore tecnico-scientifico: Agriteco s.c.

LegaCoop Veneto, 2015. Piano di Gestione della Fascia Costiera del Compartimento Marittimo di Chioggia. Progetto 08/SZ/2014, approvato con DGR n. 1787 del 29.09.2014 e realizzato nell’ambito FEP 2007-2013 “Sviluppo sostenibile delle zone di pesca” e del GAC di Chioggia e Delta del Po. Realizzazione in partenariato con AGCI-AGRITAL, Federcoopesca Veneto e Coldiretti Impresa Pesca. Esecutore scientifico: Agriteco s.c.

LegaCoop Veneto, 2018 Progetto finanziato dalla Regione del Veneto nell’ambito del programma FEAMP 2014-2020 - misura 1.26 "Innovazione nel settore della pesca" di cui all'art. 26 Capo I, del Reg. (UE) n. 508/2014 - PROGETTO 04/INP/2017 - Studio di fattibilità per un modello organizzativo di II° livello (consorzio) finalizzato alla gestione delle attività di pesca artigianale costiera entro le 6 miglia. Esecutore scientifico: Agriteco s.c.

O.P. Bivalvia Veneto 2018 - Progetto finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali nell’ambito del programma FEAMP 2014-2020 - Iniziativa progettuale sviluppata ai sensi della misura 5.66 del Reg (UE) 508/2014 - Riattivazione produttiva della specie *Chamelea gallina* nella fascia costiera compresa fra la località Brussa in comune di Caorle e Bibione in comune di San Michele al Tagliamento nel Compartimento Marittimo di Venezia. Esecutore scientifico: Agriteco s.c.

Ordinanza Capitaneria di Porto di Venezia n. 07/2018 “Linee guida sul posizionamento dei grandi cogolli o reoni per la campagna di pesca delle seppie nel Compartimento Marittimo di Venezia per la stagione di pesca 2018”

Ordinanza Capitaneria di Porto di Venezia n. 15/2018 “Linee guida sul posizionamento delle nasse per la campagna di pesca delle seppie nel Compartimento Marittimo di Venezia per la stagione di pesca 2018”

Ordinanza Capitaneria di Porto di Chioggia n. 05/2018 “Linee guida sul posizionamento dei grandi cogolli o reoni e delle nasse per la campagna di pesca delle seppie nel Compartimento Marittimo di Chioggia per la stagione di pesca 2018”

Regolamento (CE) 1967/2006 del Consiglio del 21 dicembre 2006 relativo alle misure di gestione per lo sfruttamento sostenibile delle risorse della pesca nel Mar Mediterraneo e recante modifica del Regolamento (CEE) n. 2847/93 e che abroga il Regolamento (CE) n. 1626/94

Unione Europea – Commissione Europea – Affari Marittimi e della pesca. Fleet Register “Registro delle imbarcazioni autorizzate all’esercizio della pesca marittima” – aggiornamento ottobre 2018

Unione Europea – Repubblica Italiana, 2016 . Piano d’Azione per lo sviluppo, la competitività e la sostenibilità della pesca costiera artigianale ai sensi del Reg. (CE) 508/2014 art. 18, comma 1, lettera i