

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI GENOVA

DIPARTIMENTO DI SCIENZE
DELLA TERRA, DELL'AMBIENTE
E DELLA VITA (DISTAV)



LAUREA MAGISTRALE IN BIOLOGIA ED ECOLOGIA MARINA

TESI DI LAUREA

***CARATTERIZZAZIONE DELLA VULNERABILITÀ
ALL'ATTIVITÀ SUBACQUEA DEI SITI DI IMMERSIONE
ALL'INTERNO DELLA ZONA B DELL'AMP DI
PORTOFINO***

RELATORE:
Dott. Betti Federico

CANDIDATO:
Garetto Claudia

CORRELATORE:
Prof. Bavestrello Giorgio

Matricola:
4642420

Anno accademico 2019/2020

INDICE

1.0 INTRODUZIONE.....	4
1.1 L'attività subacquea e la sua importanza nel mondo	5
1.2 La subacquea in Mediterraneo	10
1.3 L'impatto dell'attività subacquea	13
1.4 L'immersione ricreativa e il suo rapporto con le AMP	20
2.0 SCOPO DELLA RICERCA	25
3.0 MATERIALI E METODI.....	27
3.1 Area di studio.....	28
3.2 Metodi di campionamento ed analisi	31
4.0 RISULTATI.....	34
5.0 DISCUSSIONE.....	45
Referenze	53
Ringraziamenti.....	66

1.0 INTRODUZIONE

1.1 L'attività subacquea e la sua importanza nel mondo

Gli oceani ricoprono il 69% della superficie terrestre e noi umani conosciamo ancora relativamente poco dell'ambiente sommerso, tuttavia abbiamo imparato ad usufruirne per i nostri interessi (Lew, 2013). Sono già stati fatti passi da gigante per sensibilizzare ed informare le persone dello stato precario in cui si trovano gli oceani, ad esempio attraverso l'istituzione di nuove aree marine protette (AMP); uno strumento efficace per imparare a comprendere e rispettare la vita marina è quello di porre le persone direttamente a contatto con essa in modo ricreativo, ad esempio attraverso lo snorkeling o l'attività subacquea (Arin & Kramer 2002; Lew, 2013).

L'attività subacquea, in inglese *SCUBA diving*, acronimo di *self-contained underwater breathing apparatus*, è svolta mediante l'uso di autorespiratori ad aria ed attrezzatura utile per mantenere l'assetto sott'acqua (Lew, 2013). Le sue radici si trovano in ambito militare e le linee guida dell'epoca vengono ancora parzialmente seguite per effettuare immersioni a scopo ricreativo (Lew, 2013).

La subacquea ricreativa ha origine invece negli anni '60 con la fondazione della PADI (*Professional Association of Diving Instructors*) e della NAUI (*National Association of Underwater Instructor*), tuttavia ha iniziato ad essere più comune e praticata negli anni '80 grazie allo sviluppo di un'attrezzatura più sicura e ad una migliore formazione professionale soprattutto in Europa e Nord-America (Davison, 2007).

La crescita di questa attività è una delle più veloci tra gli sport ricreativi, in pochissimo tempo si è sviluppata un'industria multimilionaria su scala globale: la PADI nel 2008 contava circa 17,8 milioni di certificazioni contro i 2,5 milioni del 1988 (Ong & Musa, 2011). Ad oggi, conta più di 27 milioni di certificazioni in tutto il mondo (PADI 2019 *Worldwide Corporate Statistics*).

Riuscire a conoscere il numero esatto di subacquei che effettivamente si immergono ogni anno è difficile, poiché molti non fanno più immersioni dopo aver ricevuto la loro prima certificazione: il tasso di abbandono dell'attività subacquea è di circa 40-80% di

subacquei per anno (Davison, 2007). Nel 2012 si contavano 30 milioni di brevetti rilasciati in tutto il mondo, ma solo 3 milioni di subacquei risultavano attivi partecipando a più viaggi subacquei durante l'anno (Lew, 2013).

Lo sviluppo di un'attrezzatura subacquea più sicura e relativamente più economica ha fatto sì che questo tipo di industria diventasse di ampia portata, grazie anche alla progressiva diffusione di macchine fotografiche subacquee, strumenti in grado di dare una nuova prospettiva al fine di rendere interessante l'ambiente sottomarino (Davis & Tisdell, 1996). La tecnologia è un tema da considerarsi importante nell'evoluzione di questo tipo di industria, i progressi tecnologici hanno garantito accessibilità e sicurezza (Dimmock & Cummins, 2008).

Nell'arco di 10 anni, tra il 1984 e 1993, la PADI ha registrato un aumento ogni anno del 13% delle certificazioni con Stati Uniti, Australia e Giappone definiti come i più grandi mercati dell'industria subacquea: da quest'ultimo, partivano moltissimi turisti per effettuare immersioni nel Pacifico, con *tour* a Palau, nelle Filippine e nella Grande Barriera Corallina australiana attribuendo notorietà a queste destinazioni. Sempre in questi anni, anche gli Stati Uniti erano considerati fonte di turisti subacquei, diretti prevalentemente in Florida, alle Bahamas e ai Caraibi, ma anche in Australia e Micronesia (Tabata, 1992). L'immersione ricreativa è un importante componente in crescita nel settore del turismo e dipende molto da aree marine naturali ed incontaminate (Davis & Tisdell, 1996). Kenchington (1990) descrive tali aree come un perfetto esempio di ambienti dotati di un'inestimabile bellezza, attrattivi e vulnerabili allo sfruttamento e abuso da parte degli umani, in cui sono comprese anche le aree marine protette (AMP) come quella di Bonaire nelle Antille Olandesi e quella della Grande Barriera Corallina australiana. L'attribuzione dello stato di area marina protetta fa sì che queste zone siano più conosciute e promosse, quindi più frequentate dai subacquei; l'aumento dell'uso di aree marine protette e non come siti di immersione sembra quindi inevitabile (Davis & Tisdell, 1996).

Gli interessi globali nei confronti della subacquea si sono originati attraverso i media, la cultura popolare e lo sviluppo delle destinazioni turistiche: questi strumenti hanno

supportato la crescita della subacquea come attività facente parte dell'industria del turismo. Lo *SCUBA diving* e la ricerca di nuove destinazioni per immergersi hanno portato alla nascita di un nuovo tipo di industria, quella subacquea (Dimmock & Cummins, 2008). Il turismo di massa è un fenomeno moderno, derivato prima dall'introduzione di veicoli motorizzati di proprietà, e dalla metà del XIX secolo in poi dallo sviluppo di aerei passeggeri: i *resort* costieri divennero popolari come mete turistiche, prima per viaggiatori autoctoni e poi per turisti provenienti da tutto il mondo (Davenport & Davenport, 2006). Il trasferimento di molte persone nello stesso luogo può diventare una minaccia per l'ambiente con importanti conseguenze sociali, soprattutto in situazioni in cui il numero di turisti è incontrollato, ma può essere anche una fonte di ricchezza: viaggi e turismo alla fine del XX secolo valevano circa 3,5 mila miliardi di dollari per anno e un impiego per 200 milioni di persone (Davenport & Davenport, 2006). Tuttavia, in alcuni casi, come a Sandals Beach (Montego Bay) in Jamaica, la continua offerta di promozioni *all inclusive* nei *resort* ha tagliato fuori i clienti delle strutture dall'economia locale (Pattullo, 1996).

Il turismo sostenibile è un tipo di turismo che dà vantaggio all'economia, alla società e all'ambiente. La pratica subacquea si è evoluta maggiormente nei paesi in via di sviluppo dove le relazioni tra le comunità locali sono importanti e dove organizzazioni subacquee hanno la possibilità di dare un vantaggio all'ambiente marino ma anche di giocare il loro ruolo nello sviluppo della società (Townsend, 2008). La subacquea nel mondo ha dimostrato di avere numerosi risvolti positivi dal punto di vista socio-economico, rappresentando una fonte di reddito, supportando le comunità locali e perfino stimolando e promuovendo pratiche di gestione e conservazione degli ambienti marini costieri (Lucrezi et al., 2017).

Sia i *divers* che il business che gravita intorno all'attività subacquea hanno un interesse nel proteggere l'ambiente marino costiero, difatti son molti i programmi di conservazione dell'ambiente sommerso; uno dei benefit che deriva dalla conservazione e salvaguardia è il divieto o riduzione della pesca, con il fine di ricostituire gli *stock* futuri usufruibili dalla popolazione locale (Townsend, 2008). Il turismo subacqueo è

caratterizzato da *patch* di viaggiatori che si spostano nel mondo da regioni temperate verso destinazioni tropicali; ad esempio, turisti provenienti dal Regno Unito, Olanda e Italia sono più propensi a spostarsi fuori dal proprio paese per effettuare immersioni e per acquisire le varie certificazioni (Dimmock & Cummins, 2008).

I subacquei sono attratti maggiormente da siti con un alto livello di biodiversità, acque calde e cristalline come le scogliere coralline (Davenport & Davenport, 2006) (Fig. 1).



Fig.1. Mappa delle migliori destinazioni per la subacquea nel mondo secondo www.express.co.uk (2017). La maggior parte sono caratterizzate da scogliere coralline.

Per molti paesi del mondo le scogliere coralline danno un prezioso contributo alla loro economia (Barker & Roberts, 2008): ai Caraibi le isole Bonaire hanno portato ad un guadagno di circa 23,7 milioni di dollari grazie ad un turismo basato prevalentemente sulle immersioni (Dixon et al., 1995). I viaggi in luoghi caratterizzati da scogliere coralline hanno fatto guadagnare cifre significative: 2 milioni l'anno solo nella piccola

isola di Saba (Caraibi), 682 milioni tra il 1991 e il 1992 grazie ai turisti della Grande Barriera Corallina Australiana (Driml, 1994; Fernandes, 1995): qui il numero di turisti è aumentato di dieci volte tra il 1980 e la fine del 1990 (Inglis et al., 1999).

Il Mar Rosso è ben conosciuto per le sue scogliere ampie e facilmente accessibili (Gladstone et al., 2013). Qui, in Egitto, il numero di turisti è cresciuto di 8,6 milioni nel 2005; il settore del turismo in Egitto è in espansione, il target degli investimenti è la regione del Mar Rosso, in particolare il sud Sinai: Sharm-el-Sheik continuerà ad espandersi e nuovi *resorts* verranno costruiti lungo le coste del Golfo di Aqaba dando origine alla “Riviera egiziana” ponendo anche gli ecosistemi del *reef* sotto crescente pressione antropica (Hasler & Ott, 2008). In Eilat, in Israele sono state registrate circa 250000 immersioni ogni anno lungo 11 km di costa (Wilhelmsson et al., 1998) di cui più di 30000 in siti sovrasfruttati (Zakai & Chadwick-Furman, 2002).

Come già accennato, anche i Caraibi rappresentano un’area estremamente frequentata dal turismo subacqueo. Grand Cayman ospita oltre 350000 visitatori l’anno (Tratalos & Austin, 2001). Nel 1990 i Caraibi grazie al turismo hanno guadagnato 8,9 miliardi di dollari e hanno dato lavoro a più di 350000 persone: l’attività subacquea potrebbe essere responsabile di un quinto del guadagno sul totale (Dixon et al., 1995).

Per quanto concerne la regione indopacifica, il Mu Ko Similan National Park, conosciuto dai turisti come “Isole Similan”, è un gruppo di nove piccole isole nel Mare delle Andamane nell’Oceano Indiano che vede il passaggio di 50000 visitatori l’anno: è il parco più frequentato della Thailandia (Asafu-Adjaye & Tapsuwan, 2008).

Con l’aumento del numero di subacquei è cresciuto anche l’interesse per immersioni sotto il ghiaccio, nelle grotte e soprattutto sui relitti (Kaoru & Hoagland, 1994; Cater, 2008) e questo continua ad aumentare a causa della richiesta di immersioni uniche ed interessanti: in Australia nel 1994 son stati stimati circa 2 milioni di tuffi durante l’anno in zone ricche di questi preziosi reperti storici (Harriott et al., 1997). L’uso sostenibile di questi siti ricchi di storia è importante non solo per il patrimonio culturale e per i principi dell’immersione ricreativa ma anche per proteggere le industrie e le comunità che dipendono dal guadagno ricavato da queste risorse (Jewell, 2004).

1.2 La subacquea in Mediterraneo

Il termine *mare medi terraneum* in latino indica il Mediterraneo come “il mare in mezzo alla terra” (Coll et al., 2010). Questo bacino è il più ampio (2.969.000 km²) ed il più profondo (media di 1460 m, massimo 5267 m) mare chiuso del Pianeta (Coll et al., 2010). È caratterizzato da diversi gradienti: temperatura, salinità, tasso di evaporazione che aumentano da ovest verso est e da nord verso sud, con un andamento inversamente proporzionale alla produzione biologica (Coll et al., 2010). Occupa poco meno dell'1% della superficie degli oceani, ma contiene oltre il 7,5% della loro biodiversità (Danovaro et al., 2010); sono state identificate circa 17000 specie nel Mar Mediterraneo, di cui il 20,2% endemiche (Coll et al., 2010).

La sua storia geologica, la biogeografia, ecologia e storia umana hanno contribuito alla grande diversità biologica e culturale che contraddistingue questo mare (Danovaro & Pusceddu, 2007): il bacino è considerato come una delle destinazioni più gettonate nel mondo dai turisti: si stimano circa 100 milioni di turisti l'anno che provengono prevalentemente da paesi europei nordici e occidentali (Amelung & Viner, 2006).

Il Mediterraneo è quindi una delle destinazioni più visitate per i paesaggi attrattivi, patrimonio culturale, stile di vita, spiagge, temperatura, ore di luce o semplicemente per apprezzare e godersi le bellezze che riserva questa regione (Bianchi & Morri, 2000; Amelung & Viner, 2006).

Il continuo aumento degli stabilimenti costieri è importante per l'attività economica della regione ma al contempo può causare degrado ambientale attraverso l'eccessivo sviluppo, inquinamento, consumo delle risorse naturali, e tutto ciò che aggiunge pressione alle zone costiere e dell'ambiente marino (Coll et al., 2010).

Quest'area è stata pioniera per la biologia marina e per l'immersione a scopo scientifico; già nel 1785 Filippo Cavolini con poca e semplice attrezzatura scoprì una grotta sommersa lungo la costa di Sorrento, e zoologi come Henri Milne - Edwards e

Anton Dohrn fecero i primi campionamenti scientifici in Sicilia e nel Golfo di Napoli (Bianchi & Morri, 2000; Cattaneo-Vietti & Russo, 2019). Anche la stazione zoologica di Napoli iniziò a sfruttare la pratica dell'immersione subacquea per raccogliere campioni ma solo dopo la Seconda Guerra Mondiale, quando quest'attività si diffuse in tutto il mondo e non venne più considerata come un piacere riservato a poche persone (Cattaneo-Vietti & Russo, 2019). Nel 1952 Riedl, pioniere della subacquea scientifica, organizzò una spedizione durante la quale furono coinvolti anche italiani; in questa regione iniziò quindi a diffondersi l'uso delle bombole per raccogliere campioni sott'acqua (Cattaneo-Vietti & Russo, 2019). Nel XX secolo l'immersione scientifica ha avuto una delle più grandi prime fasi di sviluppo in Italia, da qui poi diffusa rapidamente in altri paesi del Mediterraneo e in tutto il mondo (Bianchi & Morri, 2000).

È presente molta letteratura riguardo l'immersione ricreativa in ambiente tropicale ma si conosce meno dell'attività in Mar Mediterraneo (Cerrano et al., 2017).

Tra 60000 e 70000 immersioni all'anno sono state registrate nell'area marina protetta delle isole Medes in Spagna (Merino et al., 2009), 45000/60000 nell'AMP di Portofino (Cappanera et al., 2012), 33000 a Bonifacio in Francia (Alban & Boncoeur, 2006) e più di 24000 nell'AMP di Sierra Helada (Luna-Perez et al., 2011). In Italia il Promontorio di Portofino (Mar Ligure) e le città vicine (Santa Margherita Ligure, Camogli e Portofino) sono destinazioni target per il turismo di tutto il mondo, grazie anche ad un'ottima combinazione di caratteristiche storiche, geografiche e ambientali (Betti et al., 2019).

L'ambiente subtidale nel Mediterraneo è caratterizzato dalla presenza di diverse comunità, prevalentemente correlate alla variazione di esposizione alla luce (Pérès & Picard, 1964): gli strati superficiali sono dominati da alghe fotofile e da flora e fauna incrostante, mentre a partire da 20 m di profondità sulle falesie rocciose è spesso presente il coralligeno, principale biocenosi del Mediterraneo (Ballesteros, 2006).

Bianchi (2001) e Ballesteros (2006) definiscono il coralligeno uno degli habitat più importanti e caratteristici di questo bacino, ospitante elevata ricchezza di specie e

grande produzione di biomassa, con valori comparabili a quelli dei *reef* tropicali; il coralligeno è un substrato duro di origine biogenica, prodotto principalmente dall'accumulo di alghe calcaree incrostanti che crescono insieme ad invertebrati in ambiente sciafile (Ballesteros, 2006). Questo ambiente è anche considerato fragile a causa della sua persistenza correlata a fattori biotici ed abiotici (Hong, 1983) e perché è costituito da organismi sessili e longevi, con scheletro fragile e con un basso tasso di crescita, così come il precoralligeno ma in misura minore (Ros et al., 1985; Di Franco et al., 2009).

Queste caratteristiche fanno del coralligeno uno dei più interessanti paesaggi spesso scelti da subacquei ricreativi (Luna-Pérez et al., 2011). I subacquei rimangono sorpresi dall'enorme numero di specie che appartengono a gruppi tassonomici così diversi come spugne, gorgonie, molluschi, briozoi, tunicati, crostacei e pesci (Ballesteros, 2006).

Contribuiscono alla struttura di questo habitat specie che suscitano interesse da parte dei subacquei come il corallo rosso *Corallium rubrum*, chiamato anche “Oro rosso del Mediterraneo” (Bramanti et al., 2011); questo organismo è stato raccolto nell'arco degli ultimi 2000 anni per il suo rosso, calcareo scheletro che è usato in oreficeria come materiale di pregio e valore (Trainito et al., 2016). Altre specie di interesse nell'ambito dell'immersione ricreativa sono le gorgonie (Cnidaria, Anthozoa, Octocorallia) come *Paramuricea clavata*, *Eunicella cavolini* ed *Eunicella singularis* che possono essere considerate specie chiave nel determinare la tridimensionalità dell'habitat e quindi la biodiversità (Bramanti et al., 2017). Foreste di *P. clavata* costituiscono uno dei più attraenti paesaggi del benthos mediterraneo e sono spesso il target di subacquei ricreativi (Coma et al., 2004).

1.3 L'impatto dell'attività subacquea

Il turismo subacqueo è diventato importante in breve tempo e ha contribuito all'economia locale dei paesi interessati ma in assenza di appropriati controlli e tutele l'afflusso incontrollato di turisti ha causato in parte degrado ambientale, compromettendo la sostenibilità a lungo termine dell'industria del turismo (Zainal Abidin & Badaruddin, 2014). Nonostante la subacquea ricreativa garantisca un'opportunità economica per alcune comunità costiere in via di sviluppo, può rappresentare anche una causa di impatto in località sovrasfruttate (Roche et al., 2016).

Le scogliere coralline sono strutture in carbonato di calcio con forme di crescita fragili (Hawkins & Roberts, 1997), sono conosciute per la loro bellezza, biodiversità e grande varietà di vita che forniscono e per essere fonte di alcuni importanti servizi per l'essere umano: difesa delle coste, pesca, turismo e composti naturali (Barker & Roberts, 2004). In aggiunta, sono un focus per il turismo globale generando la maggior parte di guadagno e offrendo una sorgente chiave di sostentamento in molte comunità costiere (Cinner, 2014). Nonostante il loro valore, i *reef* sono in uno stato di declino globale a causa di un'ampia gamma di stress di origine antropogenica (Barker & Roberts, 2004): inquinamento, sovrapesca, sedimentazione, rilascio di acque reflue e l'aumento globale della temperatura (Richmond, 1993). Oltre a queste minacce già presenti, l'elevata frequentazione da parte dei subacquei può arrecare ulteriori danni anche di grande entità. In particolare, i subacquei possono accidentalmente danneggiare gli organismi bentonici in maniera diretta, attraverso colpi di pinna (principale fonte di impatto), la pratica di aggrapparsi o inginocchiarsi sul fondo, l'urto accidentale con parti dell'attrezzatura (bombola, strumenti pendenti), ed il calpestio del fondale (e.g.: Roupheal & Inglis, 1997; Barker & Roberts, 2004).

L'impatto meccanico diretto da parte del subacqueo e l'aumento di sedimento in sospensione possono poi favorire l'abrasione dei tessuti degli organismi sessili bentonici, i quali risultano di conseguenza più vulnerabili alle infezioni; pertanto,

anche organismi grandi e massivi possono essere soggetti a forti danni e perfino alla morte in seguito ad abrasioni apparentemente modeste (Hawkins et al., 1999). Sono rilevanti anche diversi impatti indiretti, soprattutto al di sotto di anfratti e nelle grotte, come l'aumento del sedimento in sospensione in seguito al movimento delle pinne, e l'accumulo di bolle sulla volta che può staccare o portare alla morte gli organismi presenti (e.g.: Barker & Roberts, 2004; Lloret et al., 2006; Di Franco et al., 2010). I subacquei inesperti sembrano essere i principali responsabili di danni a *reef* tropicali (Roberts & Harriott, 1994), così come i fotografi (Rouphael & Inglis, 2001; Walters & Samways, 2001; Poonian et al., 2010). A St. Lucia, nei Caraibi, i subacquei con macchina fotografica quadruplicano i danni rispetto a subacquei senza (Barker & Roberts, 2004). Gli uomini risultano causare maggiori danni; inoltre, le prime fasi di immersione sembrano essere quelle più a rischio di collisione col benthos (Rouphael & Inglis, 2001; Hasler & Ott, 2008). Infine, le immersioni notturne causano danni doppi rispetto a quelle diurne (Barker & Roberts, 2004).

Essendo le scogliere coralline la maggior attrazione per i subacquei, il loro degrado porta nei turisti insoddisfazione, malcontento e di conseguenza un impatto negativo sul turismo locale (Zainal Abidin & Badaruddin, 2014). Il Mar Rosso ha avuto esperienza di un incremento del turismo subacqueo che ha causato un maggior impatto attraverso la distruzione del *reef* per la costruzione dei *resort* e per diretto contatto da parte dei subacquei sulla scogliera (Zakai & Chadwick-Furman, 2002). Hawkins & Roberts (1997) considerano come limite generale di sostenibilità 5000/6000 immersioni in un sito per un anno. Ovviamente l'intensità delle immersioni ricreative, la forma di crescita e la struttura geomorfologica del *reef* ha maggiore influenza sull'intera vulnerabilità (Hawkins & Roberts, 1997; Rouphael & Inglis, 1997; Zakai & Chadwick-Furman, 2002; Barker & Roberts, 2004). Un esempio di *reef* fortemente impattato è stato registrato ad Eilat, una delle località più sfruttate nel mondo della subacquea ricreativa con più di 250000 tuffi all'anno tra cui 30000 negli stessi siti. Durante gli anni passati le scogliere in questo sito son state degradate in seguito ad inquinamento, turismo, modifiche della linea di costa ed un alto tasso di immersioni l'anno (Fishelson,

1995). La pressione dell'attività subacquea ad Eilat è stata così intensa che è stato proposto l'uso di *reef* artificiali per distogliere i subacquei dalle scogliere naturali in quell'area (Wilhelmsson et al., 1998). Osservazioni in campo sul comportamento dei subacquei hanno evidenziato circa 10 incidenti di contatto con il *reef* ad immersione, la maggior parte per sospensione dei sedimenti sopra la scogliera ma anche attraverso la rottura diretta dei coralli (Zakai & Chadwick-Furman, 2002). Grazie a questo studio si è potuto capire che quel tasso di immersioni ricreative in alcuni siti è insostenibile, a discapito della maggior parte delle colonie calcificate di corallo (Zakai & Chadwick-Furman, 2002). Inoltre, ad Hurgada, si è evidenziato a livello del *reef flat* di zone soggette ad immersioni ricreative, un andamento dell'abbondanza e della ricchezza specifica di pesci chirurgo (*Acanthuridae*) inversamente proporzionale rispetto al numero di subacquei presenti (Shaban et al., 2020).

L'immersione ricreativa intensiva quindi porta ad un danno nelle comunità coralline? A Dahab in Mar Rosso Hasler & Ott (2008) in seguito ad uno studio sono riusciti a dare delle risposte: i *reef* impattati hanno una copertura minore di coralli ermatipici (coralli che contribuiscono in maniera significativa ad una costruzione di una struttura persistente che cresce verso l'alto) rispetto a quelli non impattati, nelle zone di *reef crest* in siti di immersione più del 50% di colonie sono danneggiate e il 27% sono rotte inoltre, le colonie di corallo più danneggiate sono quelle ramificate e il tasso di sedimentazione è più alto vicino all'entrata del sito di immersione.

Nella zona di Sharm el Sheikh, significative differenze nello stato di salute del *reef* sono state osservate tra aree poco e molto frequentate dai subacquei; i principali danni sono stati osservati nei confronti di madrepore ramificate, evidentemente più fragili (Hawkins & Roberts, 1992). Lo stesso andamento è stato osservato in altri *reef* tropicali (Hawkins et al., 1999; Walters & Samways, 2001).

La minaccia alla salute dei reefs è maggiore nel Sud est asiatico, dove il 95 % delle scogliere sono classificate tra medio e rischio molto alto di danno da parte di minacce locali (Burke et al., 2011). Worachananat (et al., 2008) hanno osservato come il 93% dei subacquei su una scogliera thailandese abbia impattato il substrato durante dieci

minuti di osservazione, con una media di 97 contatti e 19 rotture di specie carbonatiche fragili per ora passata sott'acqua. Nelle Filippine, l'88% dei subacquei osservati ha scontrato il *reef* almeno una volta nel corso di un'immersione (Roche et al., 2016), mentre a Palau i subacquei toccano il substrato fino a 3 volte ogni dieci minuti (Poonian et al., 2010).

A lungo termine, il danno continuato può portare alla modificazione della composizione della comunità bentonica: i rischi cui un sito è soggetto dipendono dal tasso con cui esso viene danneggiato rispetto alla velocità di recupero attraverso la ricrescita ed il reclutamento delle diverse specie (Rouphael & Inglis, 1997). In particolare, nonostante i coralli arborescenti siano i più impattati dalla subacquea, la loro maggiore resilienza porta nel tempo ad un incremento di questi ultimi rispetto a forme massive, meno impattabili ma anche meno resilienti una volta danneggiate (Hawkins et al., 1999; Walters & Samways, 2001).

Uno studio svolto in zona caraibica non soggetta a particolari disturbi come uragani e malattie (Isole Cayman), ha analizzato tre siti in cui la fruizione da parte dei subacquei era bassa, tre in cui era alta e tre siti dove le immersioni non erano autorizzate (Tratalos & Austin, 2001). I risultati di questo studio hanno effettivamente dimostrato che lo stadio di climax della comunità è dominato da coralli massicci quali *Montastraea annularis*; tuttavia, in condizioni di disturbo cronico come quello dell'attività subacquea, la comunità diventa dominata da coralli arborescenti. (Tratalos & Austin, 2001). L'immersione ricreativa ha quindi un impatto significativo in aree più vulnerabili: la copertura di coralli calcificati e massivi è più bassa dove il numero dei subacquei è maggiore e aumenta sempre più allontanandosi dalla boa di ormeggio, allontanandosi quindi dal percorso d'immersione (Tratalos & Austin, 2001).

In Mediterraneo, la biocostruzione coralligena, che rappresenta la comunità più ricca in termini di diversità e complessità del benthos (Ballesteros, 2006), è particolarmente ambita e frequentata dal turismo subacqueo. Diverse ricerche hanno dimostrato che, come per le barriere coralline, i siti mediterranei più frequentati vengono intaccati

tramite meccanismi analoghi, con rottura e abrasione degli organismi bentonici (Coma & Zabala, 1994), e che l'impatto prolungato può portare a modificazione nell'intera comunità coralligena (Sala et al., 1996). Le specie maggiormente impattate hanno scheletri fragili, spesso carbonatici, e bassi tassi di *turn over* (Coma, 1994; Lloret et al., 2006), quindi sono molto vulnerabili ed hanno un lungo periodo di ricovero dopo la perdita di biomassa (Sala et al., 1996).

I subacquei in generale preferiscono fare immersioni in siti con alta abbondanza di pesci, pertanto la superficie di area coperta dai sub per ogni immersione è ristretta a poche centinaia di metri quadrati (Sala et al., 1996). Oltretutto, la certificazione della maggior parte dei subacquei permette loro di accedere solo nelle zone superficiali, dove la densità è molto più alta rispetto alle altre zone (Lloret et al., 2006).

Poiché nel bacino Mediterraneo la diversità di antozoi a scheletro carbonatico non è estremamente alta, i briozoi eretti calcificati assumono particolare rilevanza nel monitoraggio dell'impatto dei subacquei (Coll et al., 2010). Lungo le coste delle Isole Medes, l'apertura di un nuovo sito all'attività subacquea ha portato il briozoo *Pentapora fascialis* a subire una forte riduzione in densità (del 50% in un anno) e taglia media delle colonie, ed un restringimento della distribuzione verso zone più riparate e protette (Garrabou et al., 1998). A seguito della costante frequentazione subacquea, *P. fascialis* riduce la propria densità fino a raggiungere valori 9-10 volte più bassi rispetto a siti non visitati. Nella stessa area, i siti più sfruttati sono caratterizzati anche da corallo rosso di taglie inferiori (Sala et al., 1996) e da tassi di mortalità della gorgonia rossa *Paramuricea clavata* più elevati (Coma & Zabala, 1994) rispetto a siti meno frequentati. La riduzione progressiva di tali specie, rappresentanti alcune delle principali responsabili della tridimensionalità del benthos, può avere importanti ripercussioni ecosistemiche (Sala et al., 1996).

Lungo la costa sudorientale spagnola, il briozoo *Myriapora truncata* è risultato più grande ed abbondante all'interno delle AMP di Tabarca e Sierra Helada rispetto alle aree non tutelate. Inoltre, misurazioni pre- e post- stagione estiva hanno mostrato un incremento di taglia negli esemplari protetti all'interno di anfratti, contrapposta ad una

riduzione di perimetro e area degli esemplari più esposti (De la Nuez-Hernández et al., 2014). Infine, Casoli (et al., 2017) hanno osservato una riduzione nella densità e nella taglia di 5 specie di fragili briozoi eretti (*Adeonella calveti*, *M. truncata*, *P. fascialis*, *Reteporella grimaldii*, e *Smittina cervicornis*) fino a 40 m di profondità in aree frequentate dai subacquei lungo le coste dell'Isola del Giglio.

Il corallo rosso, *Corallium rubrum* risulta particolarmente vulnerabile all'impatto dei subacquei a causa del portamento eretto e finemente ramificato e dello scheletro carbonatico; è inoltre molto attrattivo per i subacquei in virtù della bellezza e del valore storico-commerciale. All'interno dell'AMP di Portofino, in Mar Ligure, i frammenti di corallo rosso presenti nel sedimento di siti frequentati dai subacquei sono risultati fino a 10 volte più abbondanti rispetto alle quantità rinvenute all'interno della zona di riserva integrale. Anche la madrepora *Leptopsammia pruvoti* è risultata particolarmente impattabile: vivendo sulle volte di grotte e ampi anfratti, viene facilmente staccata dai contatti diretti, ma anche dalla forza delle bolle. Queste ultime possono poi formare ampie zone d'aria che portano la madrepora alla morte. Nel sedimento alla base delle falesie ricche di corallo rosso e *L. pruvoti* sono state rinvenute anche ingenti quantità di frammenti della madrepora *Madracis pharensis*, del bivalve *Arca noae* e dei briozoi *M. truncata*, *R. grimaldii*, *Turbicellepora avicularis* e *S. cervicornis* (Betti et al., 2019).

Infine, anche organismi dallo scheletro non carbonatico, ma di grande taglia e dal portamento eretto e ramificato possono subire l'impatto dell'attività di immersione. Ad esempio, la gorgonia rossa *P. clavata*, in grado di formare ampie foreste molto attrattive per i subacquei, mostra un evidente declino in zone sottoposte a forte pressione turistica (Linares et al., 2010). Tale specie, che rappresenta un buon indicatore di impatto subacqueo, risulta particolarmente vulnerabile, in quanto è stata soggetta a numerosi episodi di mortalità di massa (Bavestrello et al., 1994; Pérez et al., 2000; Linares et al., 2005; Garrabou et al., 2009), ed è minacciata anche da altre attività antropiche quali la pesca (Bavestrello et al., 1997; Enrichetti et al., 2019; Betti et al., 2020).

Perfino organismi sessili più piccoli, come l'ascidia *Halocynthia papillosa*, mostrano *pattern* di impatto simili a quello di fragili specie carbonatiche: all'interno della AMP di Sierra Helada, *H. papillosa* nelle zone a più alta frequentazione subacquea è risultata di taglia inferiore, meno densa e più circoscritta agli anfratti (Luna-Pérez et al., 2010). Tale effetto negativo è dato principalmente dall'aumentato tasso di risospensione dei sedimenti dovuto al movimento delle pinne dei subacquei. L'ascidia ha rivelato una sensibilità molto marcata, al punto da poter essere considerata una specie indicatrice di impatto subacqueo (Luna-Pérez et al., 2010, 2011).

1.4 L'immersione ricreativa e il suo rapporto con le AMP

Negli ultimi anni sono state introdotte Aree Marine Protette (AMP) in tutto il mondo (Agardy et al., 2003) (Fig. 2) e il relativo turismo in questi luoghi è cresciuto molto velocemente (Davis & Tisdell, 1995).

Le AMP generalmente sono finalizzate a raggiungere la conservazione dell'ambiente, escludendo l'abuso o controllando l'uso delle risorse marine che potrebbe diventare dannoso come la pesca o supportando le attività ricreative come la subacquea (Fabinyi, 2008). L'interesse estetico e i comfort erogati, con l'aumento della consapevolezza verso il rispetto dell'ambiente, hanno contribuito a dirigere il turismo di massa verso queste aree (Badalamenti et al., 2000). Le AMP offrono beni e servizi come un'attraente flora e fauna sommersa, grande biodiversità e presenza di specie rare (Dobson, 2008), struttura del *reef* e paesaggi che spesso rappresentano il motivo per cui i subacquei scelgono di viaggiare proprio in quell'area (Hawkins et al., 2005; Dearden et al., 2006); una delle maggiori forme di utilizzo di AMP in tutto il mondo è per l'appunto la subacquea (Rouphael and Inglis, 2001; Lloret et al., 2006).

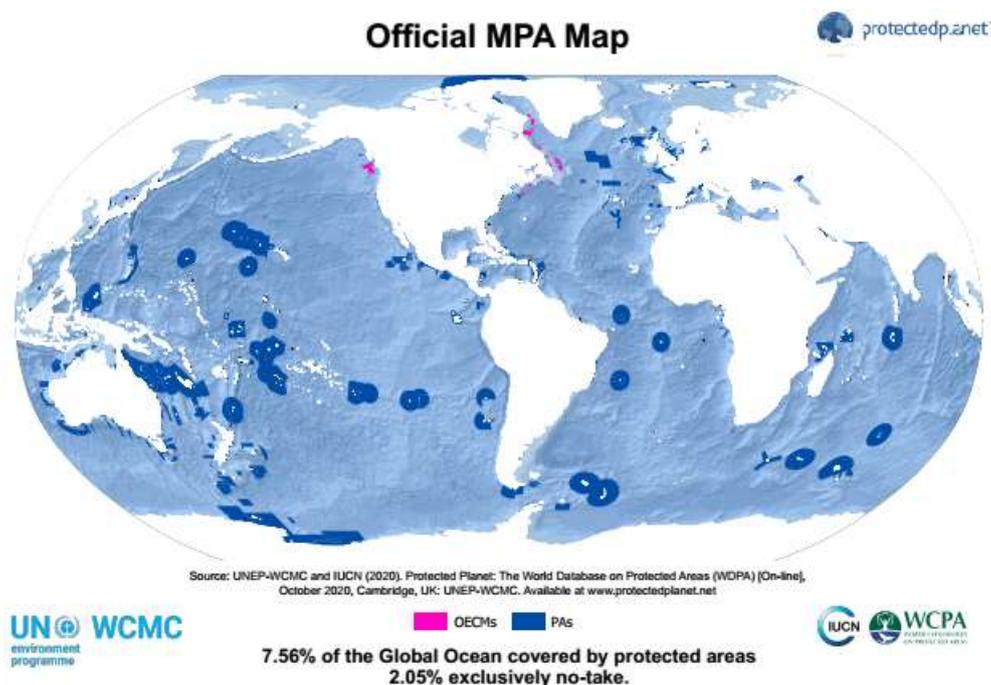


Fig. 2. Mappa delle AMP mondiali (www.protectedplanet.net).

Le AMP sono importanti per proteggere l'ambiente marino (Badalamenti et al., 2000). Le conseguenze biologiche ed ecologiche delle misure di protezione attraggono numerosi subacquei che visitano queste aree e quelle limitrofe alla ricerca di uno spettacolo sommerso, che raramente possono osservare altrove (Francour et al., 2001). Stobart (et al., 2009) all'interno e all'esterno dell'AMP delle isole *Columbretes* hanno studiato lo sviluppo e la ripresa di una comunità di pesci dopo che per 8/16 anni all'interno di quest'area la pesca era stata proibita: sia all'interno che nelle zone adiacenti la biomassa e l'abbondanza degli organismi sono aumentate, come le dimensioni, ma non sembrano esserci differenze nei livelli trofici. È chiaro come ci sia stato un effetto *spill over* di larve e adulti dall'area protetta alla zona di pesca libera limitrofa, aumentando sempre di più nel corso degli anni, nonostante il depauperamento continuo in seguito a sforzi di pesca concentrati in quella zona.

Queste aree hanno creato un'industria basata sull'attività turistica sottomarina che ha evidenziato l'importanza di un profitto per la regione interessata (Brown et al., 2001) sia in maniera diretta (attraverso i *diving club*, soggiorni nelle strutture e la ristorazione) o indiretta (attraverso trasporti, acquisto di materiale ed equipaggiamento e altre attività commerciali) (Francour et al., 2001). I turisti che praticano la subacquea supportano la nascita di nuovi posti di lavoro nelle zone vicine all'AMP che possono beneficiare e nel complesso concorrere con la notorietà nazionale ed internazionale delle vicine aree protette (Ribera-Siguan, 1992). Se adeguatamente gestite (e supportate dalle parti interessate) le AMP possono portare molti vantaggi alle comunità locali, includendo fiorenti ecosistemi che portano a servizi e beni ed un equilibrio tra le richieste dei differenti consumatori (Lucrezi et al., 2017). Sono nate persino associazioni che puntano a promuovere l'istituzione di varie AMP per conservare l'ambiente marino: Worldrise è una ONLUS ideata da giovani professionisti provenienti da diversi campi che sviluppano progetti di conservazione e valorizzazione dell'ambiente marino attraverso un percorso incentrato sulla sensibilizzazione, la creatività e l'educazione (Nicoll et al., 2016, www.worldrise.org); una delle loro campagne, "30×30 Italia" è un percorso nazionale che ha l'obiettivo di proteggere, attraverso l'istituzione di AMP,

almeno il 30% dei mari italiani entro il 2030 (www.30x30.it). Le AMP sono il miglior strumento che abbiamo a disposizione per tutelare la biodiversità e garantire lo sviluppo sostenibile in modo che le bellezze del mare e le sue risorse siano fruibili anche per le generazioni future. Eppure dal 2012 sono state istituite sul territorio italiano solo due AMP e complessivamente ad oggi ricoprono solo il 9,74% delle acque sotto la giurisdizione nazionale e solo lo 0,06% di queste è stato oggetto di valutazione gestionale (dati aggiornati da Protected Planet in data 28/01/2021, UNEP-WCMC, 2021); ciò implica che un alto numero di queste aree marine non sono concretamente protette oppure, sebbene la loro protezione sia stata progettata, la loro realizzazione non è stata implementata. Tuttavia, in alcune zone delle AMP dove l'immersione subacquea è permessa, si possono presentare impatti causati dai subacquei (Linares et al., 2010). Chi gestisce queste AMP deve far fronte all'eccessivo flusso di visitatori in siti che teoricamente sono dediti alla conservazione dell'habitat marino (Linares et al., 2010): il paradosso di cui tener conto evidenzia il fatto che le AMP sono un fondamentale strumento per la conservazione dell'ambiente marino (Kelleher & Kenchington, 1992), ma tendono ad attirare più turismo e attività ricreative come lo *scuba diving* (Linares et al., 2010). Ad esempio, più di 350000 visitatori l'anno si immergono alle isole Cayman con la possibilità quindi di vanificare gli sforzi di conservazione e protezione introdotti con la creazione dell'AMP stessa (Tratalos & Austin, 2001). Un altro caso è quello dell'AMP delle isole Medes, dove il successo riscontrato proteggendo e facendo recuperare popolazioni di pesci ha condotto verso un grande turismo di massa verso queste zone; l'espansione incontrollata di questo fenomeno può portare alla distruzione di alcuni aspetti positivi di questa AMP (Ribera-Siguan, 1992). Lo stesso problema è stato riscontrato a Port-Cros in Francia, che ha ricevuto lo stesso tipo di stress antropico ma in minor misura (Francour et al., 2001). Tuttavia, sempre in Spagna, è stata riscontrata una grande abbondanza di pesci bentonectonici appartenenti alla famiglia Sparidae rispetto ad aree non protette che ha permesso di aumentare il controllo dei ricci erbivori da parte di questi predatori e aumentare quindi lo sviluppo di grandi alghe erette (Sala & Zabala, 1996).

In alcune AMP del Mediterraneo l'attività subacquea è proibita, mentre in altre è vietata nella zona di protezione integrale dell'area o è soggetta a registrazione dei singoli subacquei, a volte con il pagamento di una tassa, ma in alcuni casi l'accesso rimane libero (Lloret et al., 2006). Il graduale declino degli habitat ha spinto alcuni gestori delle AMP a chiedere una quota ai subacquei per limitare il numero dei gruppi che hanno accesso alla zona e/o il numero dei *divers* (Francour et al., 2001). È stato svolto un sondaggio preliminare tra turisti locali e stranieri nelle tre maggiori destinazioni per il turismo subacqueo nelle Filippine al fine di esaminare la richiesta per visitare aree protette: i risultati indicano che la maggior parte dei subacquei sarebbero disposti a pagare volentieri una tariffa d'ingresso per accedere ad un'area dove la pesca, una delle maggiori minacce per i *reef*, è proibita (Arin & Kramer, 2002). Tale tariffa costituisce una potenziale fonte di guadagno per finanziare la conservazione dei *reef* (Arin & Kramer, 2002).

Ad ogni modo, un elevato numero di subacquei può portare verso il deterioramento dell'ambiente marino (Garrabou et al., 1998) e causare un impoverimento di quelle risorse che prima erano attraenti per il flusso di turisti (Garrabou et al., 1998) riducendo così il valore naturale ed estetico dell'AMP (Davis & Tisdell, 1995; Plathong et al., 2000). Il controllo delle potenziali sorgenti di impatto rappresenta una chiave fondamentale per gestire l'attività subacquea nelle AMP (Buckley, 1996), e più in generale in siti d'immersione più frequentati. Un possibile strumento considerato utile è stata la definizione di capacità portante di una data area (il numero di turisti che una AMP può sopportare in modo sostenibile) (Brylske & Flumerfelt, 2004). I tentativi per definire il *range* di valori di questo strumento per l'immersione subacquea hanno preso in considerazione il totale dei danni causati dai subacquei sulla comunità bentonica di un sito con il tasso di frequentazione (Dixon et al., 1993; Hawkins & Roberts, 1993), non tenendo in considerazione però il comportamento e l'esperienza di ciascun subacqueo (Davis & Tisdell, 1995; Roupheal & Inglis, 1997).

Alcuni studi stimano il valore di capacità portante in ambiente tropicale tra 500 e 15000 tuffi per sito in un anno (Hawkins & Roberts 1992, 1997; Dixon et al., 1995; Hawkins

et al., 1999; Zakai & Chadwick-Furman, 2002). Tuttavia, questo approccio è stato raramente considerato realmente utile per propositi gestionali: l'alta variabilità delle caratteristiche fisiche e biologiche di un determinato sito possono influenzare la sua vulnerabilità e di conseguenza il numero di subacquei che possono frequentarlo. Per questa ragione è difficile dare un valore di capacità portante per l'attività subacquea ricreativa (Rouphael & Inglis, 1997; Di Franco et al., 2009).

Uno strumento utile per gestire effettivamente la subacquea all'interno di una AMP è quello di caratterizzare le comunità bentoniche che possono essere potenzialmente colpite da questa attività e valutarne la loro vulnerabilità, prima di calcolare quanti subacquei possano visitare un sito o prima di calcolare il danno che possono causare. Questo lo si può fare attraverso lo sviluppo di indici volti a stimare la vulnerabilità dei siti di immersione alla frequentazione subacquea, che possono quindi rappresentare valide alternative alla valutazione della capacità portante (Lloret et al., 2006; Di Franco et al., 2009).

2.0 SCOPO DELLA RICERCA

Lo scopo della presente ricerca è stato quello di determinare la sensibilità del benthos nei confronti dell'impatto generato dall'attività subacquea, per ciascuno dei 19 siti di immersione presenti all'interno della zona B di riserva generale dell'AMP di Portofino. L'obiettivo è stato quello di assegnare un indice di vulnerabilità univoco a ciascun sito, per 4 diverse profondità raggiungibili dai subacquei ricreativi. Tale informazione è di fondamentale importanza per una corretta gestione del flusso di subacquei all'interno della AMP.

3.0 MATERIALI E METODI

3.1 Area di studio

Il promontorio di Portofino si trova a circa 25 km a est di Genova, si protende verso il mare per circa 3 km e si estende per 13 km lungo la costa nord ovest italiana, nel Golfo del Tigullio. Questa penisola ha una costa piuttosto articolata, un ripido fondale e un alto indice di biodiversità, sia in ambiente marino che terrestre (Salmona & Verardi, 2001). Vi sono tre comuni che hanno giurisdizione sopra il territorio del Promontorio: Camogli, Portofino e Santa Margherita ligure (Fig. 3). Questo promontorio è un'area interessata da clima mediterraneo, dove l'intervento umano ha modificato la vegetazione attraverso l'agricoltura, incendi, urbanizzazione e l'introduzione di specie esotiche. Il substrato roccioso di quest'area e le condizioni idrodinamiche hanno permesso lo stabilirsi di ricche e varie biocenosi (Salmona & Verardi, 2001).

La geomorfologia dei fondali del fronte Sud del Promontorio è caratterizzata da ripide pareti rocciose che si alternano a cale con tratti ciottolosi e massi di varie dimensioni; sono molto ricchi di anfratti, tetti e piccole grotte, tutte caratteristiche che favoriscono lo sviluppo di una ricca fauna bentonica e di nuove nicchie da occupare. Anche le diverse condizioni di illuminazione ed esposizione alle correnti (velocità media superficiale 25 cm/sec, generalmente in direzione E-W) determinano una grande ricchezza di microambienti in cui vivono numerosissime specie animali e vegetali di interesse scientifico ed economico. Le falesie del fronte Sud del Promontorio risultano esposte a forti venti di scirocco e libeccio (Cortemiglia & Terranova, 1974), e quindi a forte moto ondoso (Tortonese, 1958). Queste particolarità fanno del promontorio di Portofino una delle realtà ambientali di maggiore valenza della Riviera Ligure di Levante (Cattaneo Vietti et al., 1980; Morri et al., 1986) e di grande interesse per la conservazione della biodiversità del Mediterraneo.

La Legge italiana 979/82, nel 1998, ha previsto l'istituzione di una specifica riserva marina nazionale a protezione di questo sito ed è stata istituita l'Area Marina Protetta di Portofino, creata per assicurare un'adeguata forma di tutela, promuovere la conoscenza e assicurare a questo tratto di mare una fruizione compatibile con il

mantenimento dei valori naturali presenti (Cattaneo-Vietti, 2006). Il consorzio di gestione è formato da: Città Metropolitana di Genova, Comune di Camogli, Comune di Portofino, Comune di Santa Margherita Ligure, Università degli Studi di Genova. Il territorio dell'AMP è suddiviso in tre zone, ognuna a diverso grado di accessibilità (www.portofinoamp.it):

- Zona A: Riserva integrale, sono consentite solo le operazioni di soccorso e di ricerca scientifica;
- Zona B: Riserva generale, in cui è vietato l'ancoraggio, la pesca subacquea, l'ormeggio non regolamentato e la pesca è subordinata al rilascio di un'autorizzazione;
- Zona C: Riserva parziale, in cui sono vietati l'ormeggio non regolamentato e la pesca subacquea.



Fig. 3. Localizzazione Portofino (<http://it.nextews.com>).

Originariamente, quest'area era caratterizzata da piccoli villaggi e qualche paesino dell'entroterra; un esempio è il villaggio di San Fruttuoso, un piccolo e antico villaggio di pescatori costruito attorno ad un'abbazia del 10 secolo.

Il turismo è cresciuto d'importanza dalla seconda metà del XX secolo, di pari passo con l'agricoltura e la pesca. Le città limitrofe sono diventate rinomate località balneari conosciute per i paesaggi, clima, hotel eleganti e ville esclusive (Stringa, 1984). Dopo la Seconda Guerra Mondiale le attività turistiche costiere della zona, si sono diffuse a discapito delle attività tradizionali del posto; la popolazione dei paesi nell'entroterra è diminuita, una grande parte dei terreni coltivati sono stati abbandonati e la pressione umana sulla costa è aumentata (Salmona & Verardi, 2001).

Ad oggi l'area mantiene le caratteristiche di località balneare per turisti benestanti e l'economia è perlopiù basata su un turismo sia marino che terrestre (Salmona & Verardi, 2001); il turismo subacqueo è una delle principali attività che permettono di apprezzare gli effetti delle misure di tutela nelle AMP (Salm et al., 2000).

Le statistiche sull'AMP di Portofino hanno indicato circa 60000 immersioni nel 2001 (Cappanera et al., 2012); tuttavia una periodicità della domanda all'interno del settore è stata osservata negli ultimi anni, infatti le statistiche del 2014 riportano circa 28000 immersioni l'anno (Lucrezi et al., 2017), mentre nel 2017 son state registrate nuovamente circa 60000 immersioni all'interno dell'AMP (Du Plessis & Saayman, 2017).

3.2 Metodi di analisi

Le attività di campionamento sono state svolte da un team del DISTAV dell'Università degli Studi di Genova grazie all'ausilio dei mezzi e dello staff dell'AMP e del centro subacqueo Diving Evolution di Santa Margherita Ligure. Le attività si sono concentrate nei 19 siti preposti all'immersione subacquea all'interno della zona B dell'AMP di Portofino (Fig. 4). In ogni sito è stato esplorato il percorso ritenuto più comunemente seguito dalle guide subacquee, determinato grazie a consulenze con *divemaster* e *diving center* locali, oltre ad esperienze personali.

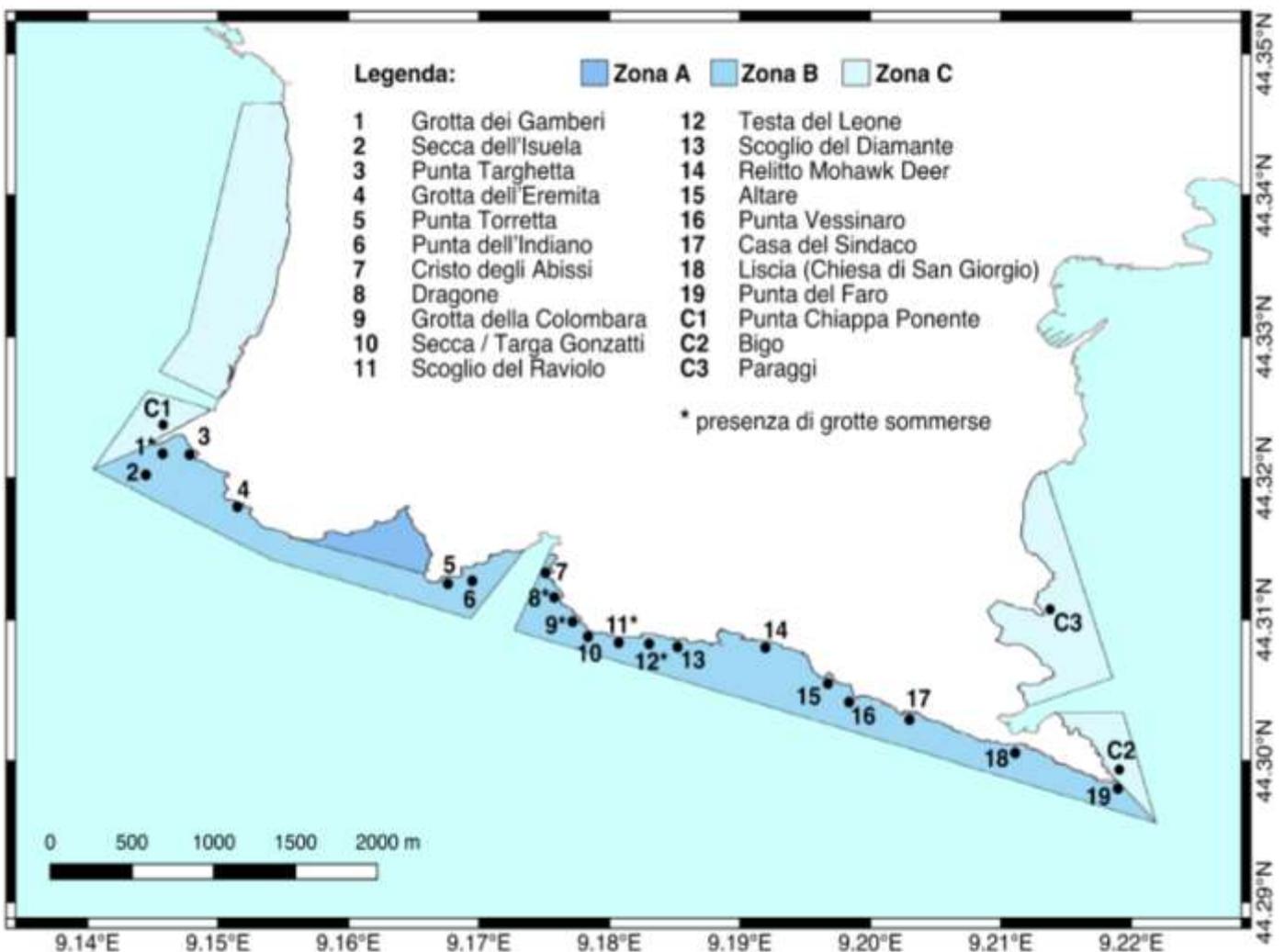


Fig. 4. Zonazione dell'AMP di Portofino ed elenco dei siti di immersione presenti in zona B. Sono indicati anche i siti più frequentati in zona C (numero preceduto dalla lettera C)

Lungo tale percorso, alle profondità di 10, 20, 30 e 40 m sono state identificate tramite censimento visivo le zone con maggiore presenza di specie sensibili all’impatto subacqueo (ad esempio specie erette a fragile scheletro carbonatico, come *Corallium rubrum*), oltre a specie di rilevante importanza ecologica o conservazionistica (ad esempio specie protette come la spugna *Aplysina cavernicola*).

All’interno di ciascuna delle zone designate, è stato effettuato un video-transetto di 10 m di lunghezza, tramite videocamera GoPro Hero 6 in custodia subacquea e due illuminatori INON. Una bindella metrata fissata al substrato e due puntatori laser subacquei (BALP-LG05-B150) posti a 10 cm di distanza l’uno dall’altro sono stati utilizzati come riferimento spaziale. Le eventuali grotte individuate all’interno dei percorsi subacquei, anche se a profondità differenti da quelle prescelte, sono state inserite nell’indagine, a causa della loro intrinseca vulnerabilità.

I video ottenuti sono stati successivamente analizzati; l’attività è stata svolta incorporando metodologie presenti in letteratura su studi effettuati in condizioni simili (Lloret et al., 2006; Di Franco et al., 2009), modificate per venire incontro alle esigenze e peculiarità del presente progetto. Durante l’analisi dei video si è provveduto all’identificazione al più basso livello tassonomico possibile degli organismi osservati e, dove il riconoscimento specifico non è stato possibile, sono state utilizzate differenti Unità Tassonomiche Operative (*Operative Taxonomic Unit*, OTU). È stato poi assegnato un valore di fragilità compreso tra 1 e 5 a ciascun OTU, dove 1 indica la minore sensibilità e 5 la massima fragilità agli impatti meccanici, calcolato secondo indicazioni presenti in letteratura. In particolare, è stato considerato indice di fragilità il portamento eretto, le grandi dimensioni, l’alta densità, lo scheletro carbonatico, la longevità e la presenza in liste di protezione.

Ogni transetto è stato suddiviso in 10 segmenti da un metro, all’interno di ognuno dei quali è stata annotata la presenza o assenza di ciascun *taxon*. Sommando i singoli valori di presenza, è stato quindi possibile calcolare la frequenza di ogni *taxon* nel transetto completo. In seguito, è stata calcolata la frequenza relativa di ogni specie per ogni transetto (frequenza della specie/numero totale delle osservazioni nel transetto). È stata

poi moltiplicata la frequenza relativa di ogni OTU per il proprio valore di fragilità; la somma di tali valori ha portato ad avere un valore univoco, compreso tra 1 e 5, di vulnerabilità totale del transetto.

Infine, a tale valore è stato aggiunto un coefficiente di correzione di 0,5 nel caso in cui il substrato sia coralligeno (ad indicarne una fragilità intrinseca) e un ulteriore coefficiente di correzione di 0,5 nel caso di ambienti caratterizzati da inclinazioni negative, come volte di grandi anfratti, grotte e cavità, dove gli spazi angusti aumentano il rischio di collisione, e l'aria espirata dai subacquei può colpire gli organismi insediati e rimanere intrappolata creando bolle fortemente dannose.

Pertanto, tale indice, compreso tra 1 e 5 in ordine crescente di vulnerabilità, rappresenta il livello di sensibilità alla fruizione subacquea di ogni sito per ciascuna delle profondità analizzate. L'intervallo di valori ottenuto nei transetti è stato suddiviso in 5 categorie di vulnerabilità (molto bassa, bassa, media, alta, molto alta, secondo diciture *Marine Strategy Framework Directive*), identificate da un codice cromatico (azzurro, verde, giallo, arancione, rosso rispettivamente). Lo stesso codice è stato applicato anche per ogni profondità, ossia dividendo in 5 categorie anche gli intervalli di valori ottenuti per ciascuna profondità.

4.0 RISULTATI

L'analisi dei transetti ha permesso l'identificazione di 57 OTU (Tab. 1).

PHYLUM	CLASSE	ORDINE	FAMIGLIA	SPECIE/OTU	FRAG.
Chlorophyta	Pyramimonadophyceae	Palmophyllales	Palmophyllaceae	<i>Palmophyllum crassum</i>	1
Chlorophyta	Ulvophyceae	Bryopsidales	Caulerpaceae	<i>Caulerpa cylindracea</i>	1
Chlorophyta	Ulvophyceae	Bryopsidales	Codiaceae	<i>Codium bursa</i>	2
Chlorophyta	Ulvophyceae	Bryopsidales	Halimedaceae	<i>Halimeda tuna</i>	2
Chlorophyta	Ulvophyceae	Bryopsidales	Udoteaceae	<i>Flabellia petiolata</i>	1
Chlorophyta	Ulvophyceae	Dasycladales	Dasycladaceae	<i>Dasycladus vermicularis</i>	1
Ochrophyta	Phaeophyceae	Cutleriales	Cutleriaceae	<i>Zanardinia typus</i>	1
Ochrophyta	Phaeophyceae	Dictyotales	Dictyotaceae	<i>Dictyotaceae</i> spp.	1
Ochrophyta	Phaeophyceae	Sphacelariales	Stypocaulaceae	<i>Halopteris</i> spp.	1
Rhodophyta	Florideophyceae	-	-	Alghe rosse erette	1
Rhodophyta	Florideophyceae	Corallinales	-	Corallinales erette	3
Rhodophyta	Florideophyceae	Corallinales	-	Corallinales incrostanti	2
Rhodophyta	Florideophyceae	Corallinales	-	Corallinales laminari	3
Rhodophyta	Florideophyceae	Peyssonelliales	Peyssonelliaceae	<i>Peyssonnelia</i> spp.	2
Tracheophyta	Magnoliopsida	Alismatales	Posidoniaceae	<i>Posidonia oceanica</i>	3
Porifera	Calcarea	Clathrinida	Clathrinidaea	<i>Clathrina</i> spp.	2
Porifera	Demospongiae	-	-	Spugne arancioni incrostanti	1
Porifera	Demospongiae	Agelasida	Agelasidae	<i>Agelas oroides</i>	3
Porifera	Demospongiae	Axinellida	Axinellidae	<i>Axinella</i> spp.	4
Porifera	Demospongiae	Bubarida	Dictyonellidae	<i>Acanthella acuta</i>	3
Porifera	Demospongiae	Chondrosiida	Chondrosiidae	<i>Chondrosia reniformis</i>	3
Porifera	Demospongiae	Clionaida	Clionaidae	<i>Cliona viridis</i>	1
Porifera	Demospongiae	Dictyoceratida	Dysideidae	<i>Pleraplysilla spinifera</i>	2
Porifera	Demospongiae	Dictyoceratida	Irciniidae	<i>Irciniidae</i> spp.	3
Porifera	Demospongiae	Haplosclerida	Petrosiidae	<i>Petrosia ficiformis</i>	3
Porifera	Demospongiae	Poeacilosclerida	Hymedesmididae	<i>Phorbos tenacior</i>	1
Porifera	Demospongiae	Verongiida	Aplysinidae	<i>Aplysina cavernicola</i>	4
Porifera	Homoscleromorpha	Homosclerophorida	Oscarellidae	<i>Oscarella</i> spp.	3
Cnidaria	Anthozoa	Alcyonacea	Coralliidae	<i>Corallium rubrum</i>	5
Cnidaria	Anthozoa	Alcyonacea	Gorgoniidae	<i>Eunicella cavolini</i>	4
Cnidaria	Anthozoa	Alcyonacea	Gorgoniidae	<i>Eunicella singularis</i>	4
Cnidaria	Anthozoa	Alcyonacea	Gorgoniidae	<i>Leptogorgia sarmentosa</i>	4
Cnidaria	Anthozoa	Alcyonacea	Plexauridae	<i>Paramuricea clavata</i>	5
Cnidaria	Anthozoa	Ceriantharia	Cerianthidae	<i>Cerianthus membranaceus</i>	2
Cnidaria	Anthozoa	Scleractinia	-	<i>Cladocora caespitosa</i>	5
Cnidaria	Anthozoa	Scleractinia	Caryophylliidae	<i>Caryophyllia</i> spp.	4
Cnidaria	Anthozoa	Scleractinia	Caryophylliidae	<i>Polycyathus muelleriae</i>	4
Cnidaria	Anthozoa	Scleractinia	Dendrophyllidae	<i>Balanophyllia europeae</i>	4
Cnidaria	Anthozoa	Scleractinia	Dendrophyllidae	<i>Balanophyllia regia</i>	4
Cnidaria	Anthozoa	Scleractinia	Dendrophyllidae	<i>Leptopsammia pruvoti</i>	5
Cnidaria	Anthozoa	Scleractinia	Pocilloporidae	<i>Madracis pharensis</i>	4
Cnidaria	Anthozoa	Zoantharia	Parazoanthidae	<i>Parazoanthus axinellae</i>	3
Cnidaria	Hydrozoa	Anthoathecata	Eudendriidae	<i>Eudendrium</i> spp.	1
Mollusca	Bivalvia	Arcida	Arcidae	<i>Arca noae</i>	2
Annelida	Polychaeta	Sabellida	Sabellidae	<i>Bispira volutacornis</i>	2
Annelida	Polychaeta	Sabellida	Sabellidae	<i>Sabella spallanzanii</i>	2
Annelida	Polychaeta	Sabellida	Serpulidae	<i>Filograna/Salmacina</i> complex	4
Annelida	Polychaeta	Sabellida	Serpulidae	<i>Protula</i> sp/ <i>Serpula</i> sp.	4
Bryozoa	-	-	-	Briozoi finemente ramificati	1
Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	-	Briozoi incrostanti	2
Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Bitectiporidae	<i>Pentapora fascialis</i>	5
Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Celleporidae	<i>Turbicellepora avicularis</i>	5
Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Phidoloporidae	<i>Reteporella grimaldii</i>	5
Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Schizoporellidae	<i>Myriapora truncata</i>	5
Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Smittinidae	<i>Smittina cervicornis</i>	5
Bryozoa	Stenolaemata	Cyclostomatida	Fron diporidae	<i>Fron dipora verrucosa</i>	5
Chordata	Asciacea	Stolidobranchia	Pyuridae	<i>Halocynthia papillosa</i>	2

Tab. 1. Elenco dei taxa osservati nei transetti, e valore di fragilità (1-5) assegnato ad ognuno di essi.

In totale, 13 taxa risultano caratterizzati dal valore di fragilità minima, 12 da fragilità bassa, 10 da fragilità intermedia, 12 da fragilità alta, e 10 da fragilità massima, pertanto i taxa osservati risultano piuttosto equipartiti tra le diverse categorie di fragilità (Tab. 1; Fig. 5). Le alghe fotofile stagionali, flessibili e di piccole dimensioni, hanno ottenuto valore 1, mentre alghe rosse coralligene, dotate di scheletro carbonatico e cicli vitali più lunghi, hanno ottenuto valore 2 se incrostanti, e 3 se caratterizzate da portamento eretto. Similmente, spugne incrostanti o perforatrici hanno valore di fragilità 1, mentre spugne massive hanno ottenuto valore 3, e spugne del genere *Axinella*, erette e facilmente staccabili dal substrato, così come *Aplysina cavernicola*, protetta, hanno ottenuto valore 4. Tra gli cnidari, il valore di massima fragilità è stato assegnato a *Corallium rubrum*, in virtù del portamento eretto, dello scheletro carbonatico, del lungo ciclo vitale e della sua nota vulnerabilità all'impatto subacqueo (Betti et al., 2019), alla gorgonia *Paramuricea clavata*, di grandi dimensioni, rinvenibile in dense aggregazioni, e nota per la sua vulnerabilità agli impatti subacquei (Coma & Zabala, 1994; Linares et al., 2010), ed alla madrepora *Leptosammia pruvoti*, molto fragile in virtù dello scheletro carbonatico, della facilità con cui viene staccata dal fondale, e dal suo habitat preferenziale, costituito dalle volte di grotte ed anfratti. Le restanti gorgonie, più piccole e sparse rispetto a *P. clavata*, hanno ottenuto valore 4, come molte madrepore. Gli idrozoi, tipicamente stagionali e flessibili, hanno valore 1. Tra le specie particolarmente vulnerabili risultano anche i policheti serpulidi del complesso *Filograna/Salmacina* e dei generi *Protula* e *Serpula*, a causa della fragilità dei tubi carbonatici (valore 4) e tutti i briozoi eretti calcificati (valore 5).

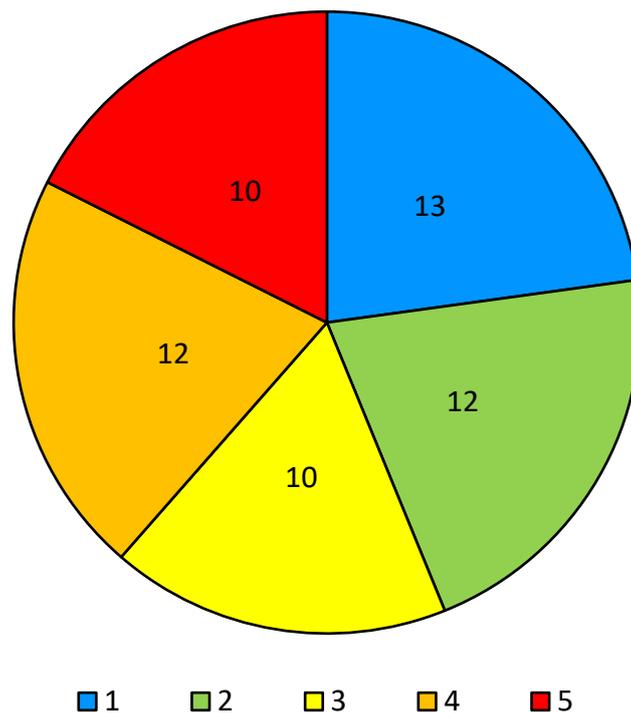


Fig. 5. Ripartizione degli OTU rinvenuti in base al livello di fragilità, compreso tra 1 e 5.

In totale, sono stati effettuati 75 transetti alle profondità designate, in quanto la Secca dell'Isuela non raggiunge la profondità di 10 m. In aggiunta, sono stati effettuati transetti all'interno di 5 grotte frequentate dai subacquei, con aperture a profondità differenti da quelle prefissate. In particolare, nel sito Grotta dei Gamberi l'imboccatura della stretta grotta si trova a circa 32 m di profondità, nel sito del Dragone si trova un'ampia grotta a 7 m ed un sifone verticale che scende da 10 a 20 m, nel sito dello Scoglio del Raviolo una piccola grotta si apre a 32 m, nel sito Testa del Leone una piccola grotta si apre a 6 m di profondità. Infine, un transetto è stato effettuato all'interno del relitto del *Mohawk Deer*, tra 30 e 36 m di profondità, dove lo scafo presenta ancora una porzione di coperta intatta.

Ad ogni sito, per ciascuna delle profondità esplorate, è stato assegnato un valore di fragilità (Fig. 6a). In seguito, ai valori ottenuti è stato aggiunto un coefficiente di correzione di 0,5 nel caso in cui il substrato sia risultato costituito da coralligeno (Fig.

6b): in particolare, i siti coralligeni esplorati sono stati 3, 18, 17 e 15 rispettivamente alle profondità di 10, 20, 30, e 40 m. Infine, è stato aggiunto un ulteriore coefficiente di correzione di 0,5 ai transetti caratterizzati da un'inclinazione negativa (Fig. 7; Fig. 8), ossia 2, 2 e 1 rispettivamente alle profondità di 20, 30 e 40 m, oltre alle grotte esplorate separatamente. In totale, circa 1/4 dei transetti sono rientrati nella categoria di fragilità alta, mentre 1/5 dei transetti hanno mostrato fragilità intermedia; in generale, comunque, i valori sono risultati piuttosto ben equipartiti (Fig. 8; Fig. 9).

a

SITO	10 m	20 m	30 m	40 m	Grotta	
1 - Grotta dei Gamberi	1,00	1,86	2,67	3,66	3,37	
2 - Isuela	-	2,37	3,38	3,62		
3 - Punta Targhetta	2,05	2,89	3,25	1,65		
4 - Grotta dell'Eremita	1,33	1,89	2,87	3,34		
5 - Punta Torretta	1,83	3,17	3,70	3,24		
6 - Punta dell'Indiano	1,23	1,88	2,94	3,72		
7 - Cristo degli Abissi	1,38	2,57	3,55	3,70		
8 - Dragone	2,10	3,08	2,85	2,40	2,69	2,85
9 - Grotta della Colombara	2,27	3,21	3,23	3,35		
10 - Secca/Targa Gonzatti	1,47	1,80	2,32	2,77		
11 - Scoglio del Raviolo	1,32	2,35	2,53	3,25	3,53	
12 - Testa del Leone	1,50	2,07	1,33	1,62	2,46	
13 - Scoglio del Diamante	1,29	1,72	3,34	2,38		
14 - Relitto Mohawk Deer	1,54	2,00	2,63	2,98	4,33	(Int. relitto)
15 - Altare	1,35	2,62	3,05	3,34		
16 - Punta Vessinaro	1,80	1,80	3,02	3,14		
17 - Casa del Sindaco	1,05	2,14	3,42	3,00		
18 - Liscia (Chiesa di San Giorgio)	1,43	2,44	2,91	3,51		
19 - Punta del Faro	1,71	2,14	2,94	3,26		

b

SITO	10 m	20 m	30 m	40 m	Grotta	
1 - Grotta dei Gamberi	1,00	2,36	3,17	4,16	3,87	
2 - Isuela	-	2,87	3,88	4,12		
3 - Punta Targhetta	2,55	3,39	3,75	1,65		
4 - Grotta dell'Eremita	1,83	2,39	3,37	3,84		
5 - Punta Torretta	1,83	3,67	4,20	3,74		
6 - Punta dell'Indiano	1,23	2,38	3,44	4,22		
7 - Cristo degli Abissi	1,38	3,07	4,05	4,20		
8 - Dragone	2,10	3,58	3,35	2,90	2,69	2,85
9 - Grotta della Colombara	2,27	3,71	3,73	3,85		
10 - Secca/Targa Gonzatti	1,47	2,30	2,82	3,27		
11 - Scoglio del Raviolo	1,32	2,85	3,03	3,75	4,03	
12 - Testa del Leone	2,00	2,57	1,33	1,62	2,96	
13 - Scoglio del Diamante	1,29	1,72	3,84	2,38		
14 - Relitto Mohawk Deer	1,54	2,50	2,63	2,98	4,33	(Int. relitto)
15 - Altare	1,35	3,12	3,55	3,84		
16 - Punta Vessinaro	1,80	2,30	3,52	3,64		
17 - Casa del Sindaco	1,05	2,64	3,92	3,50		
18 - Liscia (Chiesa di San Giorgio)	1,43	2,94	3,41	4,01		
19 - Punta del Faro	1,71	2,64	3,44	3,76		

Vulnerabilità molto bassa
Vulnerabilità bassa
Vulnerabilità media
Vulnerabilità alta
Vulnerabilità molto alta

Fig. 6. Elenco dei siti analizzati, con rispettivo livello di vulnerabilità riscontrato per ciascuna profondità. a) indice di vulnerabilità del transetto, calcolato in base alla sola fragilità delle specie; b) indice di vulnerabilità del transetto, con aggiunta del bonus in presenza di coralligeno. In grassetto, i valori minimi e massimi per ciascuna profondità.

a

SITO	10 m	20 m	30 m	40 m	Grotta	
1 - Grotta dei Gamberi	1,00	2,36	3,17	4,16	4,37	
2 - Isuela	-	2,87	3,88	4,12		
3 - Punta Targhetta	2,55	3,39	3,75	1,65		
4 - Grotta dell'Eremita	1,83	2,39	3,37	3,84		
5 - Punta Torretta	1,83	3,67	4,20	3,74		
6 - Punta dell'Indiano	1,23	2,38	3,44	4,22		
7 - Cristo degli Abissi	1,38	3,07	4,55	4,20		
8 - Dragone	2,10	4,08	3,35	2,90	3,19	3,35
9 - Grotta della Colombara	2,27	4,21	4,23	3,85		
10 - Secca/Targa Gonzatti	1,47	2,30	2,82	3,27		
11 - Scoglio del Raviolo	1,32	2,85	3,03	3,75	4,53	
12 - Testa del Leone	2,00	2,57	1,33	1,62	3,46	
13 - Scoglio del Diamante	1,29	1,72	3,84	2,38		
14 - Relitto Mohawk Deer	1,54	2,50	2,63	2,98	4,83	(Int. relitto)
15 - Altare	1,35	3,12	3,55	3,84		
16 - Punta Vessinaro	1,80	2,30	3,52	3,64		
17 - Casa del Sindaco	1,05	2,64	3,92	3,50		
18 - Liscia (Chiesa di San Giorgio)	1,43	2,94	3,41	4,51		
19 - Punta del Faro	1,71	2,64	3,44	3,76		

b

SITO	10 m	20 m	30 m	40 m	Grotta	
1 - Grotta dei Gamberi	1,00	2,36	3,17	4,16		
2 - Isuela	-	2,87	3,88	4,12		
3 - Punta Targhetta	2,55	3,39	3,75	1,65		
4 - Grotta dell'Eremita	1,83	2,39	3,37	3,84		
5 - Punta Torretta	1,83	3,67	4,20	3,74		
6 - Punta dell'Indiano	1,23	2,38	3,44	4,22		
7 - Cristo degli Abissi	1,38	3,07	4,55	4,20		
8 - Dragone	2,10	4,08	3,35	2,90		
9 - Grotta della Colombara	2,27	4,21	4,23	3,85		
10 - Secca/Targa Gonzatti	1,47	2,30	2,82	3,27		
11 - Scoglio del Raviolo	1,32	2,85	3,03	3,75		
12 - Testa del Leone	2,00	2,57	1,33	1,62		
13 - Scoglio del Diamante	1,29	1,72	3,84	2,38		
14 - Relitto Mohawk Deer	1,54	2,50	2,63	2,98		
15 - Altare	1,35	3,12	3,55	3,84		
16 - Punta Vessinaro	1,80	2,30	3,52	3,64		
17 - Casa del Sindaco	1,05	2,64	3,92	3,50		
18 - Liscia (Chiesa di San Giorgio)	1,43	2,94	3,41	4,51		
19 - Punta del Faro	1,71	2,64	3,44	3,76		

Vulnerabilità molto bassa
Vulnerabilità bassa
Vulnerabilità media
Vulnerabilità alta
Vulnerabilità molto alta

Fig. 7. Elenco dei siti analizzati, con rispettivo livello di vulnerabilità riscontrato per ciascuna profondità, con aggiunta del bonus in presenza di coralligeno e di inclinazione negativa. I livelli di vulnerabilità sono stati divisi in 5 categorie. a) l'intero intervallo di valori ottenuti è stato diviso per 5; b) i singoli intervalli di valori ottenuti per ciascuna profondità sono stati divisi per 5. In grassetto, i valori minimi e massimi per ciascuna profondità.

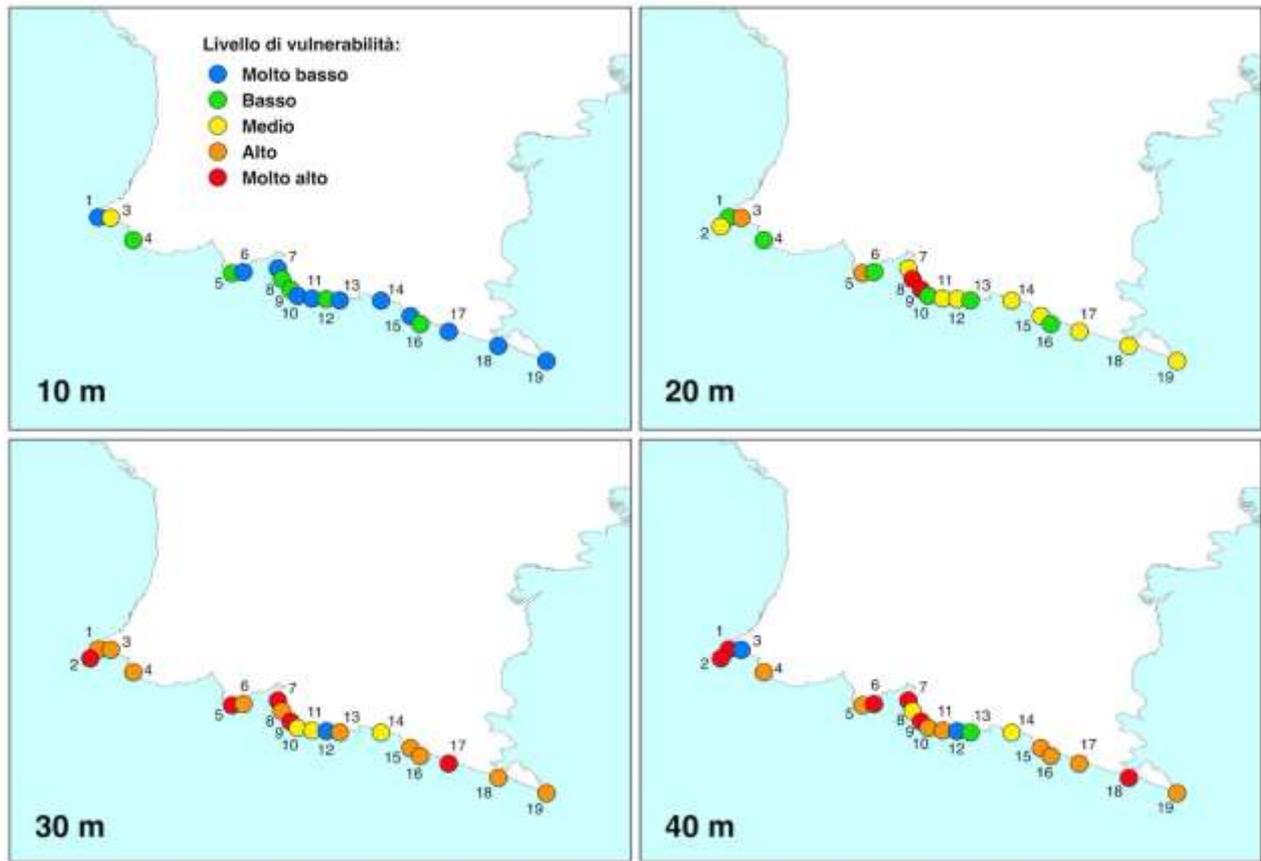


Fig. 8. Mappe georeferenziate dei siti di immersione in zona B, con evidenziati i valori di vulnerabilità ottenuti per ogni profondità.

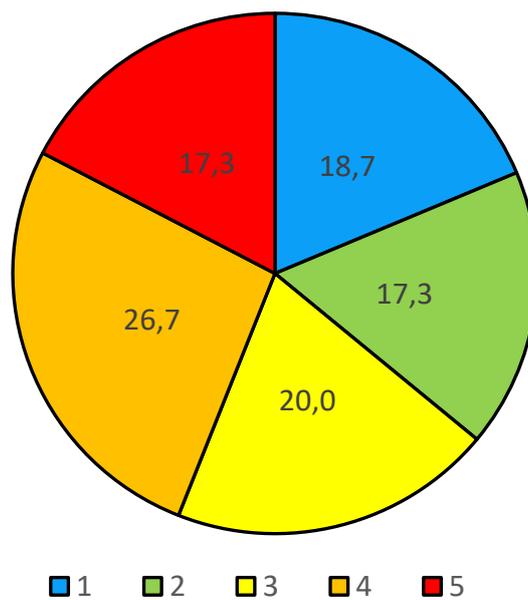


Fig. 9. Ripartizione dei transetti effettuati tra i diversi gradi di vulnerabilità.

I transetti più superficiali evidenziano nel complesso una minore fragilità; la vulnerabilità tende poi ad aumentare con la profondità, ma i transetti a 30 m risultano più uniformemente fragili rispetto alla profondità di 40 m (Fig. 10).

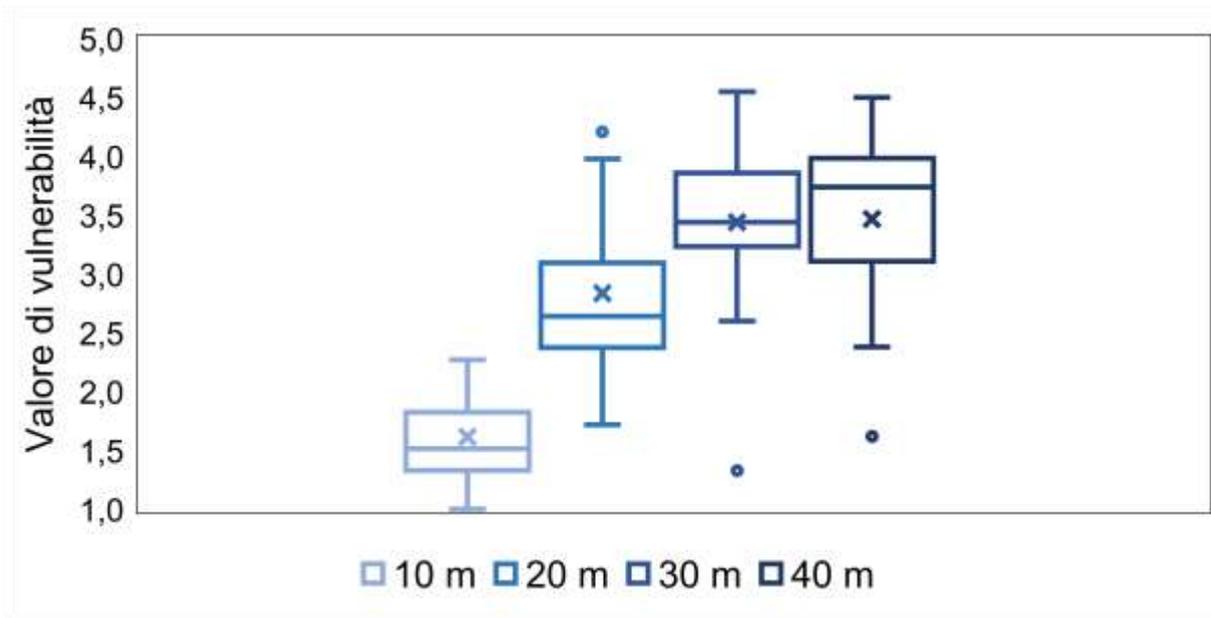


Fig. 10. Distribuzione dei valori di vulnerabilità per ciascuna profondità: è indicata la mediana (linea), la media (x) e i valori *outliers* (pallino).

Inoltre, sono state identificate le specie maggiormente presenti per ciascuna profondità per poter giustificare il *climax* di vulnerabilità lungo la profondità (Fig. 11 - 14).

Si può notare che a 10 m le specie che contribuiscono maggiormente a definire il grado di vulnerabilità di questi transetti in generale sono perlopiù alghe verdi/brune e spugne a cui è stato assegnato il valore di fragilità 1, con qualche Corallinales incrostante con valore 2 (Fig.11). A 20 m le alghe verdi/brune sono sempre presenti ma cominciano ad essere più frequenti anche spugne come *Agelas oroides* ed *Axinella* spp., che hanno valori superiori di fragilità (3- 4) (Fig.12). A 30 m è forte la presenza del corallo rosso e *L. pruvoti* con valore 5 di fragilità che contribuiscono maggiormente a rendere vulnerabile l'ambiente (Fig. 13) mentre a 40 m la frequenza è abbastanza simile con maggiore presenza di *P. clavata* e *S. cervicornis* (valore di fragilità 5) oltre alle specie citate per i 30 m (Fig.14).

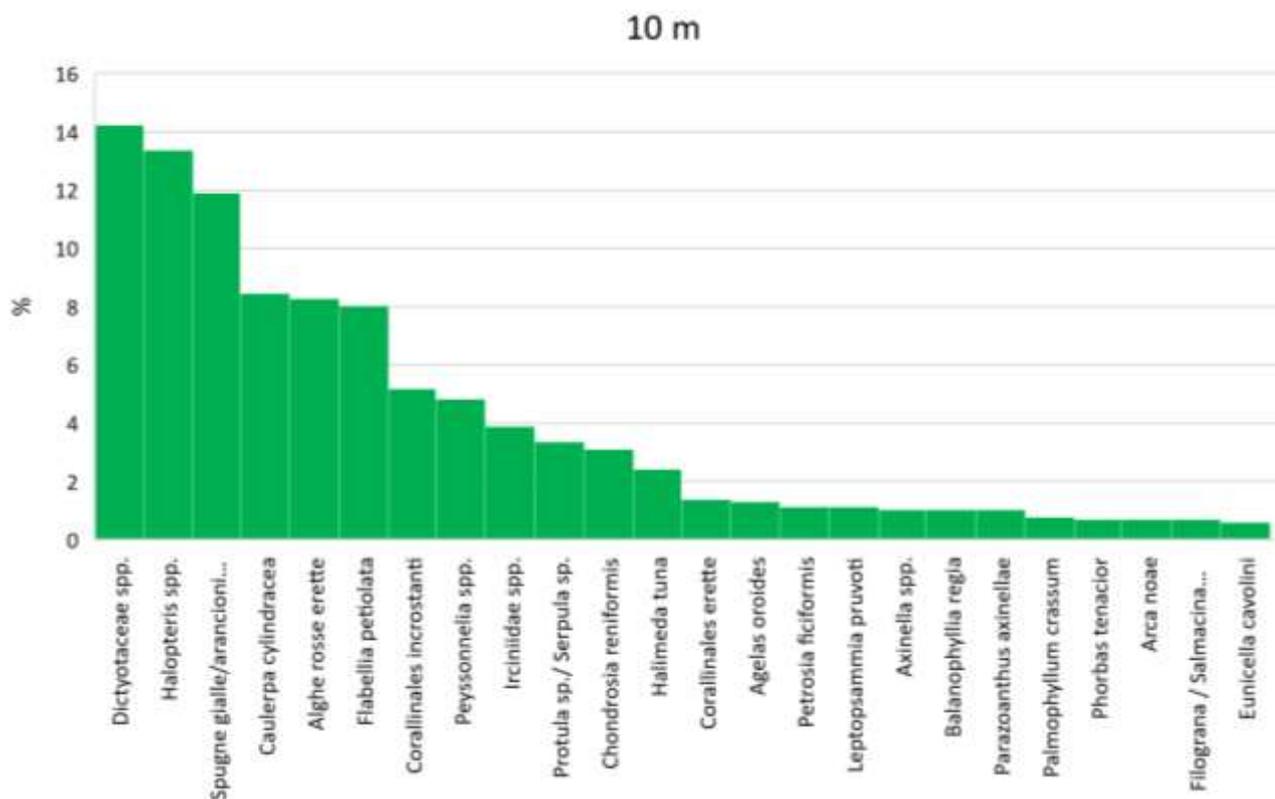


Fig. 11. Analisi della frequenza delle specie presenti a 10 m, in tutti i siti studiati.

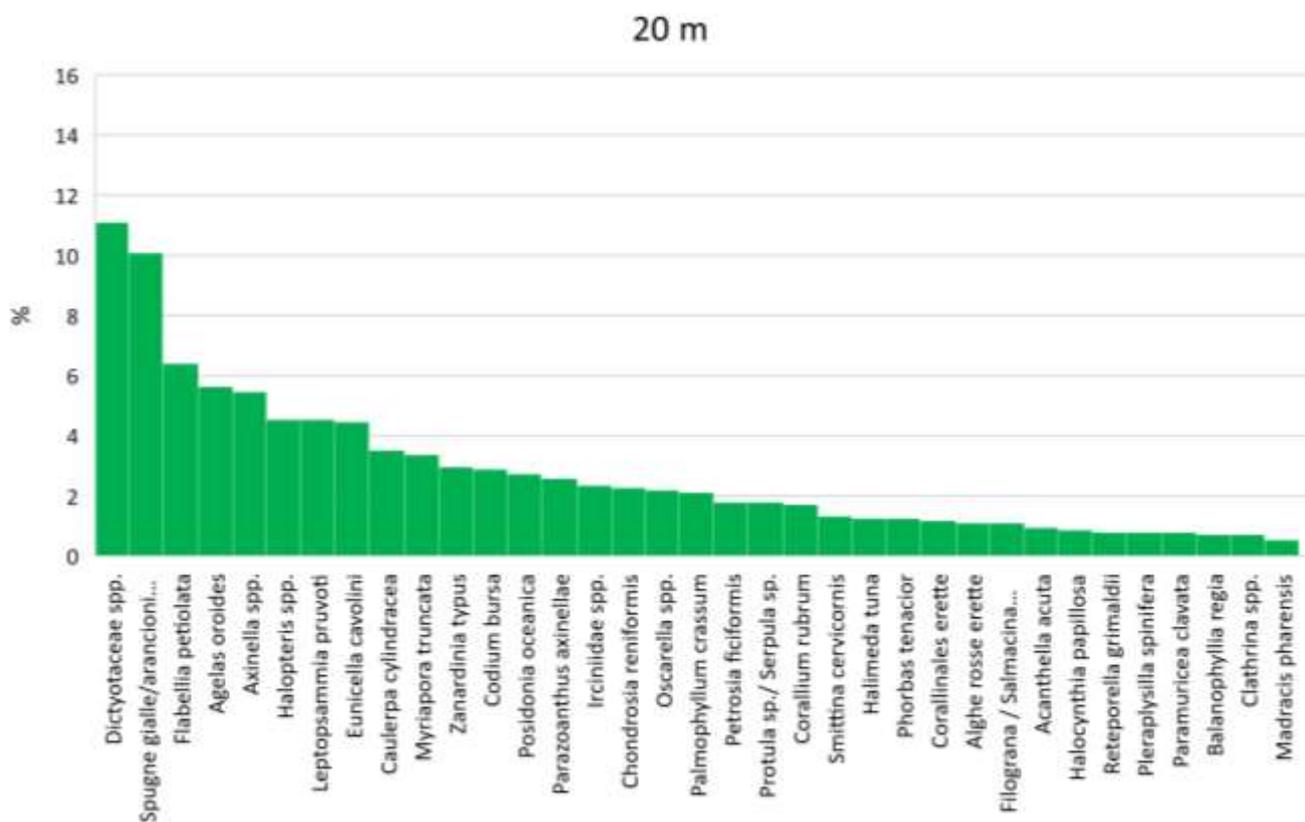


Fig. 12. Analisi della frequenza delle specie presenti a 20 m, in tutti i siti studiati.

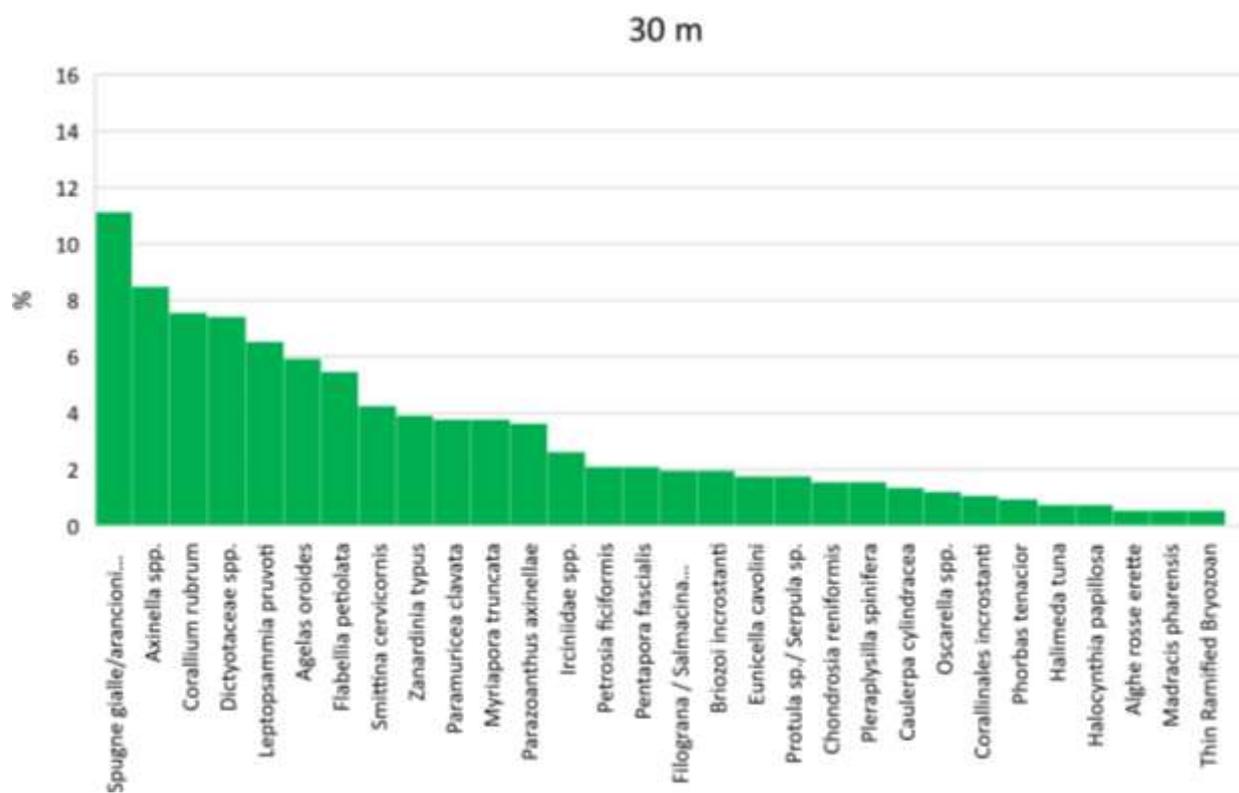


Fig. 13. Analisi della frequenza delle specie presenti a 30 m, in tutti i siti studiati.

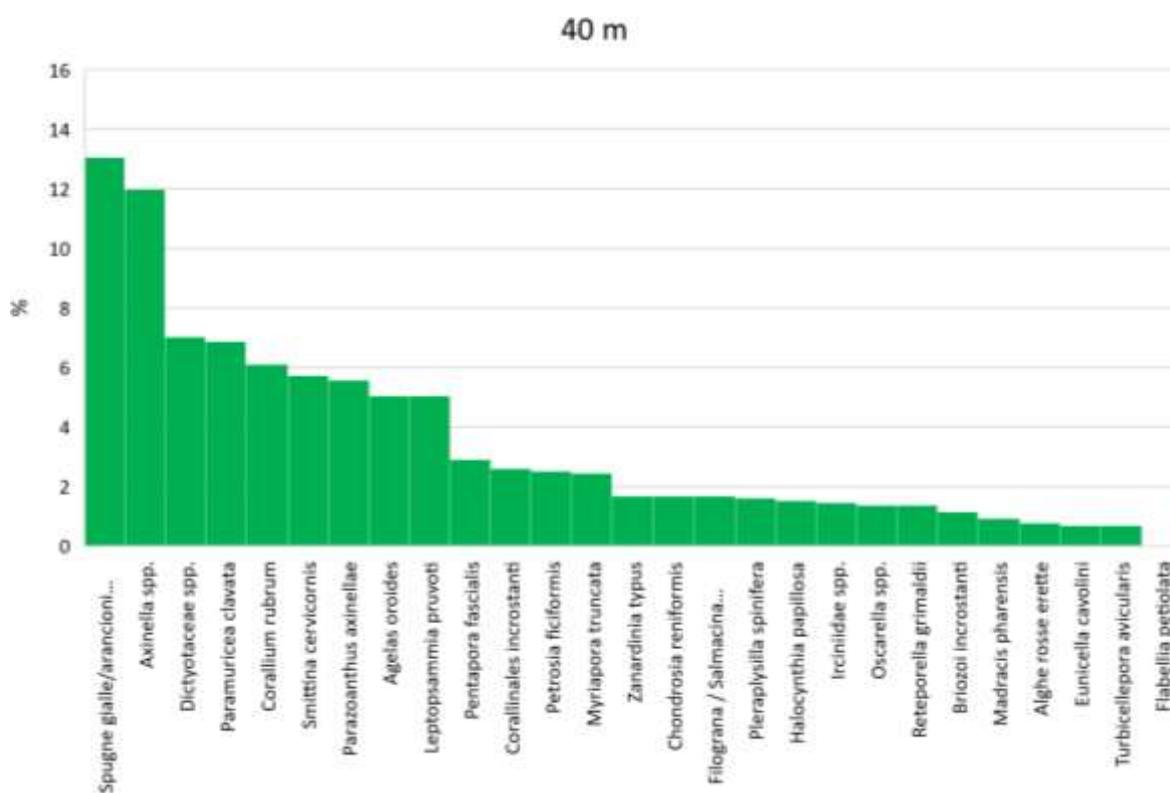


Fig. 14. Analisi della frequenza delle specie presenti a 40 m, in tutti i siti studiati.

5.0 DISCUSSIONE

Questo progetto ha permesso l'assegnazione di gradi di vulnerabilità all'impatto subacqueo dei siti d'immersione presenti in zona B dell'AMP di Portofino, per ciascuna delle profondità esaminate di 10, 20, 30 e 40 m; tali profondità sono state selezionate in quanto ben rappresentative delle modalità di fruizione dei subacquei, con le prime due fasce (10-20 m) solitamente frequentate da principianti (con brevetti di primo livello) e le successive (30-40 m) da subacquei più esperti. La profondità di 10 m è risultata la meno vulnerabile, sia per l'assenza di substrato coralligeno, sia per la presenza di macroalghe fotofile verdi e brune, alcune stagionali, poco sensibili all'impatto subacqueo (Fig.15a). Tra queste, è ricorrente *Caulerpa cylindracea* (Fig. 15b), specie alloctona ormai diffusa lungo tutto il promontorio. Il sito di Punta Targhetta, sempre a questa profondità, raggiunge invece un valore di vulnerabilità media soprattutto a causa della presenza di coralligeno e di diverse specie di spugne massive ed erette e di serpulidi.

A 20 m di profondità molti siti sono caratterizzati da substrato coralligeno ed aumenta il livello medio di vulnerabilità, con picchi di massima fragilità nei siti Dragone e Colombara, entrambi caratterizzati da inclinazioni negative come grotte e presenza di corallo rosso.

La profondità di 30 m risulta particolarmente vulnerabile soprattutto a causa della presenza di pareti verticali costellate di *Corallium rubrum* (Fig. 15c), spesso associato a *Leptosammia pruvoti* e briozoi calcificati eretti (*Pentapora fascialis*, *Myriapora truncata*, *Smittina cervicornis*) (Fig.15d), e fondali ospitanti foreste delle gorgonie *Paramuricea clavata* (Fig. 15e) e, in misura minore, *Eunicella cavolini* (Fig. 15f).

I siti più vulnerabili risultano essere Secca dell'Isuela, Punta Torretta, Cristo degli Abissi (che a questa profondità raggiunge un valore di 4,55, il più alto registrato in tutti i transetti) e Grotta della Colombara.

Alla batimetrica di 40 m, pareti di corallo e foreste di gorgonie lasciano talvolta spazio a fondi detritici poco impattabili (Fig. 15g) (ad esempio nei siti di Testa del Leone, già detritico a partire da 30 m di profondità, Punta Targhetta e Scoglio del Diamante), per cui la vulnerabilità a tale profondità mostra un *range* di variabilità più ampio.

I siti più vulnerabili sono risultati essere Grotta dei Gamberi, Secca dell'Isuela, Punta dell'Indiano, Cristo degli Abissi, Grotta della Colombara e Liscia; quest'ultima deve la sua altissima vulnerabilità (4,50) alla presenza di ampi sottotetti ricchi di *L. pruvoti*, ed alla grande frequenza della spugna protetta *Aplysina cavernicola*, con esemplari di grandi dimensioni (Fig. 15h). Le numerose grotte presenti lungo la falesia del promontorio risultano nel complesso molto vulnerabili, soprattutto a causa della presenza di tappeti di *L. pruvoti* (Fig. 15i) e la presenza di briozoi eretti calcificati. All'interno della zona esplorata è presente anche il relitto del *Mohawk Deer*. Le lamiere sono piuttosto spoglie, ma ospitano alcune colonie di *P. clavata* (Fig. 15j) e *Leptogorgia sarmentosa*; una parte del relitto presenta ancora parte della coperta, sotto la quale si trovano grandi quantitativi di *L. pruvoti*.

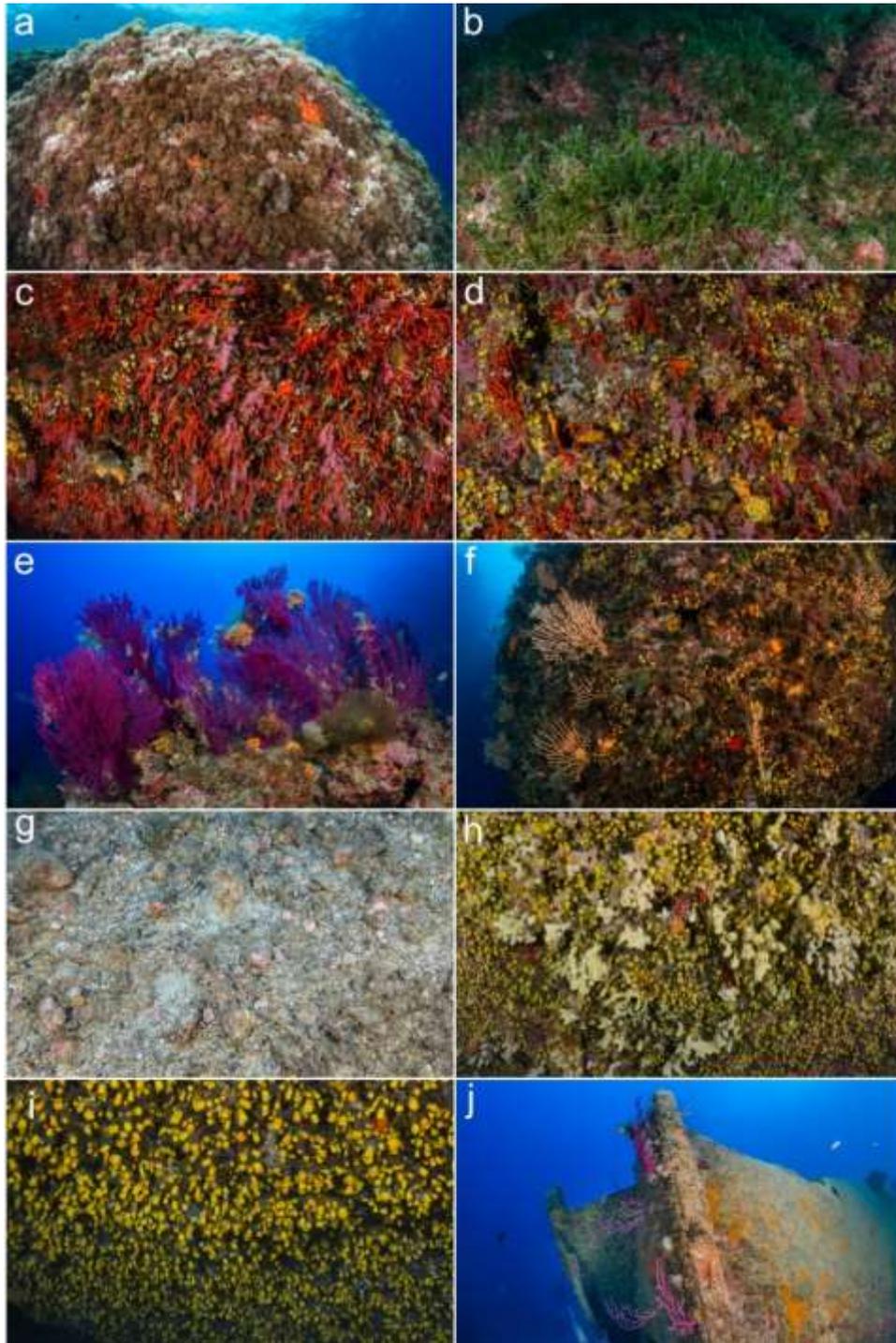


Fig.15. Principali ambienti osservati nei transetti. a) ambiente fotofilo superficiale; b) tappeto di *Caulerpa cylindracea*; c) Parete di *Corallium rubrum*; d) parete coralligeno con *C. rubrum*, *Leptopsammia pruvoti*, *Smittina cervicornis* e *Myriapora truncata*; e) foresta di *Paramuricea clavata*; f) parete coralligena con *Eunicella cavolini*; g) fondo detritico a 40 m di profondità; h) *Aplysina cavernicola*; i) volta tappezzata di *L. pruvoti*; j) paratia esterna del relitto del *Mohawk Deer*.

In generale i transetti superficiali risultano meno vulnerabili rispetto ai siti più profondi, questo grazie alla maggior presenza di specie/OTU poco impattabili rispetto a specie più delicate; inoltre, i transetti più profondi (30-40 m) risultano essere più uniformemente fragili tra loro. Questa caratteristica potrebbe indicare la presenza di tre ipotetiche suddivisioni di vulnerabilità lungo le 4 profondità, in cui i 10 m rappresentano il primo blocco, i 20 m il secondo e poi un unico blocco formato dai 30/40m (Fig 10). Questa suddivisione è confermata dal fatto che tra le prime due profondità non ci sono grosse differenze di ricchezza di specie, se non per qualche organismo a 20 m con un valore di fragilità più alto che fa aumentare il grado di vulnerabilità rispetto ai transetti più superficiali e la stessa cosa succede passando ai 30 m; mentre nel blocco dei 30/40 m, tra le profondità, si può notare una frequenza di valori di fragilità quasi uguali, cosa che non fa cambiare di molto il grado di vulnerabilità. Queste suddivisioni potrebbero essere utili per un eventuale gestione al fine di proteggere e regolamentare con più strumenti i siti d'immersione, evidenziando il fatto che tra i 10 m e i 20 m e tra 20 m e 30 m si ha un maggiore differenza di vulnerabilità. Potrebbe essere una soluzione limitare l'accesso ai neofiti nelle zone più vulnerabili come Dragone, Colombara e Punta Targhetta anche se più superficiali o comunque regolamentare l'ingresso per tutti in zone potenzialmente a rischio senza dimenticare però i siti meno vulnerabili, che in seguito a tecniche di riqualificazione, potrebbero essere in grado di ripopolarsi.

Negli ultimi anni i biologi marini hanno assistito a dirette ed indirette influenze delle attività umane negli habitat marini del Mediterraneo (Cattaneo-Vietti, 2018).

Il Mar Ligure è una delle porzioni dell'intera linea costiera italiana più disturbate, a causa di grande sviluppo urbano, turistico e industriale, attività portuali, costruzione di autostrade e ferrovie, scarichi, ripascimenti e pesca ricreativa e professionale (Bavestrello et al., 1997; Venturini et al., 2017). Tuttavia, nell'AMP di Portofino sono stati registrati segnali positivi. Ad esempio la cernia bruna, *Ephinephelus marginatus*, scomparsa dalle acque liguri dal 1970, rappresenta uno degli effetti più spettacolari di protezione delle AMP (Tunesi & Molinari, 2005), come l'aumento in termini di

biomassa e di taglia delle colonie delle popolazioni di corallo rosso nella stessa AMP (Bavestrello et al., 2015). Queste specie, come tante altre carismatiche, sono un'attrattiva per i subacquei che amano immergersi e ammirare la natura che si riprende i suoi spazi. Questo significa che l'esperienza diretta nella natura è fondamentale per creare un senso di appartenenza con l'ambiente circostante e che questo è in grado di incentivare un supporto per gli sforzi di conservazione (Cheryl & Wheeler, 2012). Ora questa affinità per l'ambiente acquatico è esemplificata attraverso una grande fetta di turismo che rende sempre più accessibili luoghi collegati ad ambienti marini (Nicoll et al., 2016).

“L'acqua intorno a me stimola quel familiare senso di purificazione, rilascio e libertà che io sento soprattutto quando la mia testa e il corpo sono sott'acqua”; così Straughan (2012) descrive la sua esperienza subacquea a Cozumel, in Messico. Essa reputa la subacquea come un'attività che mobilita una serie di complesse emozioni e definisce l'ambiente acquatico come un paesaggio terapeutico/risanatore. La possibilità di raggiungere chiarezza ed ispirazione imprevedibili stando sott'acqua era descritta anche da Jacques Cousteau, oceanografo e regista che riuscì ad attrarre milioni di persone verso l'ambiente sottomarino grazie ai suoi documentari.

Gli scopi collegati all'istituzione di AMP, come il piacere di tuffarsi in un ambiente incontaminato, devono andare però di pari passo con un uso economico ed ecocompatibile degli habitat marini (Betti et al., 2019), quindi considerare anche gli impatti che possono presentarsi in seguito ad un'elevata frequenza di persone in una determinata area; è dovere dei corpi gestionali identificare potenziali fonti di stress per gli ambienti marini e minimizzarli (Betti et al., 2019). Tuttavia, è dovere anche delle parti interessate fare dei sacrifici e trovare compromessi; è un inevitabile scambio che non funziona quando le due parti non comunicano (Fabinyi, 2008). Finché le interazioni tra sistemi ambientali, sociali ed economici che interessano l'industria subacquea non sono comprese, gli obiettivi di sostenibilità, la conservazione degli ambienti e la qualità del servizio offerto ai clienti, rimarranno difficili da raggiungere (Lucrezi et al., 2016).

Una possibile svolta per il raggiungimento di una minimizzazione degli impatti causati dalla subacquea potrebbe essere l'affinamento delle pratiche di gestione e protezione dell'area interessata. Arin e Kramer (2002) hanno potuto notare grazie ad uno studio preliminare nelle tre maggiori destinazioni per la subacquea nelle Filippine, che l'eventuale pagamento di una tassa per poter accedere a determinate aree all'interno di zone protette è visto di buon grado: potrebbe quindi essere uno strumento per finanziare la gestione delle AMP e per regolare il numero di visitatori al fine di minimizzare il danno causato dai subacquei. Un piccolo contributo economico può rappresentare anche una fonte di sostentamento per i pescatori che hanno perso parte dei guadagni con il divieto di pesca nella zona compresa nell'AMP (Fabinyi, 2008).

Altre soluzioni sono state trovate, come la diminuzione del numero dei subacquei in una determinata area, la regolamentazione dell'accesso a determinate aree potenzialmente più vulnerabili e il divieto di portare con sé strumenti come le macchine fotografiche, soprattutto per subacquei alle prime armi (Rochè et al., 2016). Questi ultimi (non solo), se seguiti da guide subacquee più severe e scrupolose, possono provocare meno danni: il tasso di contatto con il fondo può diminuire di circa l'80 % (Barker & Roberts, 2004). Krieger e Chadwick (2013) grazie ad uno studio alle Florida Keys hanno capito che un buon *briefing* pre-immersione può ridurre il tasso di contatto con il fondo; in particolare i subacquei che si appoggiavano ai *diving* aderenti al programma "*Blue star*" della NOAA (*National Oceanographic and Atmospheric Administration*) che consisteva in una migliore divulgazione scientifica grazie ad opuscoli e carte identificative dei coralli, adottavano un miglior comportamento durante le immersioni. L'importanza di un *briefing* e di un'educazione a priori è stata identificata anche in Mar Rosso (Medio et al., 1997).

Un ulteriore strumento per mitigare gli impatti dei subacquei è l'uso di *video-briefing*, soprattutto in zone rocciose; servono a ridurre i contatti con il fondo, trasmettendo un messaggio interattivo in un contesto motivante e creando un senso di responsabilità nei singoli *divers* (Giglio et al., 2018). Per quanto riguarda l'aspetto scientifico di monitoraggio di un'area diventa invece importante evidenziare preventivamente quali

zone, siti potrebbero essere più impattabili rispetto ad altri, ed agire prima che il danno sia irreversibile, stimando la vulnerabilità della zona tramite indici o altri strumenti come è stato fatto anche in questo progetto (Lloret et al., 2006; Di Franco et al., 2009). L'ecoturismo quando ben gestito può sensibilizzare il pubblico sull'importanza della conservazione biologica, garantire un guadagno sicuro alle persone locali e permettere un uso sostenibile delle risorse naturali (Honey, 2008).

Offrire nuove esperienze interattive e divertenti grazie anche alla tecnologia, strumento in grado di ampliare il proprio pubblico, coinvolgere in diversi programmi di conservazione tutte le parti interessate ed integrare diversi settori è una possibile via da seguire per raggiungere gli obiettivi preposti con l'istituzione di AMP. In particolare però, la chiave per trasmettere a fondo l'importanza della conservazione degli ambienti acquatici e per convincere le persone ad adottare comportamenti diversi sono i giovani, perché hanno idee innovative, energia per farsi sentire, sostenere e coinvolgere ed in particolar modo perché hanno tutti gli strumenti a portata di mano (Nicoll et al., 2016).

Referenze:

Agardy T., Bridgewater P., Crosby M.P., Day J., Dayton P.K., Kenchington R., Laffoley D., McConney P., Murray P.A., Parks J.E., Peau L. (2003). Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 353-367.

Alban F., Boncoeur J. (2006). Assessing the impact of marine protected areas on recreational uses of a marine ecosystem: the case of scuba diving. Proceedings of the Thirteenth Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics & Trade, July 11-14, 2006, Portsmouth, UK.

Amelung B., Viner D. (2006). Mediterranean tourism: exploring the future with the tourism climatic index. *Journal of Sustainable Tourism*, 14: 349-366.

Arin T., Kramer R. A. (2002). Divers' willingness to pay to visit marine sanctuaries: an exploratory study. *Ocean & Coastal Management*, 45: 171-183.

Asafu-Adjaye J., Tapsuwan S. (2008). A contingent valuation study of scuba diving benefits: Case study in Mu Ko Similan Marine National Park, Thailand. *Tourism Management*, 29: 1122-1130.

Badalamenti F., Ramos A. A., Voultziadou E., Lizaso J. S., D'anna G., Pipitone C., Mas J., Ruiz fernandez J. A., Whitmarsh D., Riggio S. (2000). Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation*, 27: 110-125.

Ballesteros E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 44: 123-195.

Barker N. H., Roberts C. M. (2004). Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*, 120: 481-489.

Barker N. H., Roberts C. M. (2008). Attitudes to and preferences of divers toward regulation. *New frontiers in marine tourism: Diving experiences, sustainability, management*. Garrod B., Gossling S. (Ed.) Routledge, 2007, 171-174.

- Bavestrello G., Bertone S., Cattaneo-Vietti R., Cerrano C., Gaino E., Zanzi D. (1994). Mass mortality of *Paramuricea clavata* (Anthozoa, Cnidaria) on Portofino Promontory cliffs, Ligurian Sea, Mediterranean Sea. *Marine Life*, 4: 15-19.
- Bavestrello G., Bo M., Bertolino M., Betti F., Cattaneo-Vietti R. (2015). Long-term comparison of structure and dynamics of the red coral metapopulation of the Portofino Promontory (Ligurian Sea): a case-study for a Marine Protected Area in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology*, 36: 1354-1363.
- Bavestrello G., Cerrano C., Zanzi D., Cattaneo-Vietti R. (1997). Damage by fishing activities to the gorgonian coral *Paramuricea clavata* in the Ligurian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7: 253-262.
- Betti F., Bavestrello G., Fravega L., Bo M., Coppari M., Enrichetti F., Cappanera V., Venturini S., Cattaneo-Vietti R. (2019). On the effects of recreational SCUBA diving on fragile benthic species: The Portofino MPA (NW Mediterranean Sea) case study. *Ocean & Coastal Management*, 182: 104926.
- Betti F., Bavestrello G., Bo M., Enrichetti F., Cattaneo-Vietti R. (2020). Effects of the 2018 exceptional storm on the *Paramuricea clavata* (Anthozoa, Octocorallia) population of the Portofino Promontory (Mediterranean Sea). *Regional Studies in Marine Science*, 34: 101037.
- Bianchi C. N., Morri C. (2000). Training scientific divers-Italian style. *Ocean Challenge*, 10: 25-29.
- Bianchi C. N. (2001). La biocostruzione negli ecosistemi marini e la biologia marina italiana. *Biologia Marina Mediterranea*, 8: 112-130.
- Bramanti L., Vielmini I., Rossi S., Stolfa S., Santangelo G. (2011). Involvement of recreational scuba divers in emblematic species monitoring: the case of Mediterranean red coral. *Journal for Nature Conservation*, 19: 312-318.
- Bramanti L., Benedetti M. C., Cupido R., Cocito S., Priori C., Erra F., Iannelli M., Santangelo G. (2017). Demography of animal forests: the example of Mediterranean Gorgonians. *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*, Springer 2017, 1-20.

Brown K., Adger W. N., Tompkins E., Bacon P., Shim D., Young K. (2001). Trade-off analysis for marine protected area management. *Ecological Economics*, 37: 417-434.

Brylske A., Flumerfelt S. (2004). Assessing the carrying capacity of MPAs: how many visitors can your MPA hold. *MPA News*, 6: 1-6.

Burke L., Reytar K., Spalding M., Perry A. (2011). Reefs at risk revisited. World Resources Institute. Washington D.C., 53-56.

Cappanera V., Venturini S., Campodonico P., Blini V., Ortenzi, C. (2012). Valutazione dell'impatto antropico sul sistema costiero, con particolare riferimento alla pressione antropica all'interno dell'Area Marina Protetta del Promontorio di Portofino. *Portofino MPA, Annual Report*, 1-207.

Casoli E., Nicoletti L., Mastrantonio G., Jona-Lasinio G., Belluscio A., Ardizzone G.D. (2017). Scuba diving damage on coralligenous builders: Bryozoan species as an indicator of stress. *Ecological indicators*, 74: 441-450.

Cater C. I. (2008). The life aquatic: Scuba diving and the experiential imperative. *Tourism in Marine Environments*, 5: 233-244.

Cattaneo-Vietti R. (2006). Interreg III-B SUBMED. Stratégie de développement durable du tourisme sous-marin en Méditerranée. Etude sur le tourisme sous-marin dans l'aire marine protégée de Portofino. Action 2.4 et Activité 4.2. *Rapport Final*, 1-74.

Cattaneo-Vietti R. (2018). Structural changes in Mediterranean marine communities: lessons from the Ligurian Sea. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 29: 515-524.

Cattaneo-Vietti R., Russo G. F. (2019). A brief history of the Italian marine biology. *The European Zoological Journal*, 86: 294-315.

Cerrano C., Milanese M., Ponti M. (2017). Diving for science-science for diving: volunteer scuba divers support science and conservation in the Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27: 303-323.

Cheryl C., Wheeler K. (2012). Children & nature worldwide: An exploration of children's experiences of the outdoors and nature with associated risks and benefits. *Retrieved February*, 68.

Cinner J. (2014). Coral reef livelihoods. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7: 65-71.

Coll M., Piroddi C., Steenbeek J., Kaschner K., Lasram F. B. R., Aguzzi J., Ballesteros E., Bianchi C. N., Corbera J., Dailianis T., Danovaro R., Estrada M., Froggia C., Galil B. S., Gasol J. M., Gertwagen R., Gil J., Guilhaumon F., Kesner-Reyes K., Kitsos M., Koukouras A., Lampadariou N., Laxamana E., López-Fé de la Cuadra C.M., Lotze H.K., Martin D., Mouillot D., Oro D., Raicevich S., Rius-Barile J., Saiz-Salinas J.I., San Vicente C., Somot S., Templado J., Turon X., Vafidis X., Villanueva R., Voultsiadou E. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PloS one*, 5: e11842.

Coma R. (1994). Evaluación del metabolismo de dos suspensivos bentónicos marinos: *Orthopixis crenata* y *Paramuricea clavata*. PhD thesis. Universitat de Barcelona.

Coma R., Pola E., Ribes M., Zabala M. (2004). Long-term assessment of the patterns of mortality of a temperate octocoral in protected and unprotected areas: a contribution to conservation and management needs. *Ecological Applications*, 14: 1466-1478.

Coma R., Zabala M. (1994). Efectos de la frecuentación sobre una población de *Paramuricea clavata* de las Islas Medes: densidad, reclutamiento y mortalidad. Resúmenes del VIII Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino, Blanes. Publicacions de la Universitat de Barcelona, Barcelona: 170-171.

Cortemiglia G. C., Terranova R. (1974). Aspetti geomorfologici, idrologici ed oceanografici del golfo di Rapallo. *Atti società italiana scienze naturali, museo civico storia naturale milano*; Italia; Vol. 115, No. 0003-0004, 285-384.

Danovaro R., Corinaldesi C., D'Onghia G., Galil B., Gambi C., Gooday A. J., Lampadariou N., Luna G.M., Morigi C., Olu K., Polymenakou P., Ramirez-Llodra E., Sabbatini A., Sardà F., Sibuet M., Tselepidis A. (2010). Deep-sea biodiversity in the Mediterranean Sea: the known, the unknown, and the unknowable. *PloS One*, 5: e11832.

- Danovaro R., Pusceddu A. (2007). Ecomanagement of biodiversity and ecosystem functioning in the Mediterranean Sea: concerns and strategies. *Chemistry and Ecology*, 23: 347-360.
- Davenport J., Davenport J. L. (2006). The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.
- Davis D., Tisdell C. (1995). Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean & Coastal Management*, 26: 19-40.
- Davis D., Tisdell C. (1996). Economic management of recreational scuba diving and the environment. *Journal of environmental management*, 48: 229-248.
- Davison B. (2007). How Many Divers Are There? *Undercurrent magazine*, Vol 22, No. 5.
- Dearden P., Bennett M., Rollins R. (2006). Implications for coral reef conservation of diver specialization. *Environmental Conservation*, 33: 353-363.
- De la Nuez-Hernández D., Valle C., Forcada A., Correa J.M.G., Torquemada Y.F. (2014). Assessing the erect bryozoan *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) as indicator of recreational diving impact on coralligenous reef communities. *Ecological Indicators*, 46: 193-200.
- Di Franco A., Ferruzza G., Baiata P., Chemello R., Milazzo M. (2010). Can recreational scuba divers alter natural gross sedimentation rate? A case study from a Mediterranean deep cave. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 871-874.
- Di Franco A., Marchini A., Baiata P., Milazzo M., Chemello R. (2009). Developing a scuba trail vulnerability index (STVI): a case study from a Mediterranean MPA. *Biodiversity and conservation*, 18: 1201.
- Di Franco A., Milazzo M., Baiata P., Tomasello A., Chemello R. (2009). Scuba diver behaviour and its effects on the biota of a Mediterranean marine protected area. *Environmental Conservation*, 36: 32-40.

Dimmock K., Cummins T. (2013). History of scuba diving tourism. *Scuba diving tourism*, Musa G., Dimmock K. (Ed.). Routledge, 2013, 14-28.

Dixon J. A., Fallon Scura L., Van't Hof T. (1995). Ecology and microeconomics as 'joint products': the Bonaire Marine Park in the Caribbean. *Biodiversity conservation, Ecology, Economy & Environment*, Springer, Dordrecht.

Dixon J. A., Fallon Scura L., Van't Hof, T. (1993). Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. *Ambio*, 22: 117- 125.

Dobson J. (2008). Shark! A new frontier in tourist demand for marine wildlife. *Marine wildlife and tourism management: Insights from the natural and social sciences*. Higham J. E. S., Lück M. (Ed.), CABI, 2007, 49-65.

Driml S., 1994. Protection for profit. Economic and financial values of the great barrier reef world heritage area and other protected areas. *Great Barrier Reef Marine Park Authority*, Research publication no. 35, Townsville, 83.

Du Plessis E., Saayman M. (2017). What makes scuba diving operations successful: The case of Portofino, Italy. *European Journal of Tourism Research*, 17: 164-176.

Enrichetti F., Bava S., Bavestrello G., Betti F., Lanteri L., Bo M. (2019). Artisanal fishing impact on deep coralligenous animal forests: a Mediterranean case study of marine vulnerability. *Ocean & Coastal Management*, 177: 112-126.

Fabinyi M. (2008). Dive tourism, fishing and marine protected areas in the Calamianes Islands, Philippines. *Marine Policy*, 32: 898-904.

Fernandes L., (1995). Integrating Economic, Environmental and Social issues in an Evaluation of Saba Marine Park, Netherlands Antilles, Caribbean Sea. Honblue, Honolulu, USA, 1-60.

Fishelson L. (1995). Elat (Gulf of Aqaba) littoral: life on the red line of biodegradation. *Israel Journal of Zoology*, 41: 43-55.

Francour P., Harmelin J. G., Pollard D., Sartoretto S. (2001). A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 155-188

Garrabou J., Coma R., Bensoussan N., Bally M., Chevaldonné P., Cigliano M., Diaz D., Harmelin J.G., Gambi M.C., Kersting D.K., Ledoux J.B., Lejeune C., Linares C., Marschal C., Pérez T., Ribes M., Romano J.C., Serrano E., Teixido N., Torrents O., Zabala M., Zuberer F., Cerrano C. (2009). Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology*, 15: 1090-1103.

Garrabou J., Sala E., Arcas A., Zabala M. (1998). The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology*, 12: 302-312.

Giglio V. J., Luiz O. J., Chadwick N. E., Ferreira C. E. (2018). Using an educational video-briefing to mitigate the ecological impacts of scuba diving. *Journal of Sustainable Tourism*, 26: 782-797.

Gladstone W., Curley B., Shokri M. R. (2013). Environmental impacts of tourism in the Gulf and the Red Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 72: 375-388.

Harriott V. J., Davis D., Banks S. A. (1997). Recreational diving and its impact in marine protected areas in eastern Australia. *Ambio*, 26:173-179.

Hasler H., Ott J. A. (2008). Diving down the reefs? Intensive diving tourism threatens the reefs of the northern Red Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1788-1794.

Hawkins J.P., Roberts C.M. (1992). Effects of recreational SCUBA diving on fore-reef slope communities of coral reefs. *Biological Conservation*, 62: 171-178.

Hawkins J. P., & Roberts C. M. (1993). Effects of recreational scuba diving on coral reefs: trampling on reef-flat communities. *Journal of Applied Ecology*, 30: 25-30.

Hawkins J. P., Roberts C. M. (1997). Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. Proceedings of the 8th international coral reef symposium. Panama, Smithsonian Tropical Research Institute, 2: 1923-1926.

- Hawkins J. P., Roberts C. M., Van'T Hof T., De Meyer K., Tratalos J., Aldam C. (1999). Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation biology*, 13: 888-897.
- Hawkins J. P., Roberts C. M., Kooistra D., Buchan K., White S. (2005). Sustainability of scuba diving tourism on coral reefs of Saba. *Coastal Management*, 33: 373-387.
- Honey M. (2008). *Ecotourism and sustainable development: Who owns paradise?* Island Press, 2008, 2nd edition, 1-90.
- Hong J. S. (1983). Impact of the pollution on the benthic community environmental impact of the pollution on the benthic coralligenous community in the Gulf of Fos, northwestern Mediterranean. *Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 16: 273-290.
- Inglis G, Johnson V, Ponte F (1999). Crowding norms in marine settings: a case study of snorkeling on the Great Barrier Reef. *Environmental Management*, 24: 369-381
- Jewell B. (2004). The effectiveness on diver attitudes and awareness of underwater shipwreck values—SS Yongala, a case study. *Bulletin of the Australasian Institute for Maritime Archaeology*, 28: 43-62.
- Kaoru Y., Hoagland P. (1994). The value of historic shipwrecks: Conflicts and management. *Coastal Management*, 22: 195-213.
- Kellegher G., Kenchington R. A. (1992). Guidelines for establishing marine protected areas: a marine conservation and development report. *IUCN*, Gland, Switzerland, 7: 79.
- Kenchington R. A. (1990). *Managing Marine Environments*. New York: Taylor and Francis, New York and London. 4: 248.
- Krieger J. R., Chadwick N. E. (2013). Recreational diving impacts and the use of pre-dive briefings as a management strategy on Florida coral reefs. *Journal of Coastal Conservation*, 17: 179-189.

- Lew A. A. (2013). A world geography of recreational scuba diving. *Scuba diving tourism*. Musa G., Dimmock K. (Ed.). Routledge, 2013, 29-51.
- Linares C., Coma R., Diaz D., Zabala M., Hereu B., Dantart L. (2005). Immediate and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 305: 127-137.
- Linares C., Zabala M., Garrabou J., Coma R., Díaz D., Hereu B., Dantart L. (2010). Assessing the impact of diving in coralligenous communities: the usefulness of demographic studies of red gorgonian populations. *Scientific Reports Port-Cros National Park*, 24: 161-184.
- Lloret J., Marín A., Marín-Guirao L., Francisca Carreño M. (2006). An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 579-591.
- Lucrezi S., Milanese M., Markantonatou V., Cerrano C., Sarà A., Palma M., Saayman M. (2017). Scuba diving tourism systems and sustainability: perceptions by the scuba diving industry in two Marine Protected Areas. *Tourism Management*, 59: 385-403.
- Luna-Pérez B., Valle C., Fernández T.V., Sanchez-Lizaso J.L., Ramos-Espla A.A. (2010). *Halocynthia papillosa* (Linnaeus, 1767) as an indicator of SCUBA diving impact. *Ecological Indicators*, 10: 1017-1024.
- Medio D., Pearson M., Ormond R.F.G. (1997) Effect of briefings on rates of damage to corals by scuba divers. *Biological Conservation*, 79: 91-95.
- Merino G., Maynou F., Boncoeur J. (2009). Bioeconomic model for a three-zone Marine Protected Area: a case study of Medes Islands (Northwest Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science*, 66: 147-154.
- Musa G. (2002). Sipadan: a SCUBA-diving paradise: an analysis of tourism impact, diver satisfaction and tourism management. *Tourism Geographies*, 4: 195-209.

- Nicoll R., Vick C., Laffoley D., Hajduk T., Zuccarino-Crowe C., Bianco M., Russel S., Flood K., Parry L., Keenleyside K. (2016). MPAs, aquatic conservation and connecting people to nature. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26: 142-164.
- Ong T. F., Musa G. (2011). An examination of recreational divers' underwater behaviour by attitude-behaviour theories. *Current Issues in Tourism*, 14: 779-795.
- Pattullo P. (1996). Last resorts: The cost of tourism in the Caribbean. Ian Randle Publishers, 1996, Kingston, Jamaica, 136-156.
- Pérès J. M., Picard J. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Station Marine d'Endoume*, 31: 137.
- Pérez T., Garrabou J., Sartoretto S., Harmelin J.G., Francour P., Vacelet J. (2000). Massive mortality of marine invertebrates: an unprecedented event in northwestern Mediterranean. *Comptes Rendus de L'academie des sciences. Serie Iii, Sciences de la vie*, 323: 853-865.
- Poonian C., Davis P.Z., McNaughton C.K. (2010). Impacts of recreational divers on Palauan coral reefs and options for management. *Pacific Science*, 64: 557-565.
- Plathong S., Inglis G. J., Huber M. E. (2000). Effects of self-guided snorkeling trails on corals in a tropical marine park. *Conservation Biology*, 14: 1821-1830.
- Ribera-Siguan M. A. (1992). La réserve marine des îles Medes. Bilan d'un succès imprévu. *Parchi marini del Mediterraneo, Atti del 2° Convegno internazionale*, 152-161.
- Richmond R.H., (1993). Coral reefs: present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance. *American Zoologist*, 33: 524-536.
- Roberts L., Harriott V.J. (1994). Recreational scuba diving and its potential for environmental impact in a marine reserve. *Recent Advances in Marine Science And Technology*, 1994. Bellwood O., Choat H., Saxena N. (Eds), Townsville, 1994: 695-704.

Roche R. C., Harvey C. V., Harvey J. J., Kavanagh A. P., McDonald M., Stein-Rostaing V. R., Turner J. R. (2016). Recreational diving impacts on coral reefs and the adoption of environmentally responsible practices within the SCUBA diving industry. *Environmental Management*, 58: 107-116.

Ros J.D., Romero J., Ballesteros E., Gili J. M. 1985. Diving in blue water. The benthos. *Western Mediterranean*, R. Margalef (Ed.), Pergamon Press, Oxford, 233–295.

Rouphael A.B., Inglis G.J. (1997). Impacts of recreational SCUBA diving at sites with different reeftopographies. *Biological Conservation* 82: 329-336.

Rouphael A. B., Inglis G. J. (2001). “Take only photographs and leave only footprints”?: an experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation*, 100: 281-287.

Sala E., Garrabou J., Zabala M. (1996). Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology*, 126: 451-459.

Sala E, Zabala M. 1996. Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 140: 71–81.

Sala E, Zabala M. 1996. Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 140: 71–81.

Sala E., Zabala M. (1996). Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 140: 71-81.

Salm R. V., Salm R. V., Clark J. R., Siirila E. (2000). *Marine and coastal protected areas: a guide for planners and managers*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Washington, DC, 371.

Salmona P., Verardi D. (2001). The marine protected area of Portofino, Italy: a difficult balance. *Ocean & Coastal Management*, 44: 39-60.

- Shaban W., Abdel-Gaid S. E., El-Naggar H. A., Bashar M. A., Masood M. F., Salem E. S. S., Alabssawy A. N. (2020). Effects of recreational diving and snorkeling on the distribution and abundance of surgeonfishes in the Egyptian Red Sea northern islands. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46: 251-257.
- Stobart B., Warwick R., González C., Mallol S., Díaz D., Reñones O., Goñi R. (2009). Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 47-60.
- Stringa P. (1984). Il Golfo Paradiso: da Genova a Portofino: ragioni e strutture di un paesaggio. Stringa Editore, Genova, 1984.
- Tabata R. S. (1992). Scuba diving holidays. Weiler B., Hall C.M. (Eds.), *Special Interest Tourism*, Belhaven Press, NY (1992), 171-184.
- Tortonese E. (1958). Bionomia marina della regione costiera fra Punta della Chiappa e Portofino (Riviera Ligure di Levante). *Archivio di Oceanografia e Limnologia*, 11: 167-210.
- Townsend C. (2008). Dive tourism, sustainable tourism, and social responsibility: A growing agenda. *New frontiers in marine tourism: Diving experiences, sustainability, management*. B. Garrod, S. Gössling (Eds.), Elsevier, Oxford, UK (2008), 140-152.
- Tratalos J. A., Austin T. J. (2001). Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation*, 102: 67-75.
- Trainito E., Baldaconi R. (2016). Coralli del Mediterraneo. Il Castello, Cornaredo (MI), 21-23.
- Tunesi L., Molinari A. (2005). Species richness and biogeographic outlines of the fish assemblage of the Portofino Marine Protected Area (Ligurian Sea). *Biologia Marina Mediterranea*, 12: 116-123.
- Venturini S., Campodonico P., Cappanera V., Fanciulli G., Cattaneo Vietti R. (2017). Recreational fisheries in Portofino Marine Protected Area, Italy: some implications for the management. *Fisheries Management and Ecology*, 24: 382-391.

Walters R. D. M., Samways M. J. (2001). Sustainable dive ecotourism on a South African coral reef. *Biodiversity & Conservation*, 10: 2167-2179.

Wilhelmsson D., Öhman M. C., Ståhl H., Shlesinger Y. (1998). Artificial reefs and dive tourism in Eilat, Israel. *Ambio*, 27: 764-766.

Worachananant S., Carter R.W., Hockings M., Reopanichkul P. (2008). Managing the impacts of SCUBA divers on Thailand's coral reefs. *Journal of Sustainable Tourism*, 16: 645-663.

Zainal Abidin Z., Badaruddin M. (2014). A review of SCUBA diving impacts and implication for coral reefs conservation and tourism management. SHS Web of Conferences. 4th International Conference on Tourism Research (4ICTR), 12: 01093

Zakai D., Chadwick-Furman N. E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation*, 105: 179-187.

Ringraziamenti

Che cosa dire? Un mega grazie va ai miei genitori che mi hanno dato l'opportunità, non scontata, di poter studiare assecondando i miei sogni, a volte forse "infantili". Grazie per i soldi spesi, per aver avuto fiducia e per non avermi mai fatto mancare nulla. Grazie per i messaggi silenziosi ma sempre presenti di papà e per il "Ho comprato questo e quello, portalo a Genova" di mamma. Grazie a voi son riuscita ad arrivare qui, e oltre.

Ringrazio infinitamente Giuli, la mia confidente, compagna, amica, tutor, coinquilina, convivente... Tutto! In punta di piedi sei stata sempre al mio fianco, hai sempre avuto fiducia in me (e più di me); credo che non ci sia al mondo persona più fiera, più contenta e più orgogliosa dei miei traguardi e della persona che sono... Credimi, per me è meglio di una dichiarazione d'amore. Questa laurea è anche un po' tua, sicuramente tra sardine, ossigeno nei mari e impatti della subacquea sarai pronta per fare anche tu la biologa dei pesci. Grazie, la tua *Garetta Garetta* sarà sempre grata! Grazie anche a Monica ed Arnaldo, miei secondi genitori e sostenitori... Buon sangue non mente!

Ringrazio tutti i miei amici conosciuti all'università, Aure, Marty, Yvan (ragazzi, per l'idea della spiaggia in Sardegna ci sono sempre), Sara, Elena, Marco, Ale... Senza di voi non avrei riso così tanto e avrei avuto sicuramente molta meno voglia di prendere mille treni ogni *weekend*. Grazie mille per tutto, son sicura che non ci perderemo mai... e viva Takeusout afftenofferico!

Un grosso grazie va ad Ahlam, la coinquilina (semi) perfetta che grazie ai suoi tajin, cous cous, risate, birrette e chiacchiere mi ha alleviato molte giornate/serate.

Ringrazio le mie amiche "genovesi", le ragazze dell'Iscixedda, posto in cui il mio amore folle per il mare è nato. Le due Eli, Cami, Melli e i vostri genitori/parenti/amici, grazie! Ci siete stati sempre, presto mangeremo i pansoti insieme.

Vorrei ringraziare anche i miei amici di sempre, quelli che son venuti a trovarmi a tutti i costi e quelli che non l'hanno fatto ma mi hanno accolto a casa ogni volta come se nulla fosse cambiato.

Ringrazio anche gli amici nuovi, che nonostante il poco tempo passato insieme hanno lasciato la loro impronta nella mia vita.

Grazie ad Alle, Gio, Sara e Marti, scapolottine che hanno saputo donarmi in pochissimo tempo sprazzi di felicità quotidiana e a tutti i colleghi di lavoro che passando da "Autochtonae" e percependo il disagio mi hanno dato sorrisi e incoraggiamenti.

Infine, vorrei ringraziare il mio relatore, prof. Betti per la sua estrema gentilezza, umiltà e disponibilità, insieme a tutto il gruppo zoologi del 6° piano del DISTAV.