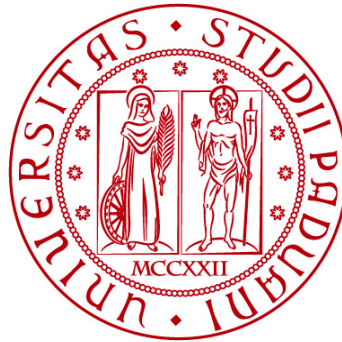


UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA

Corso di Laurea in Biologia



ELABORATO DI LAUREA

**STRATEGIE GESTIONALI NELLA PESCA
DEGLI ELASMOBRANCHI IN DIVERSE AREE
GEOGRAFICHE**

**Tutor: Prof.ssa Carlotta Mazzoldi
Dipartimento di Biologia**

**Co-tutor: Dott.ssa Jennifer Pitka
Dipartimento di Biologia**

Laureando: Samuele Fanna

ANNO ACCADEMICO 2021/2022

INDICE

1. INTRODUZIONE.....	1
2. CAPITOLO I STATO DELLA PESCA E STRATEGIE	
GESTIONALI.....	5
2.1 Gestione della pesca a singola specie e gestione basata	
sugli ecosistemi.....	5
2.2 Le strategie gestionali nella pesca	6
3. CAPITOLO II LA CONSERVAZIONE DEGLI	
ELASMOBRANCHI.....	11
3.1 Necessità di gestione degli elasmobranchi	11
3.2 Le problematiche relative al bycatch.....	12
3.3 Strategie gestionali nella pesca degli elasmobranchi.....	14
3.4 Esempio di successo nella conservazione degli	
elasmobranchi	20
4. CONCLUSIONI.....	21
5. BIBLIOGRAFIA.....	23

1. INTRODUZIONE

L'intensificazione delle attività di pesca e l'elevato sviluppo dei sistemi costieri sta aumentando il rischio di estinzione per molte specie presenti negli oceani e nei mari (Dulvy et al. 2017; 2021). La classe dei Condroitti che comprende squali, razze e chimere, è una delle tre classi di pesci presenti in natura (Agnati, Condroitti e Osteitti). I Condroitti sono ampiamente distribuiti attraverso gli habitat marini (e alcuni di acqua dolce) e hanno diversi ruoli ecologici, poiché possono fungere sia da predatori apicali che da mesopredatori nelle reti trofiche, influenzando notevolmente la struttura degli ecosistemi. (Dulvy et al. 2017; 2021; Stein et al. 2018; Ferretti et al. 2010). I Condroitti sono oggi tra gli organismi marini più in pericolo, con circa un terzo delle specie che sono minacciate a causa della pesca eccessiva, oltre che ad altri fattori quali degrado degli habitat, l'inquinamento e i cambiamenti climatici (Dulvy et al. 2017; 2021; Stein et al. 2018). In passato squali e razze erano considerati catture accidentali e di basso valore rispetto ad altre specie di pescato di maggiore valore quali molti pesci ossei. Vi è stato però un aumento nella domanda dei prodotti ittici, dovuto alla crescita della popolazione mondiale, unito anche ad una maggiore difficoltà nel reperire pescato di qualità. Questo ha portato ad una maggiore pressione di pesca anche su squali e razze (Davidson, Krawchuk, e Dulvy 2016).

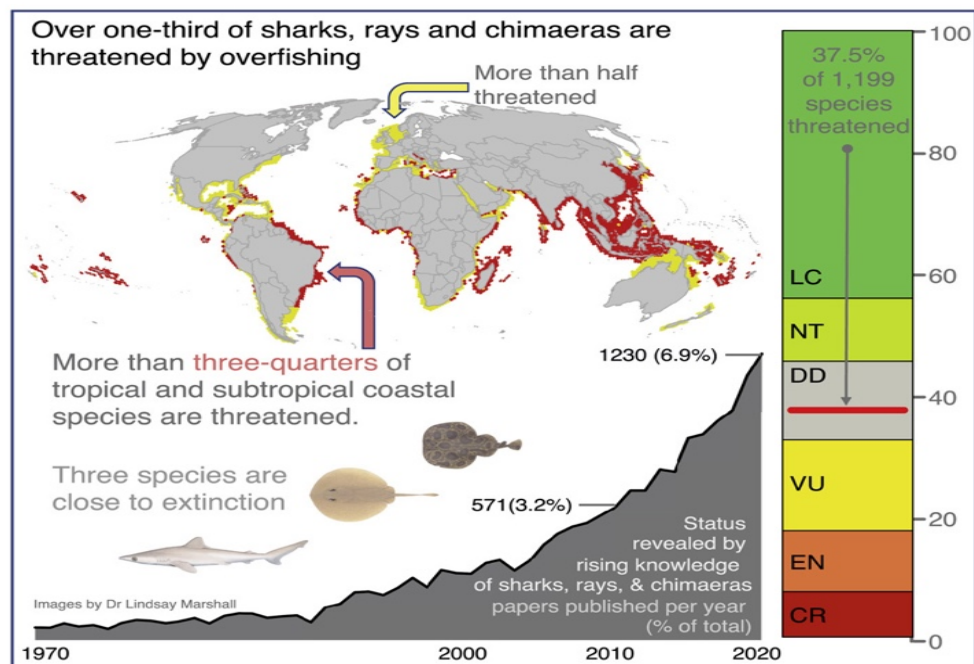


Figura 1 status degli elasmobranchi in diverse aree del mondo (Dulvy et al. 2021)

All'interno dei Condroitti, le chimere compongono una porzione minima del pescato, mentre le specie di maggiore interesse per la pesca sono squali (70% del pescato dei Condroitti) e batoidei (30% del pescato dei Condroitti) che assieme compongono la classe degli elasmobranchi (Abel e Grubbs 2020). La pesca degli elasmobranchi copre meno dell'1% della pesca mondiale, di conseguenza queste specie hanno una scarsa priorità gestionale e anche la ricerca su di esse è spesso carente (Abel e Grubbs 2020; Barker e Schluessel 2005). La pesca di squali e razze può essere suddivisa in (i) pesca diretta, quando gli elasmobranchi sono il bersaglio principale e (ii) pesca indiretta quando vengono catturati in maniera accidentale, poiché rimangono impigliati negli attrezzi usati nella pesca per altri pesci e in questi casi molte volte non vengono registrati (Abel e Grubbs 2020; Barker e Schluessel 2005).

Gli elasmobranchi sono bersaglio di una pesca mirata grazie ai prodotti che sono in grado di fornire come la loro carne, le pinne (che sono usate soprattutto in Asia per produrre zuppe), la pelle, i denti e le loro mascelle (Abel e Grubbs 2020; Dulvy et al. 2017; 2021; Davidson, Krawchuk, e Dulvy 2016; Barker e Schluessel 2005). Squali e razze vengono pescati in misura minore per essere tenuti negli acquari, utilizzati nella ricerca e in alcune regioni sono importanti nell'ecoturismo (Dulvy et al. 2017; 2021; Abel e Grubbs 2020). La carne è una fonte economica di proteine per l'uomo ma anche per animali da allevamento (Dulvy et al. 2017). Molti paesi in via di sviluppo (come Sri-Lanka, Uruguay, Brasile, Perù, Indonesia e India), dipendono fortemente dalle esportazioni di carne di squalo. Le pinne di squalo sono invece un ingrediente chiave di zuppe celebrative e costose vendute nei mercati asiatici, specialmente in Cina, Hong Kong, Taiwan, Singapore, Malesia, Thailandia e Vietnam. (Abel e Grubbs 2020; Dulvy et al. 2017). In molti paesi poveri inoltre la pesca è un'importante attività di lavoro e un elevato tasso di occupazione è spesso un obiettivo più desiderabile che un'elevata efficienza nella pesca. In aggiunta in questi paesi la raccolta di dati sulle catture e sugli scarti è carente, anche a causa della mancanza di personale adeguatamente preparato nel riconoscimento delle specie (Dulvy et al. 2017; Bornatowski, Braga, e Vitule 2014; Barker e Schluessel 2005). Una strategia per migliorare la situazione sarebbe quindi una maggiore assistenza economica e tecnica da parte dei paesi più sviluppati e delle diverse associazioni umanitarie (Dulvy et al. 2017). Il calo di popolazione negli elasmobranchi è dovuto quindi in larga misura alle carenze nella gestione e nei controlli per la pesca (Dulvy et al. 2017). Inoltre diverse specie di squali hanno ampi range di migrazione e questo li porta ad attraversare le zone economiche

esclusive (*Exclusive Economic Zones - EEZ* - sono aree di mare aperto che si estendono entro le 200 miglia nautiche dalle coste di nazioni che si affacciano sul mare) di molti paesi diversi. Questo complica ulteriormente la loro gestione perché i paesi hanno modalità di regolazione diverse per quanto riguarda la pesca degli squali e la pesca in generale (Dulvy et al. 2017).

Lo studio del ciclo biologico degli elasmobranchi è importante per fornire informazioni riguardo alle strategie gestionali da adottare. Gli elasmobranchi sono specie a selezione K, hanno solitamente elevata taglia corporea, crescita lenta, raggiungimento ritardato della maturità sessuale, vita lunga e bassa fecondità (Dulvy e Forrest 2010). Queste caratteristiche li rendono quindi molto più vulnerabili alla pesca rispetto alla maggior parte dei pesci teleostei, poiché alcune popolazioni impiegano molto a recuperare se sfruttate eccessivamente (Dulvy et al. 2014; 2017; Dulvy e Forrest 2010). L'abilità di recupero è maggiore negli individui di piccola taglia e costieri (come squali del genere *Mustelus*), intermedia per individui pelagici (*Prionace glauca*; *Isurus oxyrinchus*) e minima per individui costieri di taglia maggiore (*Triakis semifasciata*; *Carcharhinus obscurus*; *C. leucas*; *C. plumbeus*) (Abel e Grubbs 2020; Dulvy e Forrest 2010; Ferretti et al. 2010; Smith, Au, e Show 1998). La profondità alla quale si trovano le diverse specie è di notevole importanza per la valutazione del rischio rispetto alle dimensioni dell'areale geografico all'interno dei quali si può trovare la specie (Dulvy et al. 2014; 2021). Questo perché la pesca è ormai diffusa in tutti i bacini oceanici del mondo. La pesca però è concentrata soprattutto nelle acque più superficiali, di conseguenza le specie che vivono in queste acque risultano più accessibili agli attrezzi usati. Elasmobranchi con queste caratteristiche, e quindi minacciati, sono i pesci sega (Pristidae), razze che nuotano in ambienti costieri e sulla piattaforma continentale, Squali Angelo (*Squatina* spp.) e Squali Volpe (*Alopias* spp.) (Dulvy et al. 2014; 2021).

Gli elasmobranchi rivestono una notevole importanza ecologica poiché agiscono sia da predatori apicali che mesopredatori nei livelli trofici più elevati. (Stein et al. 2018; Dulvy et al. 2017; Ferretti et al. 2010). La gran parte degli squali sono generalisti e si nutrono di un elevato numero di prede, limitando quindi gli effetti della predazione su una particolare specie (Abel e Grubbs 2020). Di conseguenza, la megafauna composta da rettili e mammiferi marini, ma anche elasmobranchi più piccoli, ha grossi squali come predatori principali. Queste prede (più grandi e con una vita più lunga) hanno risposte molto significative nel caso in cui grossi squali predatori vengano rimossi dall'ecosistema (Heupel et al. 2014; Heithaus, Wirsing, e Dill 2012; Ferretti et al. 2010). Infatti sia studi teorici che empirici indicano

che il declino nella popolazione di grandi squali può portare ad un aumento nella popolazione dei mesopredatori elasmobranchi, mammiferi e rettili marini e questo comporta effetti a cascata in alcuni ecosistemi (Heupel et al. 2014; Heithaus, Wirsing, e Dill 2012; Ferretti et al. 2010). Gli ecosistemi forniscono all'umanità dei servizi, definiti

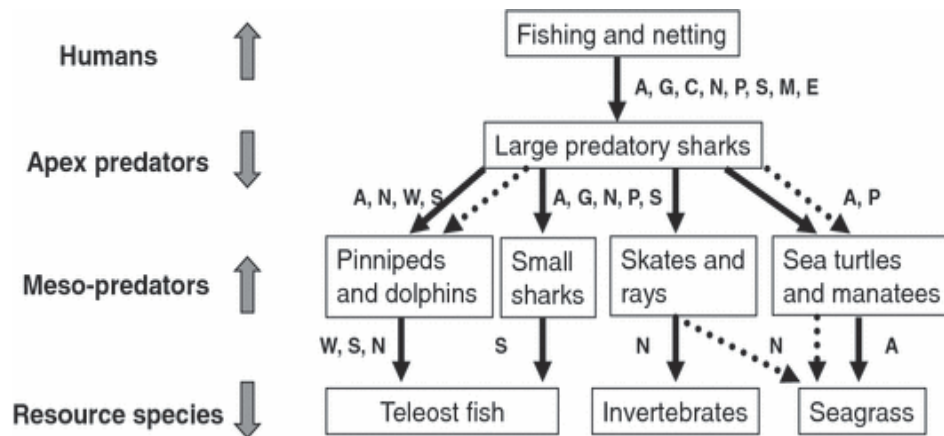


Figura 2 effetto sugli ecosistemi della pesca su grandi squali (Ferretti et al. 2010)

servizi ecosistemici (cibo, aria pulita, acqua pulita, controllo delle erosioni e delle inondazioni, materiali da costruzione, impollinazione, medicine, ecc.) per i quali non esistono alternative (Abel e Grubbs 2020). Alcuni elasmobranchi, proprio per il loro ruolo di predatori apicali e di mesopredatori, sono specie chiave nei loro ecosistemi perché spesso evitano che una specie domini sulle altre. La perdita di questi squali dal loro ecosistema può causare profonde alterazioni della struttura delle reti trofiche e, di conseguenza, degli ecosistemi (Abel e Grubbs 2020; Heithaus, Wirsing, e Dill 2012; Ferretti et al. 2010). Per questo motivo è di vitale importanza preservare le diverse popolazioni di elasmobranchi nel mondo. L'interesse pubblico nei loro confronti si è risvegliato negli ultimi anni, proprio grazie all'aumento di consapevolezza del loro declino e del loro ruolo (Shiffman e Hammerschlag 2016). Tuttavia a causa dell'ampia distribuzione, delle notevoli capacità migratorie di alcune specie, ma anche per la mancanza di interesse (dato il limitato valore commerciale) la loro gestione è risultata carente e frammentaria (Shiffman e Hammerschlag 2016). Gli obiettivi di questa tesi sono quelli di analizzare le diverse strategie gestionali che mirano a proteggere le popolazioni di elasmobranchi in diverse aree geografiche del mondo, soffermandosi non tanto sul loro funzionamento ma piuttosto sull'effetto concreto che queste strategie hanno sulle popolazioni, evidenziando casi di successo e non.

2. CAPITOLO I STATO DELLA PESCA E STRATEGIE GESTIONALI

2.1 Gestione della pesca a singola specie e gestione basata sugli ecosistemi

Nel sistema alimentare mondiale gli stock ittici marini rivestono un ruolo rilevante. Tra gli anni 60 e gli anni 70 è stato riportato un forte calo in alcuni stock marini come ad esempio le aringhe (*Clupea harengus*) nel Nord Atlantico, le acciughe del Perù (*Engraulis ringens*) e il Merluzzo di Terranova (*Gadus morhua*). Questi eventi hanno mostrato la necessità di attuare dei piani di gestione per gli stock di pesca per prevenirne il collasso (Hilborn et al. 2020). Le strategie gestionali che regolano la pesca moderna sono basate prevalentemente su valutazioni a singola specie, spesso a livello di stock (Skern-Mauritzen et al. 2016; Vert-pre et al. 2013; Beddington et al. 2007). Nella valutazione dello stock vengono raccolti dati relativi all'abbondanza, ai tassi di riproduzione, di crescita somatica e di mortalità degli individui. Utilizzando questi dati i comitati scientifici elaborano poi dei punti di riferimento sulla base dei quali regolare la pesca. Uno dei limiti di riferimento maggiormente utilizzati è il rendimento massimo sostenibile (*Maximum Sustainable Yield - MSY*)

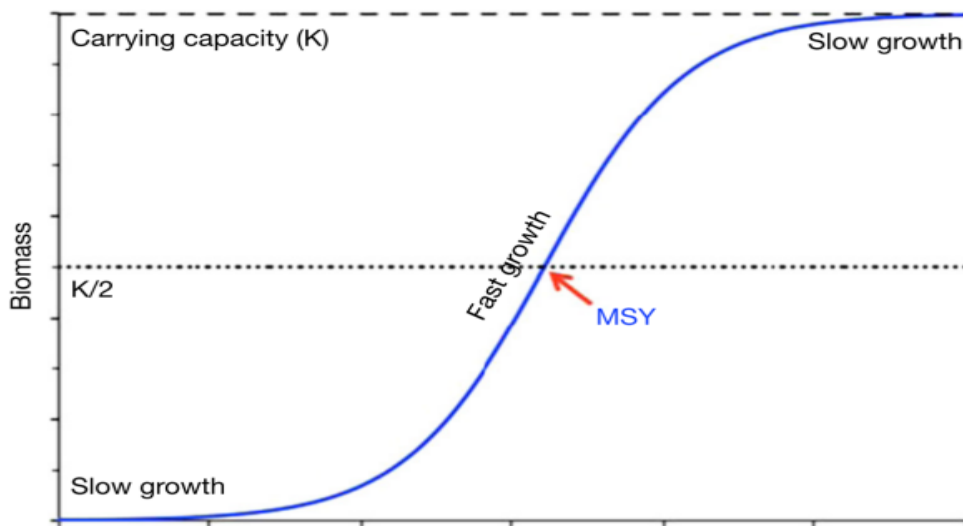


Figura 3 Maximum Sustainable Yield (Tsikliras e Froese 2019)

ovvero il rendimento massimo che uno stock può fornire in un anno in determinate condizioni ambientali. Lo stock fornisce questo rendimento quando ha un valore di biomassa (B) che corrisponde a B_{msy} , la quale è influenzata dalla mortalità (U) che può essere naturale o data dalla pesca (F) (NOAA 2022b, Tsikliras e Froese 2019; Vivekanandan 2017; Beddington et al. 2007). Su questa base gli enti di pesca decideranno quelle che sono le migliori strategie gestionali

per raggiungere il livello di catture prefissato e mantenere lo stock entro valori di biomassa sostenibili (NOAA 2022b; Skern-Mauritzen et al. 2016; Vert-pre et al. 2013; Beddington et al. 2007). Negli ultimi anni però vi è una sempre maggiore consapevolezza di come la MSY non sia in grado di tenere conto di tutti i parametri ambientali (biotici e abiotici) che influenzano la dimensione di uno stock e di conseguenza la produttività (Vivekanandan 2017; Vert-Pre et al. 2013). Collassi di stock quali l'acciuga peruviana (*E. rigens*), il Pollock dell'Alaska (*Thelagra chalcogramma*) e il merluzzo del nord (*G. morhua*) sono tutti riconducibili ad una combinazione tra pesca eccessiva e variazioni dei parametri ambientali (Skern-Mauritzen et al. 2016). Sta quindi emergendo la necessità di implementare metodi di valutazione degli stock e conseguenti strategie di gestione che tengano conto delle interazioni tra specie e specie, e tra specie e ambiente (Howell et al. 2021; Townsend et al. 2019). L'elevata richiesta di dati e l'incertezza che questi dati comportano nei modelli previsionali è però il motivo per cui questi sistemi di gestione basati sugli ecosistemi (*Ecosystem Based Fisheries Management - EBFM*) faticano ad essere applicati (Howell et al. 2021; Townsend et al. 2019; Skern-Mauritzen et al. 2016). Le strategie gestionali della pesca basate sugli ecosistemi possono influenzare positivamente i rendimenti economici della pesca e l'ecosistema se ben applicate. Ad esempio nel Nord-Est dell'Atlantico una commissione di gestione della pesca ha utilizzato modelli che tenessero conto delle interazioni tra specie per ridurre i livelli di pesca delle aringhe (*C. harengus*). È stato visto infatti che aveva un importante ruolo nelle reti trofiche come preda di altre specie di interesse commerciale. Limitare la pesca dell'aringa ha quindi permesso di mantenere in equilibrio l'ecosistema a la conseguente produzione da parte degli stock di altre specie (Townsend et al. 2019).

2.2 Le strategie gestionali nella pesca

Ci sono sempre maggiori evidenze che strategie gestionali della pesca basate su dati scientifici stanno riducendo lo sfruttamento eccessivo e che in molti casi gli stock stanno recuperando (Anderson et al. 2019). In generale le strategie di gestione della pesca a livello mondiale sono suddivise in tre categorie: limitare la raccolta, limitare gli sforzi di pesca (tempo dedicato all'attività di pesca e efficienza nelle tecniche e negli strumenti utilizzati per raccogliere il pesce) e limitare il prelievo in alcune aree (accesso spaziale) (Bellido et al. 2020; Anderson et al. 2019). Nella limitazione della raccolta rientrano tutte quelle norme che regolano chi può pescare e quanto può essere pescato. Le strategie vanno dal limitare il prelievo, riducendo il numero di vascelli e di pescatori che possono partecipare alla pesca in modo da diminuire la

mortalità da pesca, fino a limiti sulle catture totali consentite (*Total Allowable Catch - TAC*) misurate in peso (Anderson et al. 2019; Pope 2009). La TAC, se efficientemente implementata, previene la pesca eccessiva poiché le catture vengono monitorate durante la stagione, chiudendo l'attività di pesca una volta raggiunto il limite consentito in modo che gli stock non vengano sfruttati eccessivamente (Anderson et al. 2019). Ad esempio in Giappone, dopo l'introduzione di una TAC su alcuni stock, questi hanno mostrato condizioni migliori rispetto agli stock non controllati da una TAC (Hilborn et al. 2020; Ichinokawa, Okamura, e Kurota 2017). La TAC viene suddivisa in quote, le quali possono essere ripartite tra comunità di pescatori o gruppi di pesca, che possono a loro volta suddividere le quote tra i vascelli, formando quindi una serie di quote individuali. In questo modo ciascuno sa di avere una porzione del pescato e cerca di sfruttare la sua quota al meglio per massimizzare il profitto. (Anderson et al. 2019). Lo svantaggio principale delle quote è che vi è la necessità che gli sbarchi vengano accuratamente monitorati da parte degli enti che regolano la pesca tramite personale adeguatamente preparato, e questo ha dei costi elevati ed è quindi spesso difficile da attuare (Anderson et al. 2019; Pope 2009). Limitare lo sforzo comporta essenzialmente limitare la capacità di pesca di una flotta e questo può essere fatto in tre modi: limitare il numero di vascelli nella flotta (attraverso licenze di pesca rilasciate dal governo), limitare il numero di giorni di pesca di un vascello e limitare determinati attrezzi con cui un vascello pesca (Pope 2009). Queste regolamentazioni sono più facili da quantificare e possono essere applicate anche quando la capacità di gestione delle catture è limitata (Bellido et al. 2020; Anderson et al. 2019). Le restrizioni sugli attrezzi sono relative al tipo di attrezzo (reti, trappole oppure ami nel palangaro) e influenzano le sue caratteristiche (larghezza dei vuoti di maglia della rete, lunghezza dei cavi che trainano la rete, numero di reti o ami impiegati, ecc.). Gli attrezzi possono essere anche completamente vietati in alcune aree, per sempre oppure per determinati periodi (Emery et al. 2012; Pope 2009). Ad esempio nello stretto di Oresund, che separa Danimarca e Svezia, vi è un divieto di utilizzo delle reti da traino sul fondale in modo da preservare sia gli stock ittici locali che i fondali stessi (Linh-Son et al. 2014). Il terzo approccio principale consiste nel definire dei confini fisici per il controllo delle risorse di pesca e dei servizi ecosistemici associati. Tra le diverse limitazioni ci sono aree marine protette (*Marine Protected Areas - MPAs*) dove la pesca viene sempre vietata oppure aree marine chiuse solo in determinati periodi, in modo da proteggere fasi vulnerabili del ciclo vitale, proteggere alcune rotte migratorie e per evitare elevati livelli di catture accidentali di alcune

specie. Infine alcune aree vengono chiuse a determinati attrezzi per evitare uno sfruttamento eccessivo e per proteggere gli habitat associati (Anderson et al. 2019; Linh-Son et al. 2014; Emery et al. 2012). In quanto tipologia di gestione della pesca, le aree vietate escludono la pesca con lo scopo di preservare l'habitat e consentire un recupero delle popolazioni e dei riproduttori, con una successiva dispersione delle larve/neonati che andranno potenzialmente a rifornire una pesca sostenibile nelle aree adiacenti (Anderson et al. 2019). Le limitazioni spaziali devono essere progettate in modo adeguato, tenendo conto del ciclo biologico e dei range di migrazione delle specie che mirano a proteggere. La problematica delle aree chiuse è che necessitano di un elevato controllo, per verificare che effettivamente la pesca non avvenga entro i confini dell'area protetta, e questo implica di conseguenza un supporto economico adeguato (Anderson et al. 2019). Le limitazioni delle catture, dello sforzo e dello spazio spesso vengono applicate in modo sinergico, soprattutto per raggiungere gli obiettivi di conservazione della pesca dal punto di vista dell'ecosistema (Emery et al. 2012; Pope 2009). Ad esempio Emery et al. (2012) analizza la pesca in diversi paesi che utilizzano quote individuali come metodo di regolazione della raccolta. In tutti questi paesi vi è la necessità di implementare delle misure aggiuntive che limitano sia lo sforzo (mediante limitazioni sugli attrezzi) che le aree dove la pesca avveniva. Questo ha permesso di ridurre le catture accidentali di specie in pericolo o protette ma anche di preservare l'ambiente (Emery et al. 2012). Ad esempio in Nuova Zelanda la pesca dell'Hoki (*Macruronus novaezelandiae*) era effettuata mediante reti da traino. Per ridurre le catture accidentali di delfini di Hector (*Cephalorhynchus hectori*) e di Maui (*Cephalorhynchus hectori maui*) sono state imposte delle limitazioni alle maglie delle reti e delle chiusure spaziali nelle zone con alta densità di questi delfini. Inoltre le chiusure servivano anche a proteggere gli habitat sottomarini dall'utilizzo prolungato delle reti a strascico (Emery et al. 2012). In molti paesi, soprattutto i più sviluppati, si è misurato un calo diretto della pressione di pesca in seguito all'applicazione di norme sulla gestione. Gli USA, il Giappone, il Canada, la Nuova Zelanda e in generale paesi dell'Unione Europea sono riusciti a migliorare il benessere dei loro stock ittici in seguito all'imposizione di norme che regolassero la pesca (Hilborn et al. 2020). Al contrario nei paesi in via di sviluppo, soprattutto in Asia e Africa, vi è una minore disponibilità di dati relativi agli stock di pesca e in generale sembra che l'efficacia nella gestione della pesca sia più bassa (Hilborn et al. 2020). In un'indagine condotta da Melnychuck et al (2017) si è visto come delle 28 nazioni di pesca analizzate la capacità di applicare strategie di

gestione della pesca fosse caratterizzata prevalentemente dal valore del PIL (Prodotto Interno Lordo) degli stati. Gli stati più poveri hanno quindi maggiore difficoltà nell'impiegare risorse nella gestione della pesca (Melynchuck et al. 2017).

3. CAPITOLO II LA CONSERVAZIONE DEGLI ELASMOBRANCHI

3.1 Necessità di gestione degli elasmobranchi

Bisogna considerare che gli elasmobranchi necessitano di immediate norme di gestione poiché il loro declino si è particolarmente accentuato negli ultimi anni e, dopo gli Anfibi, la classe dei Condoritti (squali, razze e chimere) è quella maggiormente minacciata tra i vertebrati (Dulvy et al. 2014; 2021). Uno studio condotto da Dulvy et al. (2014) ha valutato globalmente 1.041 specie di Condoritti, trovando che 181 specie erano minacciate di estinzione a causa della pesca eccessiva (Dulvy et al. 2014). Solo sette anni più tardi lo stesso autore ha valutato 1.199 specie di Condoritti trovando che il numero di specie minacciate dalla pesca è arrivato a 391 (un terzo delle specie valutate) (Dulvy et al. 2021). Delle 90 specie di elasmobranchi considerate in pericolo critico di estinzione secondo la lista rossa IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), tre specie (*Carcharhinus obsoletus*, *Urolophus javanicus* e *Torpedo suessi*) sono anche probabilmente estinte, poiché non si hanno più avvistamenti da almeno il 1934. Queste rappresenterebbero il primo caso di estinzione globale di organismi marini dovuto alla pesca eccessiva (Dulvy et al. 2021). Gli elasmobranchi possono essere catturati da diversi tipi di pesca, da quella industriale a quella artigianale, fino a quella sportiva e ricreativa. La pesca commerciale è quella che fornisce più dati rispetto alle catture. Purtroppo molti elasmobranchi vengono pescati anche attraverso una pesca illegale e non monitorata. Si stima infatti che circa il 50% dello sbarcato mondiale di squali e razze non venga riportato, complicando molto la loro gestione (Abel e Grubbs 2020; Barker e Schluessel 2005). L'importanza degli elasmobranchi è data da fattori ecologici, ma anche economici. Come già discusso nella parte introduttiva gli elasmobranchi hanno il ruolo di predatori apicali e mesopredatori negli ecosistemi marini. Questo significa che essi si nutrono di specie ai livelli trofici inferiori, mantenendo in equilibrio l'ecosistema (Heupel et al. 2014; Heithaus, Wirsing, e Dill 2012; Ferretti et al. 2010). Dal punto di vista economico gli elasmobranchi sono in grado di fornire diversi prodotti, di cui i più usati sono carne e pinne. La loro pesca va quindi regolamentata per evitarne l'estinzione e quindi la perdita di questi prodotti dal mercato, la quale può danneggiare soprattutto paesi in via di sviluppo che dipendono molto dalle esportazioni di prodotti derivanti dagli squali (Abel e Grubbs 2020; Dulvy et al. 2017; 2021; Davidson, Krawchuk, e Dulvy 2016).

3.2 Le problematiche relative al bycatch.

Con il termine di pesca accidentale (*bycatch*) si indica la cattura di specie che non sono il reale obiettivo di quella pesca, mediante diversi attrezzi. Molti studi dimostrano come la pesca accidentale sia la principale minaccia per diversi taxa di vertebrati marini (cetacei, elasmobranchi, tartarughe e uccelli marini) (Abel e Grubbs 2020; James et al. 2016). Gli elasmobranchi vengono spesso catturati in modo accidentale a causa delle loro dimensioni elevate, e le caratteristiche biologiche ne complicano il recupero se il numero di individui di una popolazione si riduce rapidamente (Abel e Grubbs 2020; James et al. 2016; Jordan et al. 2013). Durante la cattura accidentale gli elasmobranchi possono essere danneggiati e sperimentare stress intensi che influenzano profondamente la loro capacità di sopravvivere in seguito al rilascio, la quale dipende dal taxon, dal tipo di attrezzi usati e dal tempo di esposizione allo stress (James et al. 2016; Jordan et al. 2013; Molina e Cooke 2012). Spesso gli squali catturati in modo accidentale non vengono registrati accuratamente dal punto di vista tassonomico, a causa della bassa priorità gestionale e di personale che manca delle adeguate conoscenze (Abel e Grubbs 2020; James et al. 2016; Bornatowski, Braga, e Vitule 2014; Barker e Schluessel 2005). Gli squali catturati per errore sono solitamente rilasciati, ma alcuni possono essere trattiene per usufruire dei prodotti che sono in grado di fornire (Dulvy et al. 2021; James et al. 2016; Jordan et al. 2013). Ad esempio squali del genere *Alopias*, *Isurus* e *Mustelus* hanno elevati tassi di ritenzione grazie alla qualità della loro carne (James et al. 2016). Ad ogni modo anche i dati sugli individui che vengono rilasciati in mare sono spesso assenti. I dati sulle catture accidentali sono molto importanti ad esempio per comprendere l'effettiva abbondanza di alcune popolazioni e impostare strategie gestionali adeguate a quei valori di abbondanza (Abel e Grubbs 2020; James et al. 2016; Bornatowski, Braga, e Vitule 2014; Barker e Schluessel 2005).

L'estensione del pescato non intenzionale dipende dagli attrezzi da pesca usati. In generale, ma anche nello specifico per la pesca degli elasmobranchi vengono usati attrezzi che utilizzano le reti (come reti da traino, reti da posta, e reti da circuizione) e attrezzi che hanno ami (come la pesca con il palangaro) (Abel e Grubbs 2020; Jordan et al. 2013). Le reti hanno dimensione dei vuoti di maglia variabile proprio per selezionare al meglio le specie bersaglio. Nonostante questo i livelli di catture accidentali possono essere alti proprio perché tutti gli individui che non sono in grado di passare dai vuoti di maglia rimangono impigliati e non riescono a liberarsi (Jordan et al. 2013). Le reti da traino hanno una forma ad imbuto e vengono trainate dietro una

o due barche. Questi attrezzi catturano tutto quello che non riesce ad evitare la rete nel suo percorso o che non passa dai vuoti di maglia. Le reti da traino possono essere pelagiche o demersali (Abel e Grubbs 2020). Le reti da traino demersali sono tra gli attrezzi da pesca più distruttivi che esistano poiché alterano profondamente gli ecosistemi marini bentonici con il loro passaggio e hanno alti livelli di catture accidentali. Le reti da traino demersali sono principalmente usate per la pesca dei gamberetti negli USA e di pesci demersali nel Nord-Est dell'Atlantico e del Mediterraneo. A questa pesca è stato attribuito il calo di popolazioni di squali come *Sphyrna tiburo* a largo delle coste degli USA e Squali Angelo (*Squatina* spp.) nel Mediterraneo (Abel e Grubbs 2020; Molina e Cooke 2012). Le reti da posta sono reti attaccate ad un cavo che pendono nella colonna di acqua (NOAA 2022a). Queste reti sono pensate in modo tale che i pesci che vi si imbattono ne rimangano impigliati. I tassi di catture sono alti in particolare con vuoti di maglia ridotti. Le reti da posta nelle acque costiere hanno alti tassi di ritenzione accidentale per razze (Mylobatiformes) e squali del genere *Mustelus* (Abel e Grubbs 2020). La pesca con il palangaro utilizza degli ami a cui vengono attaccate delle esche per catturare il pesce, e di conseguenza è una tecnica che si basa sull'attrazione attiva delle specie che intende catturare. Nonostante questo anche questa tipologia di pesca presenta alti livelli di catture accidentali (Abel e Grubbs 2020; Jordan et al. 2013). Nella pesca dei tonni nella zona tropicale de Pacifico Occidentale si ha una cattura di squalo ogni due tonni catturati. Globalmente le specie maggiormente catturate dalla pesca con il palangaro pelagica sono lo squalo blu (*Prionace glauca*), *Carcharhinus falciformis* e *C. longimanus* (Abel e Grubbs 2020). La pesca con il palangaro ha alti livelli di catture accidentali di squali anche quando altre specie di squalo sono il bersaglio. Ad esempio nelle acque Atlantiche degli USA il palangaro ha come bersaglio grossi squali costieri. Tuttavia sono state riportate molte catture accidentali di piccoli squali come *Rhizoprionodon terraenovae* e anche di squali la cui pesca è vietata come *Carcharhinus obscurus* e *C. plumbeus* (Abel e Grubbs 2020). La pesca con reti da circuizione è tra le più importanti al mondo e mira a catturare specie che vivono in banchi, dalle acciughe fino ai tonni. Sono ampie reti circolari che vengono chiuse attorno al banco di pesci. Queste reti vengono dispiegate assieme a dispositivi di aggregazione, in modo da attirare i banchi delle specie bersaglio (Abel e Grubbs 2020; Jordan et al. 2013). Nel caso in cui avvengano catture accidentali di squali, queste hanno tassi di mortalità elevati, poiché le specie pelagiche dipendono dal flusso di acqua che passa dalle branchie per ossigenarsi. Di conseguenza, a differenza della pesca

con il palangaro che consente un minimo di movimento, le reti da circuizione riducono lo spazio e gli squali intrappolati, non potendo nuotare, spesso muoiono soffocati (Abel e Grubbs 2020).

3.3 Strategie gestionali nella pesca degli elasmobranchi.

Nella conservazione degli elasmobranchi vi sono due tipologie principali di politiche che vengono adottate: le politiche mirate e le politiche basate sui limiti. Le politiche mirate vengono implementate in modo da garantire che una particolare specie venga sfruttata in modo sostenibile. Tra queste rientrano i permessi, le quote, restrizioni spaziali specie-specifiche, limitazioni degli attrezzi, regolazioni sull'utilizzo delle pinne e divieti di pesca specie-specifici (Shiffman e Hammerschlag 2016). La pesca degli squali in alcune nazioni è consentita solo tramite il rilascio di appositi permessi da parte del governo. In questo modo solo i vascelli con il permesso potranno partecipare alla pesca (Shiffman e Hammerschlag 2016; Worm e Cosandey-Godin 2014). Ad esempio la pesca del *Mustelus antarcticus* in Australia era aperta fino al 1984, anno in cui i permessi rilasciati dal governo hanno imposto una diminuzione del numero di pescherecci (Worm e Cosandey-Godin 2014). Il rilascio di permessi consente di limitare lo sforzo totale e monitorare in modo più efficace la pesca. (Shiffman e Hammerschlag 2016). Anche la pesca degli squali può essere gestita tramite TAC suddivise in quote (Shiffman e Hammerschlag 2016; Worm e Cosandey-Godin 2014). Nella pesca multi-specie ci saranno più specie che vengono catturate per unità di sforzo. Ad esempio le quote nelle catture nella pesca multi-specie del Sud-Est dell'Australia (che ha tra i suoi bersagli squali come *M. antarcticus* e *Galeorhinus galeus*) sono state impostate sulle singole specie, tenendo però conto delle interazioni tra queste specie e specie definite "compagne", ovvero specie che venivano catturate con percentuali elevate assieme alla specie bersaglio (Klaer e Smith 2012). Vi possono essere diverse strategie complementari per evitare catture non intenzionali di squali in una pesca multi-specie. Possono essere imposti limiti di taglia, quindi individui troppo piccoli (giovanili) o molto grandi (ad esempio, femmine in età riproduttiva) non devono essere pescati, per permettere alla popolazione di accrescersi (Shiffman e Hammerschlag 2016; Worm e Cosandey-Godin 2014). Per ridurre le catture accidentali possono anche essere adottate delle "quote di *bycatch*" che bloccano la pesca una volta che queste sono raggiunte o dei "rapporti di *bycatch*" (In Argentina non più del 40% dello sbarcato può derivare da catture accidentali di elasmobranchi) (Shiffman e Hammerschlag 2016; Worm e Cosandey-Godin 2014). Una problematica delle quote è che possono indurre a

una elevata selezione del pescato sui vascelli, per cui le specie di minore valore vengono scartate in favore di specie più remunerative, anche se lo sbarcato totale viene mantenuto inalterato, e questo non va a ridurre le catture (Shiffman e Hammerschlag 2016; Worm e Cosandey-Godin 2014). La soluzione potrebbe essere impiegare degli osservatori sui pescherecci, da parte degli enti di controllo, i quali verificano che la pesca venga interrotta una volta raggiunto il livello di quote prefissato (Fulton et al. 2014; Clarke et al. 2013). Ad oggi uno dei modi migliori per evitare la cattura di specie non bersaglio è quello di minimizzare l'interazione tra queste specie e gli attrezzi utilizzati per catturare le specie bersaglio (Worm e Cosandey-Godin 2014). Negli ultimi anni la ricerca si è concentrata su modifiche degli attrezzi, sfruttando segnali visivi, acustici o olfattivi. Le modifiche devono essere studiate in modo da ridurre le catture accidentali ma non devono influire sulle catture delle specie bersaglio della pesca (Jordan et al. 2013; Molina e Cooke 2012). Le Ampolle di Lorenzini sono un organo sensoriale esclusivo degli elasmobranchi che permettono di percepire segnali elettrici che si generano dalle contrazioni muscolari. Di conseguenza strumenti che generano segnali elettrici o magnetici possono essere utili per allontanare gli elasmobranchi, evitando che rimangano intrappolati nella rete o negli ami (Jordan et al. 2013; Molina e Cooke 2012). Nella pesca con reti da traino che mirava ai gamberetti sono state studiate apposite griglie di fuga che permettevano alle tartarughe marine di fuggire dalla rete. Queste tecniche hanno avuto successo anche nel consentire la fuoriuscita dalle reti da parte di squali e batoidei demersali. Ad esempio nella pesca del gamberetto artico del Canada (*Pandalus borealis*) le catture accidentali dello squalo della Groenlandia (*Somniosus microcephalus*) sono state ridotte quasi a zero dopo l'introduzione di griglie di fuga (NOAA 2022a; Shiffman e Hammerschlag 2016; Worm e Cosandey-Godin 2014; Jordan et al. 2013). Nelle reti da posta una delle strategie possibili è quella di usare materiali più rigidi per la rete, oppure progettarela in modo che abbia una tensione maggiore così da ridurre il rischio che organismi più grandi delle specie bersaglio vi rimangano impigliati. (Jordan et al. 2013). Imporre divieti nelle reti da posta, come nel caso della Florida, sembra essere la soluzione più efficace e ha permesso a popolazioni di squali (come *G. galeus* e *Triakis semifasciata*) di recuperare (Abel e Grubbs 2020; Shiffman e Hammerschlag 2016). Nella pesca con il palangaro per tonni (*Thunnus* spp.) e pesci spada (Istiophoridae e Xiiphidae) i cavi metallici che tengono gli ami sono stati sostituiti con cavi in fibre sintetiche, questo permetteva agli squali di mordere il filo e liberarsi. Anche utilizzare calamari al posto di pesci come esca, sempre nel

palangaro, riduce le catture non intenzionali di squali (Abel e Grubbs 2020; Shiffman e Hammerschlag 2016; Ward et al. 2008). Aggiungere del materiale elettromagnetico agli ami della pesca con il palangaro riduce le catture accidentali nei giovanili di diverse specie di squali e usare ami circolari al posto di ami a J può ridurre la mortalità dovuta a pescato accidentale (Shiffman e Hammerschlag 2016). Nella pesca con reti da circuizione una soluzione può essere quella di usare tipologie diverse di dispositivi di aggregazione, in modo tale da facilitare una segregazione delle specie catturate (Jordan et al. 2013). Nel prevenire la mortalità dovuta alle catture accidentali la ricerca scientifica può contribuire informando in modo adeguato gli enti di pesca sui comportamenti che devono essere adottati dai pescatori nella manipolazione del pescato accidentale (rimozione degli ami, diverse soglie di esposizione all'aria che una specie può sopportare) (Molina e Cooke 2012). Alcune aree marine possono vietare la pesca entro i loro confini in modo da proteggere determinate specie di elasmobranchi durante le fasi più vulnerabili del loro ciclo vitale. Queste aree chiuse possono essere applicate solo in seguito a studi approfonditi sul ciclo biologico della specie che si intende preservare e ad una adeguata raccolta e elaborazione di dati sulle catture, in modo da trovare quelle che sono le "aree essenziali" in cui le chiusure vanno implementate (Braccini et al. 2021; Anderson et al. 2019; Shiffman e Hammerschlag 2016). Nella pesca multi-specie nell'Australia Occidentale è stata applicata una chiusura stagionale (Agosto-Ottobre) dal 2006 al 2013 per proteggere le aree riproduttive di *Furgaleus macki* e permettere alla popolazione di accrescersi (Braccini et al. 2021). Lo svantaggio di queste aree marine con chiusure a tempo è che non limitano lo sforzo totale di pesca, di conseguenza la pesca può risultare eccessiva per altri organismi marini al di fuori dell'area che viene chiusa, oppure può andare ad impattare negativamente altri stadi del ciclo vitale. Ecco perché attrezzi che siano selettivi per le specie bersaglio oppure quote di *bycatch* sono misure complementari ugualmente necessarie per ridurre le catture accidentali (Shiffman e Hammerschlag 2016; O'Keefe, Cadrin, e Stokesbury 2014). Alcune specie di squalo, soprattutto quelle altamente migratorie (*Highly Migratory Species - HMS*) hanno beneficiato di aree che erano state chiuse alla pesca con il palangaro, sia di fondo che pelagica, in determinate stagioni, per ridurre il *bycatch* di altre specie. Al largo delle coste della Florida la pesca è stata chiusa in alcune aree per evitare catture accidentali di specie come *C. plumbeus* e *C. obscurus*. Analisi mediante satellite hanno mostrato che squali altamente migratori come *Sphyrna mokarran* e *Galeocerdo cuvier* abbiano beneficiato molto di queste

chiusure poiché anche essi stavano subendo un calo di popolazione dovuto alle catture accidentali (Morgan et al. 2020; Calich, Estevanez, e Hammerschlag 2018).

Nella pratica di prelievo delle pinne queste vengono asportate dagli squali pescati, successivamente gli individui, vivi o morti, vengono ributtati a mare (Shiffman e Hammerschlag 2016). Questa pratica avviene poiché in alcuni mercati, specialmente quelli asiatici, le pinne hanno un valore economico ben superiore alla carne di squalo. Purtroppo dalle sole pinne è difficile risalire alla specie di origine, e questo complica molto le altre strategie gestionali (Shiffman e Hammerschlag 2016; Ward-Paige et al. 2012). Alcune nazioni limitano il prelievo delle pinne imponendo un rapporto “pinne/carcasse” che consente ai pescatori di rimuovere le pinne in mare se il peso totale delle pinne sbarcate non eccede un certo rapporto (solitamente 5%) del peso totale delle carcasse di squalo sbarcate (Shiffman e Hammerschlag 2016; Clarke et al. 2013). Ad esempio la Commissione che regola la pesca nell’Oceano Pacifico Centrale e Occidentale (WCPFC) ha imposto il limite del 5% al rapporto pinne-carcasse per evitare la rimozione delle pinne di squalo in mare. Purtroppo questo ha solamente aumentato il numero di individui che venivano tratti nella pesca dei tonni (*Thunnus* spp.), e non ha ridotto quindi la mortalità data dalle catture non intenzionali (Shiffman e Hammerschlag 2016; Clarke et al. 2013). Inoltre alcuni squali la cui pesca è vietata possono essere catturati per asportarne le pinne e poi ributtati in mare, le carcasse sbarcate saranno poi solo delle specie la cui pesca è consentita (Shiffman e Hammerschlag 2016). Un altro modo per ridurre l’asportazione delle pinne è quello di vietarne la rimozione in mare: le carcasse devono essere sbarcate con le pinne attaccate, le quali verranno poi rimosse a terra. Ad esempio nel 2011 gli Stati Uniti hanno applicato una politica che obbliga a sbarcare squali pescati (nella propria EEZ) con le pinne attaccate, impedendo così l’asportazione delle pinne in mare (Ward-Paige et al. 2012). Questa regolamentazione permette di determinare specie, età e sesso degli individui sbarcati, ma non influisce sulla mortalità. Di conseguenza per ridurre le catture eccessive sono richieste misure complementari, come ad esempio un controllo periodico sulla mortalità o l’imposizione di quote (Davidson, Krawchuk, e Dulvy 2016; Shiffman e Hammerschlag 2016; Clarke et al. 2013). Diverse specie di elasmobranchi vengono protette per intero dallo sfruttamento quando rientrano nelle liste di alcuni trattati nazionali o internazionali; oppure quando alcuni paesi o Organizzazioni Regionali di Gestione della Pesca (*Regional Fisheries Management Organisation - RFMO*) scelgono di proteggere una determinata specie (Shiffman e

Hammerschlag 2016). Esistono ad esempio leggi di conservazione di livello nazionale come l'Atto delle Specie Minacciate (*Endangered Species Act - ESA*) negli USA il quale impedisce qualsiasi tipo di sfruttamento delle specie, ma anche degli habitat, che vengono ritenuti minacciati o in pericolo. Rientrano in questa lista numerose specie di Squali Angelo (*Squatina* spp.) e pesci sega (Pristidae) (NOAA 2022c; Shiffman e Hammerschlag 2016). Le specie minacciate possono essere protette anche attraverso la Convenzione sul Commercio Internazionale delle Specie Minacciate di Estinzione (*Convention of International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora - CITES*), un ente internazionale che si occupa di regolare gli scambi commerciali di animali e piante selvatici, impedendo che questo comprometta la loro sopravvivenza (CITES 2022; Shiffman e Hammerschlag 2016). Ad oggi sette specie di elasmobranchi sono elencati nell'Appendice 1 della CITES, il che vuole dire che nessuna di queste specie può essere scambiata tra mercati internazionali. Dieci specie di elasmobranchi rientrano invece nell'Appendice 2, il che vuole dire che possono essere commerciati internazionalmente, ma solo se le catture sono avvenute in condizioni ritenute sostenibili per la specie (CITES 2022; Shiffman e Hammerschlag 2016). Le specie altamente migratorie (HMS) di squali e razze vengono anche tutelate dalla convenzione delle specie migratorie (*Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals CMS*) la quale può indicare specie nell'Appendice 1 e 2, facendo in modo che i paesi partecipanti tutelino il più possibile le rotte migratorie di questi animali. Ad oggi elasmobranchi come il grande Squalo Bianco (*Carcharodon carcharias*), lo Squalo Balena (*Rhincodon typus*) o lo Squalo Volpe (*Alopias vulpinus*) e molte specie di razze e mante rientrano in queste appendici (CMS 2022; Shiffman e Hammerschlag 2016). Purtroppo l'operato di questi enti internazionali non influisce su fattori di impatto quali gli attrezzi usati, che possono portare a mortalità elevata nelle specie protette. Inoltre i paesi possono aderire a questi programmi su base volontaria e anche scegliere di uscirne. Risulta difficile quindi in alcuni casi trovare compromessi tra interessi socio-economici dei paesi e biologia delle specie, portando spesso a piani che sono poco efficaci (Shiffman e Hammerschlag 2016). Nel 1999, il comitato di pesca della FAO ha proposto il "piano di azione internazionale per gli squali" (*IPOA-Sharks*) il quale fornisce delle linee guida per la pesca sostenibile dei Condroitti e incita le nazioni che pescano questi animali ad adottare un proprio piano di azione nazionale per la pesca degli squali (*NPOA-Sharks*). Purtroppo non tutti i paesi che adottano questi piani, specialmente quelli in via di sviluppo, sono in grado di applicarli con successo, spesso a causa della mancanza di dati scientifici e di

fondi (Shiffman e Hammerschlag 2016; Davidson, Krawchuk, e Dulvy 2016; IPOA 1999).

Le politiche basate sui limiti vietano alcuni tipi di sfruttamento in modo da ottenere popolazioni di elasmobranchi in buone condizioni, senza un obiettivo specie-specifico. Fanno parte di queste politiche il divieto di utilizzo delle pinne, le riserve marine e i santuari degli squali (Shiffman e Hammerschlag 2016). I divieti di utilizzo delle pinne rendono illegale rimuovere, vendere e acquistare pinne, siano esse ottenute da una pesca legale o meno. Purtroppo però vietare questa pratica non riduce la mortalità da pesca o altre pratiche più dannose (Shiffman e Hammerschlag 2016). Inoltre vietare l'utilizzo delle pinne andrebbe contro i principi dell'IPOA-Shark che cerca di indurre al maggiore utilizzo possibile delle diverse parti degli squali, se questi vengono presi in una pesca ritenuta sostenibile (Shiffman e Hueter 2017; Shiffman e Hammerschlag 2016). Il commercio delle pinne quindi non dovrebbe essere vietato se queste sono ottenute da una pesca sostenibile, poiché andrebbe a ridurre quelli che sono i guadagni dei pescatori, costringendoli magari a pescare un maggiore quantitativo di squali (dove le quote non sono fissate) e rendendo di fatto inutile queste pratiche (Shiffman e Hueter 2017; Shiffman e Hammerschlag 2016).

Anche le aree marine protette possono risultare utili nella conservazione degli squali, soprattutto in quelle zone con numerose specie costiere che possono subire elevata mortalità da una pesca non ben regolata (Albano et al. 2020; Shiffman e Hammerschlag 2016). A largo delle coste del Sud-Africa la pesca che coinvolge gli squali è scarsamente regolata e molte specie vengono pescate in modo eccessivo. Il governo ha però realizzato una riserva (la De Hopp MPA), che si estende lungo la costa, in modo da proteggere la biodiversità di specie locali. Entro i confini qualsiasi tipo di pesca è illegale. La riserva di De Hopp ha permesso a squali che venivano sfruttati molto dalla pesca (come *Carcharhinus brachyurus*, *G. galeus*, *Mustelus mustelus*) di poter prosperare dentro i confini della riserva (Albano et al. 2021). Quando sono presenti informazioni adeguate sulla biologia delle specie e i controlli sono efficienti, le aree marine protette risultano efficaci nel conservare le popolazioni di squali al loro interno. Adeguate politiche che regolano la pesca al di fuori dei confini di queste zone sono comunque necessarie (restrizioni su alcuni attrezzi da pesca nelle aree ai bordi della zona protetta e controlli sulla mortalità) (Albano et al. 2021; Shiffman e Hammerschlag 2016).

Alcune nazioni stanno utilizzando una nuova strategia di conservazione degli squali: i "santuari degli squali". Si tratta di aree marine protette che si estendono lungo tutta la EEZ della nazione che

le applica e vietano qualsiasi tipo di sfruttamento di squali e razze, dalla pesca, alla rimozione delle pinne alla vendita nei mercati (Ward-Paige e Worm 2017; Shiffman e Hammerschlag 2016). Queste aree, se ben progettate, possono proteggere stadi chiave del ciclo biologico degli squali e aiutare così il recupero delle popolazioni. Come le aree marine protette i santuari sono efficaci se i fondi sono disponibili, poiché al loro interno qualsiasi specie di squalo non può essere pescata (Ward-Paige e Worm 2017; Shiffman e Hammerschlag 2016). I santuari sono stati stabiliti soprattutto in nazioni insulari (Palau, Bahams, Maldive...) le quali hanno elevati guadagni dal turismo marino. In generale è dimostrato come l'abbondanza di individui e di aree di accrescimento dei giovanili sia maggiore in quelle zone dove viene adeguatamente applicato un santuario marino, rispetto ad aree marine protette non esclusive per gli squali (quelle a largo del Sud-Africa e dell'Australia) (Ward-Paige e Worm 2017; Shiffman e Hammerschlag 2016). Essendo applicate solamente agli squali, queste aree mostrano problemi come le catture accidentali che derivano dalla pesca di altri pesci e dalla presenza di "reti fantasma" (reti che si staccano dai vascelli da pesca e continuano a intrappolare animali) (Ward-Paige e Worm 2017; Shiffman e Hammerschlag 2016). Inoltre la pesca illegale rimane un problema e in diversi santuari (Bahamas, Polinesia Francese) vi è una necessità di migliorare il monitoraggio per prevenire questa pesca. Infine in tutti i santuari bisogna agire su modifiche agli attrezzi da pesca per evitare le catture accidentali di squali (Ward-Paige e Worm 2017; Shiffman e Hammerschlag 2016).

3.4 Esempio di successo nella conservazione degli elasmobranchi

Lo spinarolo, *Squalus acanthias*, è uno squalo demersale che vive soprattutto nelle acque temperate lungo la piattaforma continentale nell'Atlantico e Indo-Pacifico. Ha un tasso intrinseco di crescita molto basso che lo rende vulnerabile alla pesca eccessiva. Lo Spinarolo ha subito un periodo di sfruttamento eccessivo tra il 1990 e il 1998 a largo della costa est degli USA, da parte di pescherecci statunitensi. Il Servizio Nazionale della Pesca Marina degli USA (*National Marine Fisheries Service - NFMS*) ha dichiarato lo stock come eccessivamente sfruttato nel 1998. In risposta, nel 1999 è stato elaborato un Piano di Gestione della Pesca da parte del Consiglio di Gestione della Pesca del Medio-Atlantico e del New-England. Il piano prevedeva di regolare la pesca, la quale prima era senza controllo, in modo da riportare la biomassa degli stock di spinarolo ai valori desiderati. È stata impostata una quota sulle catture accidentali nella

pesca di altre specie ed è stata vietata la pratica di asportazione delle pinne in mare. Sono state inoltre impostate delle quote di catture annuali, le quali venivano revisionate annualmente, grazie alle informazioni del NMFS in modo da raggiungere gli obiettivi prefissati. Grazie a queste politiche di gestione lo stock è stato dichiarato come ricostruito nel 2010 da parte del NMFS (Worm e Cosandey-Godin 2014).

4. CONCLUSIONI

La conservazione degli squali, come espresso nella tesi è complessa, a causa delle caratteristiche intrinseche del loro ciclo biologico, del fatto che alcune specie sono altamente migratorie e coprono ampi spazi durante le loro migrazioni. La carenza di dati sulle catture in molte zone, specialmente in nazioni con poche risorse economiche per monitorare la pesca, complica ulteriormente la gestione (Simpfendorfer e Dulvy 2017; Shiffman e Hammerschlag 2016). Per migliorare lo stato di conservazione degli elasmobranchi numerose pratiche sono ancora necessarie. Il caso di *S. acanthias* dimostra come la pesca degli squali può essere condotta in modo sostenibile solo se vengono applicati costanti monitoraggi sullo stato degli stock e vengono raccolti dati a sufficienza per impostare delle TAC che siano sostenibili, le quali dovranno poi essere aggiornate di anno in anno (Worm e Cosandey-Godin 2014). Misure complementari alle TAC come modifiche degli attrezzi, quote sul *bycatch* e chiusure stagionali sono sempre necessarie per raggiungere gli obiettivi di biomassa prefissati (Worm e Cosandey-Godin 2014). Tuttavia questo è possibile soprattutto in paesi sviluppati con dei sistemi di gestione della pesca efficienti (Simpfendorfer e Dulvy 2017). I problemi nei paesi in via di sviluppo, come la scarsa capacità di fare applicare le strategie di gestione della pesca e la difficoltà nel monitoraggio e nella raccolta di dati rendono la conservazione degli squali ancora più complicata. Per migliorare la conservazione in queste nazioni i paesi che già hanno sistemi di pesca collaudati possono fornire aiuti attraverso lo scambio di informazioni e di dati (Simpfendorfer e Dulvy 2017; Bornatowski, Braga, e Vitule 2014). La pesca degli squali può essere migliorata attraverso una adeguata raccolta di dati sulle catture e sugli sbarchi, in modo tale da capire le misure che vanno adottate per evitare il calo delle popolazioni (Bornatowski, Braga, e Vitule 2014). I dati devono poi essere usati per sviluppare e applicare le diverse strategie gestionali (quote, restrizione degli attrezzi, chiusure spaziali/stagionali, ecc.) (Simpfendorfer e Dulvy 2017; Shiffman e Hammerschlag 2016; Worm e Cosandey-Godin 2014). È importante considerare che nessuna strategia se applicata da sola ha successo.

Per garantire la conservazione degli stock diverse strategie che vanno a regolare lo sforzo, le catture o lo spazio vanno adottate, sempre in relazione a quella che è la specie o l'area geografica in cui vengono applicate (Shiffman e Hammerschlag 2016; Worm e Cosandey-Godin 2014).

5. BIBLIOGRAFIA

- Abel, D. C., & Grubbs, R. D. (2020). *Shark Biology and Conservation: Essentials for Educators, Students, and Enthusiasts*. Johns Hopkins University Press.
- Albano, P. S., Fallows, C., Fallows, M., Schuitema, O., Bernard, A. T., Sedgwick, O., & Hammerschlag, N. (2021). Successful parks for sharks: No-take marine reserve provides conservation benefits to endemic and threatened sharks off South Africa. *Biological conservation*, 261, 109302.
- Anderson, C. M., Krigbaum, M. J., Arostegui, M. C., Feddern, M. L., Koehn, J. Z., Kuriyama, P. T., Morrisett, C., Allen Akselrud, C. I., Davis, M. J., & Fiamengo, C. (2019). How commercial fishing effort is managed. *Fish and Fisheries*, 20(2), 268–285.
- Barker, M. J., & Schluessel, V. (2005). Managing global shark fisheries: Suggestions for prioritizing management strategies. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(4), 325–347.
- Beddington, J. R., Agnew, D. J., & Clark, C. W. (2007). Current problems in the management of marine fisheries. *science*, 316(5832), 1713–1716.
- Bellido, J. M., Sumaila, U. R., Sánchez-Lizaso, J. L., Palomares, M. L., & Pauly, D. (2020). Input versus output controls as instruments for fisheries management with a focus on Mediterranean fisheries. *Marine Policy*, 118, 103786.
- Bornatowski, H., Braga, R. R., & Vitule, J. R. S. (2014). Threats to sharks in a developing country: The need for effective simple conservation measures. *Natureza & Conservação*, 12(1), 11–18.
- Braccini, M., Denham, A., O'Neill, M. F., & Lai, E. (2021). Spatial and temporal patterns in catch rates from multispecies shark fisheries in Western Australia. *Ocean & Coastal Management*, 213, 105883.
- Calich, H., Estevanez, M., & Hammerschlag, N. (2018). Overlap between highly suitable habitats and longline gear management areas reveals vulnerable and protected regions for highly migratory sharks. *Marine Ecology Progress Series*, 602, 183–195.
- Clarke, S. C., Harley, S. J., Hoyle, S. D., & Rice, J. S. (2013). Population trends in Pacific Oceanic sharks and the utility of regulations on shark finning. *Conservation Biology*, 27(1), 197–209.

- CMS | CMS. (s.d.). Recuperato 20 agosto 2022, da <https://www.cms.int/en/legalinstrument/cms>
- Davidson, L. N., Krawchuk, M. A., & Dulvy, N. K. (2016). Why have global shark and ray landings declined: Improved management or overfishing? *Fish and Fisheries*, *17*(2), 438–458.
- Dulvy, N. K., & Forrest, R. E. (2010). Life histories, population dynamics, and extinction risks in chondrichthyans. In *Sharks and their relatives II* (pagg. 655–696). CRC Press.
- Dulvy, N. K., Fowler, S. L., Musick, J. A., Cavanagh, R. D., Kyne, P. M., Harrison, L. R., Carlson, J. K., Davidson, L. N., Fordham, S. V., & Francis, M. P. (2014). Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *elife*, *3*, e00590.
- Dulvy, N. K., Pacoureau, N., Rigby, C. L., Pollom, R. A., Jabado, R. W., Ebert, D. A., Finucci, B., Pollock, C. M., Cheek, J., & Derrick, D. H. (2021). Overfishing drives over one-third of all sharks and rays toward a global extinction crisis. *Current Biology*, *31*(21), 4773-4787. e8.
- Dulvy, N. K., Simpfendorfer, C. A., Davidson, L. N., Fordham, S. V., Bräutigam, A., Sant, G., & Welch, D. J. (2017). Challenges and priorities in shark and ray conservation. *Current Biology*, *27*(11), R565–R572.
- Emery, T. J., Green, B. S., Gardner, C., & Tisdell, J. (2012). Are input controls required in individual transferable quota fisheries to address ecosystem based fisheries management objectives? *Marine Policy*, *36*(1), 122–131.
- Ferretti, F., Worm, B., Britten, G. L., Heithaus, M. R., & Lotze, H. K. (2010). Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology letters*, *13*(8), 1055–1071.
- Fisheries, N. (2022a, maggio 7). *Fishing Gear and Risks to Protected Species* | NOAA Fisheries (National). NOAA. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/bycatch/fishing-gear-and-risks-protected-species>
- Fisheries, N. (2022b, giugno 17). *Fish Stock Assessment Report* | NOAA Fisheries (National). NOAA. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/population-assessments/fish-stock-assessment-report>
- Fisheries, N. (2022c, agosto 15). *Laws & Policies: Endangered Species Act* | NOAA Fisheries (National). NOAA. <https://www.fisheries.noaa.gov/topic/laws-policies>
- Fulton, E. A., Smith, A. D., Smith, D. C., & Johnson, P. (2014). An integrated approach is needed for ecosystem based fisheries management: Insights from ecosystem-level management strategy evaluation. *PloS one*, *9*(1), e84242.

- Heithaus, M. R., Wirsing, A. J., & Dill, L. M. (2012). The ecological importance of intact top-predator populations: A synthesis of 15 years of research in a seagrass ecosystem. *Marine and Freshwater Research*, 63(11), 1039–1050.
- Heupel, M. R., Knip, D. M., Simpfendorfer, C. A., & Dulvy, N. K. (2014). Sizing up the ecological role of sharks as predators. *Marine Ecology Progress Series*, 495, 291–298.
- Hilborn, R., Amoroso, R. O., Anderson, C. M., Baum, J. K., Branch, T. A., Costello, C., De Moor, C. L., Faraj, A., Hively, D., & Jensen, O. P. (2020). Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(4), 2218–2224.
- Howell, D., Schueller, A. M., Bentley, J. W., Buchheister, A., Chagaris, D., Cieri, M., Drew, K., Lundy, M. G., Pedreschi, D., & Reid, D. G. (2021). Combining ecosystem and single-species modeling to provide ecosystem-based fisheries management advice within current management systems. *Frontiers in Marine Science*, 7, 607831.
- Ichinokawa, M., Okamura, H., & Kurota, H. (2017). The status of Japanese fisheries relative to fisheries around the world. *ICES Journal of Marine Science*, 74(5), 1277–1287.
- International Plans of Action for Conservation and Management of Sharks (IPOA-Sharks)*. (s.d.). IUCN SSC Shark Specialist Group. Recuperato 22 agosto 2022, da <https://www.iucnssg.org/ipoa.html>
- James, K. C., Lewison, R. L., Dillingham, P. W., Curtis, K. A., & Moore, J. E. (2016). Drivers of retention and discards of elasmobranch non-target catch. *Environmental Conservation*, 43(1), 3–12.
- Jordan, L. K., Mandelman, J. W., McComb, D. M., Fordham, S. V., Carlson, J. K., & Werner, T. B. (2013). Linking sensory biology and fisheries bycatch reduction in elasmobranch fishes: A review with new directions for research. *Conservation Physiology*, 1(1).
- Klaer, N. L., & Smith, D. C. (2012). Determining primary and companion species in a multi-species fishery: Implications for TAC setting. *Marine Policy*, 36(3), 606–612.
- Linh-Son, N., Grafton, Q., Dieu-Hang, T., & Kompas, T. (2014). Multiple-use management strategies and marine reserves. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 22(2), 131–141.
- Melnychuk, M. C., Peterson, E., Elliott, M., & Hilborn, R. (2017). Fisheries management impacts on target species status. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(1), 178–183.

- Molina, J. M., & Cooke, S. J. (2012). Trends in shark bycatch research: Current status and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22(3), 719–737.
- Morgan, A., Calich, H., Sulikowski, J., & Hammerschlag, N. (2020). Evaluating spatial management options for tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) conservation in US Atlantic Waters. *ICES Journal of Marine Science*, 77(7–8), 3095–3109.
- O’Keefe, C. E., Cadrin, S. X., & Stokesbury, K. D. (2014). Evaluating effectiveness of time/area closures, quotas/caps, and fleet communications to reduce fisheries bycatch. *ICES Journal of Marine Science*, 71(5), 1286–1297.
- Pope, J. G. (2009). Input and output controls: The practice of fishing effort and catch management in responsible fisheries. *A fishery manager’s guidebook*, 220–252.
- Shiffman, D. S., & Hammerschlag, N. (2016). Shark conservation and management policy: A review and primer for non-specialists. *Animal Conservation*, 19(5), 401–412.
- Shiffman, D. S., & Hueter, R. E. (2017). A United States shark fin ban would undermine sustainable shark fisheries. *Marine Policy*, 85, 138–140.
- Skern-Mauritzen, M., Ottersen, G., Handegard, N. O., Huse, G., Dingsør, G. E., Stenseth, N. C., & Kjesbu, O. S. (2016). Ecosystem processes are rarely included in tactical fisheries management. *Fish and Fisheries*, 17(1), 165–175.
- Smith, S. E., Au, D. W., & Show, C. (1998). Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research*, 49(7), 663–678.
- Stein, R. W., Mull, C. G., Kuhn, T. S., Aschliman, N. C., Davidson, L. N., Joy, J. B., Smith, G. J., Dulvy, N. K., & Mooers, A. O. (2018). Global priorities for conserving the evolutionary history of sharks, rays and chimaeras. *Nature ecology & evolution*, 2(2), 288–298.
- Townsend, H., Harvey, C. J., DeReynier, Y., Davis, D., Zador, S. G., Gaichas, S., Weijerman, M., Hazen, E. L., & Kaplan, I. C. (2019). Progress on implementing ecosystem-based fisheries management in the United States through the use of ecosystem models and analysis. *Frontiers in Marine Science*, 6, 641.
- Tsikliras, A. C., & Froese, R. (2019). Maximum sustainable yield. *Encyclopedia of Ecology*, 1, 108–115.
- Vert-Pre, K. A., Amoroso, R. O., Jensen, O. P., & Hilborn, R. (2013). Frequency and intensity of productivity regime shifts in marine fish stocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(5), 1779–1784.

- Vivekanandan, E. (2017). *Concept and objectives of stock assessment*.
- Ward, P., Lawrence, E., Darbyshire, R., & Hindmarsh, S. (2008). Large-scale experiment shows that nylon leaders reduce shark bycatch and benefit pelagic longline fishers. *Fisheries Research*, 90(1–3), 100–108.
- Ward-Paige, C. A., Keith, D. M., Worm, B., & Lotze, H. K. (2012). Recovery potential and conservation options for elasmobranchs. *Journal of Fish Biology*, 80(5), 1844–1869.
- Ward-Paige, C. A., & Worm, B. (2017). Global evaluation of shark sanctuaries. *Global Environmental Change*, 47, 174–189.
- What is CITES?* | CITES. (s.d.). Recuperato 20 agosto 2022, da <https://cites.org/eng/disc/what.php>
- Worm, B., & Cosandey-Godin, A. (2014). Fisheries management and regulations. In *Sharks: Conservation, governance and management* (pagg. 306–328). Routledge.