



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI CAGLIARI

**SCUOLA DI DOTTORATO IN
BIOLOGIA E BIOCHIMICA DELL'UOMO E DELL'AMBIENTE
COORDINATORE: PROF. E. SANNA
XXIII CICLO**

**SETTORE SCIENTIFICO DISCIPLINARE
ECOLOGIA BIO/07**

**Bio-ecologia e stato della risorsa *Corallium rubrum* (L. 1758)
in Sardegna: fondamenti per una razionalizzazione della
gestione**

Tutor:

Dr. Andrea Sabatini

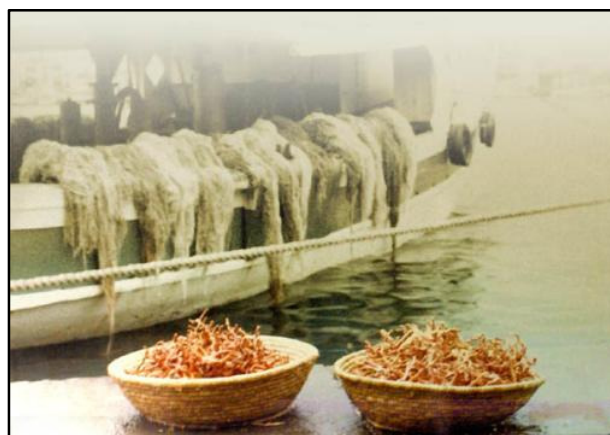
Dottoranda:

Dott.ssa Claudia Pedoni

ANNO ACCADEMICO 2009-2010

Alla mia famiglia

“Quando si parla di corallo rosso del Mediterraneo siamo nell’ambito del corallo prezioso ed è indispensabile analizzare la sua raccolta e la sua lavorazione tenendo conto che questo significa tornare indietro nel tempo di migliaia di anni. Colui che sceglie di lavorare questa materia prima fa tesoro di un’arte antichissima (Cicogna, 2000).”





ABSTRACT

Renewable resources have always been exploited by fishermen. These resources suffer the increasing number of human-induced disturbances over the last decades (Bostford et al., 1997; Harvell et al., 1999; Jackson et al., 2001). Among these disturbances the overfishing is known to reduce size and abundance of resources (Dayton et al., 1995; Jennings and Kaiser, 1998).

The red coral, *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758), is one of the most vulnerable resources in the Mediterranean Sea. This vulnerability is because *C. rubrum* is long lived, has a slow growth (Grigg, 1989) and a early sexual maturity (Santangelo et al., 2003; Torrents et al., 2005; Tsounis et al., 2006). Red coral is a sedentary species and it is not a single individual, but a colony made up of many units (polyps). Any unit can produce gametes. The only capacity to move is of the planula (first stage of life cycle) that has, anyway, a limited one. Therefore the linkage between populations is more weak as the distance between populations increases. This means that red coral populations are genetically isolated (Abbiati et al. 1992,1993; Costantini et al. 2007a,b, 2010; Cannas et al. 2010). For these peculiarities red coral has sustained the effects of an immoderate exploitation. Nonetheless this resource is still considered abundant in the north-western Mediterranean Sea (Torrents et al., 2004). The big harvesting of this resource is because of its skeleton axis that has been used in jewellery since antiquity (Morel et al., 2000).

All the knowledge about red coral biology and its goodness is about shallow populations (<50 m) in Spanish waters (García-Rodríguez and Massò 1986), in Italian waters (Bramanti et al. 2005, 2007, 2009, 2010; Cattaneo-Vietti et al. 1993; Cerrano et al. 2000, Santangelo et al. 1988, 1993, 1997,1999,2003, 2009; Vighi 1970) and in French waters (Garrabou and Harmelin 2002, Marschal et al. 2004). Little is known about deeper populations (>50 m) and the only survey was developed by Rossi et al. (2008) in a depth range between 50 and 230 m in Cap de Creus (Spain).

All these results has highlighted an immoderate exploitation. Nonetheless this resource is still considered abundant in the north-western Mediterranean Sea (Torrents et al., 2005). The main concern is not about an ecological extinction but about a commercial one (Santangelo et al. 2004).

Because of the lack of information about red coral deeper populations, the aim of this thesis was to learn how much is possible about these populations considered 'commercial'.

First notes about harvesting of red coral in Sardinia date back to XI century (Doneddu and Fiori, 2003). People from different part of the world, with different tools, harvested red coral in the past centuries and since 1979 the management of the precious coral has been regulated by a regional law (L.R. n° 59). With the results obtained through our research, we would like to improve the harvesting regional regulation.

Our survey was carried out in the Northern and the Western coast of Sardinia on populations settled in a depth bigger than 80 m. The demographic structure obtained with data collected, highlights that dimensions of deep colonies are bigger than shallow ones. In fact red coral colonies from deep population can reach a bigger basal diameter, height and weight than shallow colonies (Abbiati et al., 1999; Bramanti et al., 2005; Santangelo et al., 1993; 1999; 2007). We acquired three different population structures from the Northern coast and from the Western coast divided in north and south: all the populations have similar basal diameter but they reach different height. The red coral from Northern coast is characterized to be short and squat, population from North-



Western coast is characterized to be very height, whereas population from South-Western coast has an intermediate structure between the other two. This happens probably because in the first period of growth there is an increase of the height, essential for the colony to raise from the substrate, than is more important to increase in number of polyps to have a bigger surface for food and reproduction (Cocito et.al. 2003). So this is a confirmation of unlimited growth of modular organisms (Jackson *et al.* 1986, Sebens 1983) that, anyway, could be biased from environmental factors (Coma *et al.* 1998).

The different morphology found among populations could be imputed both anthropologic and environmental factors. In fact the studied geographic areas are subjected to different currents. The Northern coast is subjected to currents from east and west that would limited the height growth. The North-Western coast is subjected to strong north-westerly wind which blows in the Mediterranean, called Maestrale, that produce a north current with a lower speed that would permit a bigger height growth.

For this big difference between the two areas, we focalized our study on red coral growth in their populations. The biometric measure that better describe the colony age is the basal diameter (Garcia-Rodríguez and Massò 1986, Garrabou and Harmelin 2002, Santangelo *et al.* 1993). So we used the indirect aging method of staining organic matrix (Marschal *et al.* 2004) to estimate the growth rate of red coral. This analysis permitted to confirm that colonies from the two studied areas have different basal diameter growth. The growth rate is faster in colonies from the North-Western coast that in colonies from Northern coast. Our studies also permitted to understand that deeper red coral populations grow faster than shallow ones (Vielmini *et al.* 2010, Gallmetzer *et al.* 2010).

Finally we carried out a study of the reproductive output as a function of various parameters that is very important for our understanding of population dynamics. In fact the survival of any population depends on a sufficiently high reproductive potential and on the success of the recruits (Tsounis *et al.*; 2006a). The deep analyzed population, showed bigger values of fecundity and fertility than shallow populations analyzed in past studies (Vighi 1970, Weinberg 1979, Santangelo *et al.* 2003, Torrents *et al.* 2005, Tsounis *et al.* 2006).

So we can state that deep red coral populations have a higher reproductive output and a faster grow than shallow populations, that let them to better recover after environmental or anthropological disturbances.

We can affirm that in Sardinian seas the regional legislation (L.R. 59) has been working well until today. In fact, thanks to the application of the biomass model (Caddy, 1993) to our estimated data of colonies age, we can say that the red coral resource is in a "good ecological state".

Anyway because of differences between growth rates in different geographic areas and between reproductive output in deep and shallow populations, and because of genetically isolation, should be convenient to not increase the catch effort in the future and to define the management of the red coral resource to a more localized geographic level always well supported with technical and scientific monitoring.



INDICE

1 Introduzione	8
2 Biologia della specie	11
2.1 Sistematica	11
2.2 Habitat	13
2.3 Distribuzione	14
2.4 Morfologia	16
2.5 Alimentazione	17
2.6 Struttura di popolazione e densità	18
2.7 Mortalità	19
3 Storia della raccolta del corallo rosso	21
3.1 La raccolta del corallo dal I secolo al XIX secolo d.C.	21
3.2 La raccolta del corallo nel XX secolo	25
3.3 La raccolta del corallo in Sardegna	27
3.4 Zone coralli gene di Sardegna	30
3.5 Attrezzi per la raccolta	32
3.6 Legislazione regionale sarda	35
3.7 Dati di raccolta dal 1700 a oggi	40
4 Area di studio	43
5 Dinamica di popolazione	46
5.1 Introduzione	46
5.2 Materiali e Metodi	49
5.3 Risultati	52
5.4 Discussione	80



6 Accrescimento	83
6.1 Introduzione	83
6.2 Materiali e Metodi	87
6.3 Risultati	91
6.4 Discussione	102
7 Biologia della riproduzione	105
7.1 Introduzione	105
7.2 Materiali e Metodi	109
7.3 Risultati	112
7.4 Discussione	140
8 Conclusioni	144
Bibliografia	150
Appendice I- Mappe dei banchi coralliferi	164
Appendice II- Morfologia colonie	168
Appendice III- Sezioni sottili	170
Annesso I- Metodica sezioni sottili e colorazione della matrice organica	172
Annesso II- Allestimento del preparato istologico per l'analisi microscopica delle gonadi	175



CAPITOLO 1

INTRODUZIONE

Le risorse rinnovabili, da sempre oggetto di impiego da parte dell'uomo, hanno subito, nelle ultime decadi, un notevole incremento nei disturbi di origine antropica (Botsford *et al.*, 1997; Harvell *et al.*, 1999; Jackson *et al.*, 2001). Tra questi uno dei principali è sicuramente l'*overfishing*, ovvero l'eccessiva attività di pesca che nel tempo porta ad una progressiva riduzione delle taglie e dell'abbondanza di cattura delle risorse (Dayton *et al.*, 1995; Jennings & Kaiser, 1998), oltre che al raggiungimento di livelli prossimi al massimo sfruttamento sostenibile con conseguenti danni sia a livello energetico che biologico.

Tra le risorse biologiche marine più esposte a tale disturbo *Corallium rubrum* (L. 1758), noto con il nome di corallo rosso, è sicuramente una delle più vulnerabili. Specie endemica del Mediterraneo, la biologia del corallo rosso differisce in numerosi aspetti da quella di altri organismi marini commercialmente sfruttati. Molte delle singolari caratteristiche possono avere importanti risvolti sull'efficacia dei piani gestionali. In un certo modo il corallo rosso ha imposto notevoli cambiamenti ai responsabili della gestione del settore pesca, in quanto abituati a gestire risorse demersali, che risultano essere caratterizzate da cicli vitali perlopiù brevi e con accrescimento veloce, che producono milioni di gameti rilasciandoli nella colonna d'acqua. Il corallo rosso presenta invece caratteristiche differenti. Innanzi tutto non parliamo di un singolo individuo ma di una colonia composta da numerosi polipi, ovvero è quello che viene definito un organismo modulare. Ciascuno di questi polipi è in grado di produrre gameti. È una specie sessile, nello stadio adulto, e la limitata capacità di dispersione si affida esclusivamente all'azione dei gameti e delle larve che in genere si insediano non distanti dalle colonie parentali. I collegamenti tra le popolazioni perciò sono deboli e diventano irrilevanti all'aumentare della distanza tra i siti. Le popolazioni sono geneticamente isolate. Quando una popolazione è sovrasfruttata non può fare affidamento sulle reclute delle popolazioni vicine per ristabilirsi. *C. rubrum* è una specie longeva con un lento accrescimento e occorrerebbe tantissimo tempo alla popolazione per superare qualsiasi tipo di disturbo. È



una specie sensibile non solo alla pesca ma anche all'emergente problema del cambiamento climatico e al relativo problema di riscaldamento globale e di acidificazione oceanica.

Per quanto riguarda il problema della raccolta eccessiva, la forte richiesta di *C. rubrum* è principalmente imputabile all'alto valore economico dello scheletro assiale in carbonato di calcio. È stato perciò sfruttato a lungo per il suo uso in gioielleria sin dall'antichità (Morel *et al.*, 2000) oltre che per il suo uso apotropaico e curativo. Lo sfruttamento intenso ha causato un marcato decremento delle taglie delle colonie presenti (Garrabou & Harmelin, 2002), anche se, nonostante ciò, la risorsa si può considerare ancora abbondante nel Mediterraneo nord-occidentale (Torrents *et al.*, 2004). Non si teme perciò il rischio di una estinzione ecologica per questa specie ma piuttosto di un'estinzione commerciale (Santangelo *et al.*, 2004). Per capire le ragioni di questa vulnerabilità e per preservare lo stock di corallo rosso è necessario ampliare le conoscenze sulla dinamica di popolazione di questa specie, sulle caratteristiche del suo ciclo vitale e sulla variabilità genetica (Santangelo & Abbiati, 2001).

Sono stati portati avanti numerosi studi riguardanti il corallo rosso in diverse aree del mar Mediterraneo, nonostante ciò pochi sono relativi alle popolazioni presenti al di sotto dei 50 m di profondità (Tsounis *et al.*, 2007; Rossi *et al.*, 2008; Cannas *et al.*, 2010). Le indagini effettuate riguardanti la demografia, il reclutamento, l'insediamento e la mortalità (Santangelo & Abbiati, 2001; Garrabou & Harmelin, 2002; Bramanti *et al.*, 2003; 2005), la competizione per lo spazio e la distribuzione (Giannini *et al.*, 2003) hanno contribuito a capire l'ecologia del corallo rosso nelle popolazioni situate nelle acque superficiali, fornendo dei dati utili e dei risultati che mostrano come le popolazioni odierne siano estremamente dominate da colonie giovani e di piccola taglia (Santangelo *et al.*, 2003; Tsounis *et al.*, 2006 a, b). Contrariamente a questo, le colonie presenti nelle regioni meno accessibili ai corallari professionisti o sfruttate da pochi specialisti usando tecnologie avanzate, presentano taglie molto più grandi (Tsounis *et al.*, 2007).

Prendendo in considerazione la realtà che ci è più vicina ovvero quella del corallo rosso presente nei mari sardi le prime note riguardanti la raccolta di tale risorsa nel Mar di Sardegna (Mediterraneo Occidentale) risalgono addirittura all'XI secolo (Doneddu & Fiori, 2003). La raccolta del corallo rosso veniva praticata in particolare da pescatori francesi lungo la costa occidentale (Alghero, Bosa, Sant'Antioco) sin dal 1300 d.C. (Doneddu &



Fiori, 2003). Nei successivi secoli, dal XV al XVI anche pescatori italiani e francesi iniziarono a sfruttare i banchi di corallo sardo, fino a quando i pescatori da Torre del Greco (Italia) ebbero la supremazia sulla raccolta del corallo (Doneddu & Fiori, 2003). Poco è noto sulla pesca del corallo dal XVII al XIX secolo (Doneddu & Fiori, 2003). Dati più recenti sulla pesca di *C. rubrum* (Santangelo *et al.*, 1993) mostrano che nel 1991 nel Mediterraneo occidentale la più alta produzione era concentrata in Sardegna (3 tonnellate all'anno) (Santangelo *et al.*, 1993). In Sardegna l'attività di raccolta di *C. rubrum* quindi ha sempre rivestito un importante ruolo per l'economia e la cultura isolana. La lavorazione artigianale e la creazione di gioielli continuano ad essere svolte da coloro che sono stati i principali protagonisti nella storia della raccolta del corallo.

Un primo preciso quadro dello stato della risorsa si è avuto solamente tra il 2006 e il 2007 grazie a studi effettuati dal Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia dell'Università degli studi di Cagliari su banchi di corallo della costa settentrionale ed occidentale della Sardegna. Tali studi hanno evidenziato come gli effetti della pesca con l'ingegno sono stati dannosi e difficilmente sanabili a breve termine. Segni dell'azione indiscriminata di questo attrezzo sono ancora particolarmente evidenziabili nelle coste settentrionali e occidentali dell'isola (comunicazione personale) nelle quali, tuttavia, sono stati identificati banchi consistenti ricchi di colonie di rilevanti dimensioni.

In linea generale, le aree esplorate hanno mostrato una consistente biomassa corallina sottolineando come la risorsa corallo in Sardegna sia in equilibrio con lo sforzo di prelievo regolamentato dall'attuale normativa (Pedoni *et al.*, 2009).

L'obiettivo di tale lavoro è stato quello di fornire le informazioni riguardanti le caratteristiche ecologiche del corallo rosso effettuando degli studi dettagliati sulla dinamica della popolazione e della biologia della specie riguardanti la struttura di popolazione, l'accrescimento e la biologia riproduttiva riguardanti le popolazioni appartenenti alle acque profonde (>80 m), data l'influenza economica e culturale che tale specie presenta in tutto il Mediterraneo. Con tale obiettivo si è cercato inoltre di valutare quale sia lo stato della risorsa per capire se la legislazione vigente fosse abbastanza adeguata o potesse essere comunque migliorata al fine di una regolamentazione sempre più ottimale mirata alla conservazione del cosiddetto Oro Rosso.

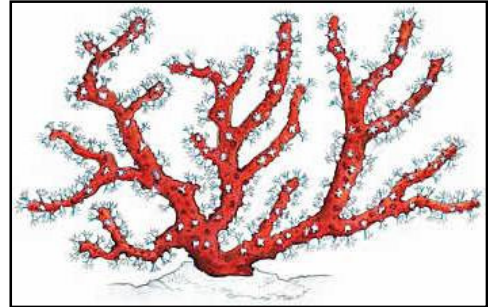


CAPITOLO 2

BIOLOGIA DELLA SPECIE

2.1 Sistematica

Corallium rubrum (L.,1758) appartiene al phylum Cnidaria, classe Anthozoa, sottoclasse Ottocorallia, ordine Gorgonacea. Diblastici, con simmetria raggiata, gli cnidari sono gli organismi più semplici tra gli Eumetazoi. La parete del loro corpo

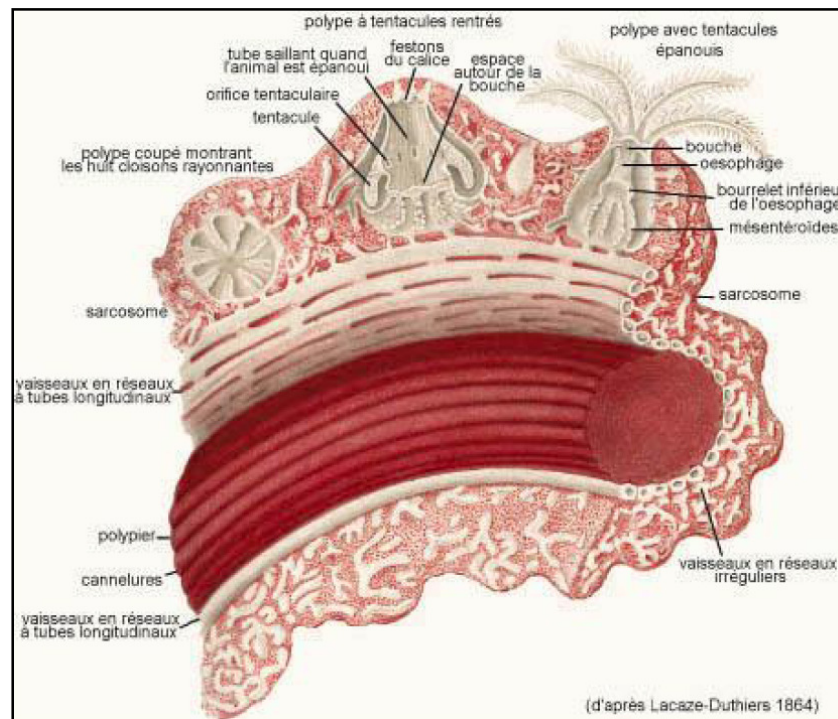


sacciforme è composta da tre strati: uno esterno l'epiderma, uno interno che riveste la cavità intestinale il gastroderma, ed uno intermedio la mesoglea. La cavità intestinale giace lungo l'asse polare dell'animale e possiede un'unica apertura esterna, una bocca posta ad una estremità del corpo e circondata da estensioni digitiformi della parete, i tentacoli. Il nome del phylum deriva dagli cnidociti, cellule che contengono degli organi estroflessibili dette cnidae. Le cnidae possono essere urticanti o adesive e vengono chiamate rispettivamente nematocisti o spirocisti; queste strutture sono localizzate principalmente sui tentacoli e hanno funzioni predatorie. La forma del corpo degli cnidari può variare a seconda della classe e durante il ciclo vitale metagenetico, essi possono assumere forma polipoide sessile o medusoide liberamente natante. Tutti gli cnidari vivono in ambiente acquatico, la maggior parte in ambiente marino. Le classi più rappresentative di questo phylum sono la classe Hydrozoa, la classe Scyphozoa e la classe Anthozoa. Nella classe Anthozoa si manifesta solo la fase polipoide che può essere solitaria e di notevoli dimensioni, come nelle attinie, o coloniale, come nelle madrepore e nei coralli. I polipi di questa classe sono i più complessi del phylum, hanno un mesenchima cellulare spesso, una gastrodermide provvista di cnidociti e una cavità gastrovascolare concamerata in setti, chiamati setti mesenterici.

In base al numero di tentacoli ed al numero di mesenterici gli antozoi si possono dividere in due sottoclassi: la sottoclasse Ottocorallia in cui i polipi hanno otto tentacoli pinnati e otto mesenterici completi; e la sottoclasse Exacorallia, di cui fanno parte i



madreporari (coralli costruttori di barriera), in cui i tentacoli sono sempre lisci, in numero di sei o più, ed i mesenteri sono presenti in multipli di dodici. La sottoclasse Octocorallia comprende per lo più specie coloniali i cui polipi sono collegati da una massa di tessuto detta “cenchima” o “cenosarco”. Il cenchima consiste di una spessa massa di mesoglea attraversata da tubi gastrodermici che comunicano con la cavità gastrovascolare dei polipi. La superficie dell’intera colonia è rivestita da uno strato di ectoderma che si congiunge con l’ectoderma dei polipi; solo la parte posteriore del polipo sporge fuori dal cenosarco. Gli amebociti del cenchima secernono materiale scheletrico formando un endoscheletro che ha la funzione di sostenere la colonia. Questa struttura è molto diversa da quella delle madrepori, nelle quali lo scheletro è esterno. Lo scheletro degli otto coralli può essere composto da spicole calcaree o da materiale corneo. Nell’ordine Gorgonacea lo scheletro è composto prevalentemente da una sostanza organica, gorgonina, mentre nel *Corallium rubrum* è costituito prevalentemente da una massa di spicole calcaree fuse di colore rosso. Lo scheletro è percorso da caratteristici solchi longitudinali che alloggiavano i tubi gastrodermici, i quali costituiscono il sistema di comunicazione tra i polipi della colonia (Ruppert, Fox e Barnes 2006) (Fig. 1).

Fig. 1- Sezione di un ramo di *C. rubrum*



2.2 Habitat

C. rubrum si sviluppa su un substrato di origine biogenica che prende il nome di coralligeno. Questo si forma principalmente per l'accumulo di alghe calcaree incrostanti in zone scarsamente illuminate e in acque relativamente calme. Il coralligeno è una biocenosi endemica del Mediterraneo che si sviluppa tra i 15 e i 120 metri di profondità, estendendosi prevalentemente nella zona circalitorale. Nella zona infralitorale, il coralligeno è meno frequente e occupa aree più ristrette, sviluppandosi su pareti verticali, o all'interno di fessure.

La parola francese “Coralligène” (“produttore di corallo”) fu usata per la prima volta nel 1883 da Marion per descrivere i fondali duri, presenti al largo di Marsiglia, caratterizzati dall'abbondanza di alghe coralline, principalmente *Mesophyllum*, *Pseudolithophyllum*, *Lithophyllum* (De Toni, 1915; Feldmann, 1937; Pérès & Picard, 1964; Boudouresque, 1970; Hong, 1980; Ballesteros, 1991b; Sartoretto, 1996) e dalla presenza di corallo rosso (*Corallium rubrum*). Dalla fine del 1800 ad oggi sono stati fatti numerosi studi, volti ad approfondire le conoscenze di questa biocenosi, anche perché, dopo le praterie di *Posidonia oceanica* (Boudouresque, 2004a), il coralligeno rappresenta il secondo “hot spot” di biodiversità più importante. La maggior parte di essi, però, si riferiscono al Mediterraneo occidentale,

I fattori ambientali influiscono con un'ampia variabilità su questa biocenosi: tra i diversi fattori, la luce sembra essere quello che maggiormente condiziona la distribuzione degli organismi bentonici (Ballesteros, 1992; Martì *et al.*, 2004;2005). Le macroalghe, inoltre, principali biocostruttori del coralligeno, pur non sopportando alti livelli di irradianza (Pérès & Picard, 1964; Laubier, 1966), necessitano di luce per crescere. La profondità minima per lo sviluppo del coralligeno è molto variabile e dipende dalla quantità di luce che riesce a penetrare nella colonna d'acqua. Se la torbidità dell'acqua è tale da limitare notevolmente la penetrazione della luce, il coralligeno si può sviluppare anche a modeste profondità (Laborel, 1987; Sartoretto, 1994). Secondo Ballesteros (1992) le comunità del coralligeno sono in grado di svilupparsi quando l'irradianza è compresa tra lo 0,05% e il 3% dell'irradianza presente in superficie.

Secondo Hong (1982) nel coralligeno si possono distinguere quattro categorie di invertebrati:



2.3 Distribuzione

- Biocostruttori del coralligeno: (alghie calcaree, briozoi, serpulidi, antozoi e poriferi).
- Criptofauna in grado di colonizzare le piccole fessure e le cavità della struttura (molluschi, crostacei e policheti).
- Epifauna ed endofauna.
- Specie erosive (*Lithophaga lithophaga*, poriferi del genere *Cliona*).

2.3 Distribuzione

Il corallo rosso è una specie sciafila endemica del Mediterraneo e delle vicine coste Atlantiche che si ritrova principalmente nel bacino centrale ed occidentale, tra i 5 e i 350 m di profondità, sebbene sia più comune tra i 30 e i 200 m, e in popolazioni più piccole anche nel bacino orientale, ad un range batimetrico tra i 60 e i 200 m, e nelle coste lungo l’Africa intorno alle isole Canarie, a sud del Portogallo e intorno all’isola di Capo Verde (Chintiroglou *et al.* 1989; Marchetti 1965; Weinberg 1976; Zibrowius *et al.* 1984) (Fig. 2). Recentemente il limite batimetrico al quale si distribuisce il corallo rosso è stato decisamente ampliato: da 350 a 600-800 m nel Mediterraneo centrale nello stretto di Sicilia (Costantini *et al.* 2010; Freiwald *et al.* 2009; Taviani *et al.* 2010).

Ancora la presenza di tale specie viene riportata da Iacobelli (GFCM 1984) all’estremo est del bacino mediterraneo orientale e nel Mare Egeo. Marchetti (1965) evidenzia l’esistenza del prezioso corallo nelle acque profonde intorno alle isole Maltesi, nonostante non esista nessuna mappa dettagliata che riporti questi bacini coralliferi. Si riporta inoltre la presenza di corallo rosso in Turchia (la raccolta fu proibita nel 1990 secondo la legislazione turca secondo Anonymous, 2009, Cites CoP15 Proposal 21) nelle coste del Senegal e della Mauritania (GFCM 1984).

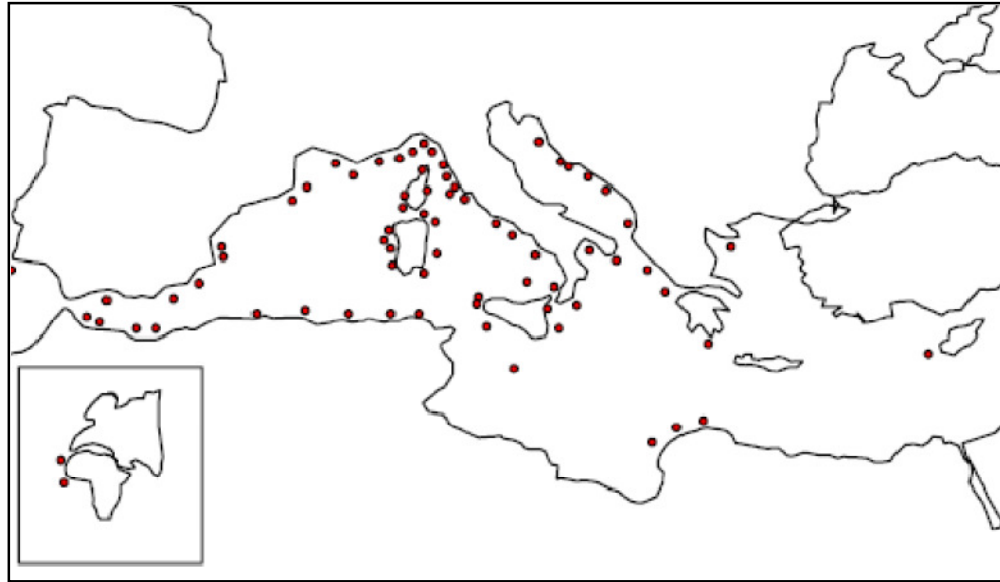


Fig. 2- Distribuzione geografica di *Corallium rubrum*. I cerchi rossi rappresentano i banchi di corallo

I più importanti fattori che influenzano la presenza di popolazioni di *C. rubrum* sono:

1) Luminosità: infatti il corallo rosso è una specie sciafila, la sua distribuzione è limitata dalla luce (Weinberg, 1979).

2) Pendenza ed esposizione della parete: influenzano luce e idrodinamismo (Laborel e Vachelet, 1961; Marchetti, 1965; Stiller e Rivoire, 1984).

3) Temperatura: *C. rubrum* colonizza principalmente ambienti che rimangono al di sotto del termoclino estivo. (Weinberg, 1979 B; Stiller e Rivoire, 1984).

4) Idrodinamismo: (Laborel e Vachelet, 1961; Stiller e Rivoire, 1984).



2.4 Morfologia

Il corallo rosso è una specie modulare con colonie che generalmente si ramificano in modo dicotomico su uno o più piani. La morfologia degli individui, varia a seconda delle caratteristiche ambientali e geografiche: a basse profondità, in genere, si trovano colonie di piccole dimensioni e poco ramificate, nelle zone più esposte delle grotte sono arborescenti su un solo piano, e all'interno delle cavità si ramificano su diversi piani. I polipi, presenti su tutte le ramificazioni, sono di colore bianco e quando sono espansi possono misurare 5 mm (Fig. 3). Il cenosarco contiene numerose spicole cruciformi di colore rosso e di lunghezza variabile da circa 24 a 60 μm (Bavestrello *et al.*, 1997). Le spicole sono sede di un'intensa attività di calcificazione, e dalla loro fusione deriva l'asse scheletrico centrale. L'intensità della colorazione è variabile dal rosa al rosso intenso. Sebbene l'altezza delle colonie possa superare i 50 cm (Garrabou & Harmelin, 2002) e i 450 g di peso (Pedoni *et al.*, 2009) in passato sono state segnalate colonie alte più di un metro e del peso di oltre 30 kg (Pax & Muller, 1962). Oggi, a causa del massiccio sfruttamento, la maggior parte delle colonie delle popolazioni superficiali presenti nel Mediterraneo hanno un'altezza di 4-6 cm (Garrabou *et al.*, 2001; Santangelo *et al.*, 2003; Tsounis, 2005). ,ed è assai raro nelle acque superficiali trovare colonie più alte di 20 cm (Garrabou & Harmelin, 2002) mentre nelle popolazioni profonde si trovano ancora colonie che superano i 30 cm (Cannas *et al.*, 2010; Pedoni *et al.*, 2009.)

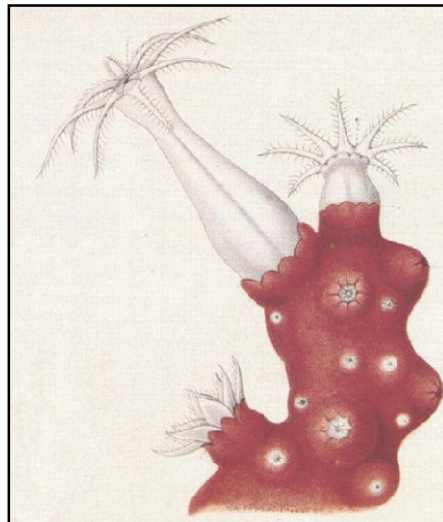


Fig.3- Polipi bianchi espansi



2.5 Alimentazione

Dal punto di vista trofico il corallo rosso fa parte dei cosiddetti “*suspension feeders*”, animali la cui alimentazione è basata sulla cattura per filtrazione di piccole particelle planctoniche, in particolare esso si nutre principalmente di POM, organismi planctonici di piccole dimensioni (nanoplancton e picoplancton) ed è in grado di assorbire anche materia organica disciolta (DOM) (Picciano M. & Ferrier-Pagès C., 2007; Tsounis *et al.*, 2006). La cattura di questi organismi unicellulari è facilitata dalla presenza di un muco che riveste i tentacoli; dopo il contatto, i tentacoli si ritraggono e sottopongono la particella ad analisi tattile. Segue l’ingestione o l’espulsione della preda. I tentacoli possono allungarsi e dare origine ad un filamento lungo tre volte il tentacolo stesso. Durante la cattura il filamento si contrae e si accorcia, avvolgendosi a spirale sotto il punto di contatto con la particella alimentare (Abel, 1970). Come accennato in precedenza, l’intera colonia ha in comune il sistema gastrovascolare e questa struttura coloniale assicura al singolo polipo il nutrimento anche quando è impossibilitato a nutrirsi direttamente. Non possedendo l’apertura anale, tutte le sostanze non assimilate e i prodotti di scarto vengono espulse attraverso la bocca. La respirazione avviene per scambi diretti con l’acqua di ossigeno e anidride carbonica e il sistema nervoso è semplice, costituito da una rete di cellule nervose, e privo di cellule di senso specializzate.

I “*suspension feeders*” non prelevano le particelle singolarmente, ma tendono a catturare il cibo in massa; questa strategia, che comporta un bassissimo dispendio energetico, rappresenta un meccanismo di alimentazione ottimale nell’ambiente marino.

Gli scambi di energia e materia tra il plankton e il benthos sono cruciali per comprendere gli ecosistemi litorali; nonostante ciò, il contributo dei “*suspension feeders*” a questi processi è stato preso in considerazione solo recentemente (Gili & Coma, 1998) e l’attenzione è stata rivolta principalmente allo studio dei filtratori attivi come spugne, bivalvi e ascidie, più efficienti nel sottrarre il seston dalla colonna d’acqua (Petersen & Riisgård, 1992; Pile *et al.*, 1996; Ribes *et al.*, 1999).

Gli ottocoralli, tra i quali troviamo *C. rubrum*, sono “*suspension feeders*” a filtrazione passiva che, oltre a regolare i processi di trasferimento dell’energia, mediano le interazioni trofiche e i processi di trasferimento della materia tra plankton e benthos (Cloern, 1982; Officer *et al.*, 1982; Fréchette *et al.*, 1989; Riisgård *et al.*, 1998; Arntz *et al.*, 1999). L’ordine dei gorgoniacei, in particolare, gioca un ruolo molto importante



2.6 Struttura di popolazione e densità

sull'ecosistema (True, 1970; Kinzie, 1973; Brazeau & Lasker, 1989; Coma *et al.*, 1995; Orejas *et al.*, 2001): la struttura tridimensionale permette una buona interazione tra le porzioni ricettive e il seston ed è molto più efficiente rispetto alla struttura bidimensionale della maggior parte degli organismi bentonici. Le comunità di “suspension feeders”, quindi, si sono evolute verso una complessa struttura tridimensionale in grado di processare e assorbire grandi quantità di energia in modo da economizzare e massimizzare i benefici da essa derivati. La comunità mediterranea del coralligeno offre un ottimo esempio di comunità evoluta al fine di ottimizzare le risorse energetiche.

L'effetto dei “suspension feeders” sulle comunità planctoniche è di una drastica riduzione della concentrazione e del tempo di residenza delle particelle nella colonna d'acqua.

Alcuni studi sulla predazione del plancton da parte degli cnidari hanno evidenziato che gli antozoi, animali longevi a tasso di crescita lento, sono animali molto abbondanti e la loro pressione predatoria sulle popolazioni planctoniche risulta trascurabile se si considerano le singole colonie ma, molto più alta se si considerano le intere popolazioni (Coma *et al.*, 1994).

Un altro importante ruolo rivestito dalla comunità dei “suspension feeders” è quello di creare una barriera tra il substrato e la colonna d'acqua (Gili & Coma, 1998): la presenza delle colonie all'interno della popolazione rallenta il flusso della corrente ed aumenta il tempo di residenza delle particelle nella colonna d'acqua. Inoltre, questi organismi, rappresentano un habitat per la fauna vagile del coralligeno ed incrementano la biomassa e la biodiversità della comunità (Wendt *et al.*, 1985; Mitchel *et al.*, 1992), strutturando e stabilizzando l'ecosistema (Hiscock & Mitchel, 1980; Mitchell *et al.*, 1993) con la loro struttura tridimensionale. (Dayton *et al.*, 1974; Jones *et al.*, 1994).

2.6 Struttura di popolazione e densità

La densità delle popolazioni di corallo rosso varia da luogo a luogo, secondo la profondità e il prelievo subito dal banco (Rossi *et al.* 2008; Tsounis *et al.* 2006b). Schematicamente possiamo distinguere due diverse situazioni spaziali:

1. le popolazioni delle acque poco profonde, ovvero quelle distribuite fino a 50 m di profondità, sono caratterizzate da una alta densità (fino a 1000 colonie/m²) e da colonie di piccola taglia (fino a 5 cm di altezza)



2. le popolazioni delle acque profonde, che si estendono fino ai 200 m di profondità e oltre, caratterizzate da una bassa densità e da colonie di grossa taglia. A questo range di profondità, le colonie sono caratterizzate da un ampio “branching pattern” (Cannas *et al.*, 2010; Santangelo *et al.*, 2007) che formano piccoli aggregati su banchi singoli e su aree caratterizzate da substrati duri, dove le colonie sono concentrate sulla superficie esposta alla corrente più intensa (Cannas *et al.*, 2010; Rossi *et al.*, 2008).

2.7 Mortalità

L'alto valore commerciale del corallo rosso comporta che questa vulnerabile specie sia soggetta non solo alla mortalità naturale ma anche ad una mortalità di raccolta. La mortalità naturale del corallo rosso è causata dalla competizione per lo spazio con spugne o altre specie sessili, dall'azione di spugne perforanti (Harmelin *et al.*, 1984) o di movimenti sismici (Di Geronimo *et al.*, 1994) che causano alterazione del substrato, dalla predazione da parte del piccolo gasteropode *Pseudosimnia carnea* e del crostaceo *Balssia gasti* (Abbiati *et al.*, 1992) e dall'aumento della sedimentazione. La mortalità su *C. rubrum* ha un diverso impatto che dipende dalla taglia delle colonie. Le colonie più grandi infatti presentano una maggiore resilienza agli stress naturali. Al contrario gli individui più piccoli soffrono maggiormente gli stress mostrando dei tassi di mortalità naturale più alti per l'intera colonia.

Sono stati osservati dei fenomeni di mortalità di massa nelle popolazioni delle acque superficiali legati ad anomalie delle temperature (Bramanti *et al.*, 2005). Un evento fu registrato nell'estate del 1999 durante il quale molte popolazioni superficiali di corallo rosso del Mediterraneo occidentale hanno subito una mortalità di massa che ha interessato anche numerosi invertebrati sessili tra cui altri gorgonacei come *Eunicella cavolini*, *Eunicella singularis* e *Paramuricea clavata*. Tali morie interessarono circa l'80% delle colonie. Le morie furono registrate a partire dal mese di agosto e si protrassero fino a novembre, interessando un'area che si estende dall'Isola d'Elba al Golfo di Genova, e continua fino al Golfo di Marsiglia (Perez *et al.*, 2000; Garrabou *et al.*, 2001; Linares *et al.*, 2005; Coma *et al.*, 2006). Tale fenomeno della moria si verificò in concomitanza con un aumento di temperatura che ha interessato le acque superficiali del Mediterraneo nord occidentale durante l'estate del 1999 (Perez *et al.*, 2000; Romano *et al.*, 2000): a 20 metri



di profondità fu registrato un aumento di circa 6°C rispetto all'anno precedente (da 17.3°C nel 1998 a 23.1°C nel 1999), temperature superiori ai 20°C furono riportate fino a 40 metri e il termocline si abbassò da 20 ai 40 metri di profondità. Queste anomalie possono aver provocato stress fisiologici o favorito la formazione di agenti patogeni (Cerrano *et al.*, 2000; Coma *et al.*, 2006) che danneggiarono e talvolta uccisero le colonie influenzando la dinamica delle popolazioni colpite. (Santangelo *et al.*, 2007).

Nonostante la mortalità naturale, ci sono altri tipi di disagi riguardanti il corallo rosso tra i quali è incluso l'impatto umano. Tra i principali si ricordano, l'inquinamento, il turismo, le immersioni subacquee ricreative (nelle acque superficiali), le raccolte accidentali o la degradazione dell'habitat associate agli attrezzi da pesca come lo strascico e il palamito. L'impatto della pesca è peggiorato dagli stress naturali e dai cambiamenti climatici soprattutto nelle acque superficiali dove sono stati documentati anche eventi di mortalità di massa (Cerrano *et al.*, 1999; Garrabou *et al.*, 2001).



CAPITOLO 3

STORIA DELLA RACCOLTA DEL CORALLO ROSSO

3.1 La raccolta del corallo dal I secolo a.C. al XIX secolo d.C.

Il corallo rosso vestiva una notevole importanza per i suoi molteplici utilizzi già da tempi antichissimi. Tra i primi vi è sicuramente l'uso ornamentale: il corallo viene impiegato, sia come pietra preziosa in gioielleria, sia nella fabbricazione di oggetti artistici e decorativi. La lavorazione veniva effettuata a carattere, ovvero in modo seriale, e mediante l'incisione che comporta la realizzazione di particolari e raffinati lavori che talvolta sono delle vere e proprie sculture. È noto anche il suo uso apotropaico: è attestato nella letteratura classica ed arriva sino ai giorni nostri ad esempio il corno di corallo da portare appeso al collo contro il malocchio o il rametto come portafortuna. La religione cristiana fece del colore rosso del corallo il simbolo del sacrificio di Cristo; il corallo quindi non era considerato un oggetto ma un prodotto di Dio apportatore di salute eterna. Sono varie, inoltre, le attestazioni di autori classici che sostengono un uso ricreativo del corallo: fra tutti, Plinio, Celso, Dioscoride, i tardi Paolo Egineta e Isidoro di Siviglia. Infatti già Plinio Il Vecchio (79 d.C.) indicava il corallo rosso come insostituibile rimedio nelle malattie ematiche. Infine è noto il suo uso come moneta di scambio nella pratica del baratto durante i commerci.

Quando si parla di corallo rosso del Mediterraneo siamo nell'ambito del corallo prezioso ed è indispensabile analizzare la sua raccolta e la sua lavorazione tenendo conto che questo significa tornare indietro nel tempo di migliaia di anni. Colui che sceglie di lavorare questa materia prima fa tesoro di un'arte antichissima (Cicogna, 2000).

Teofrasto nel 300 a.C. descrive il corallo come somigliante a una radice che cresce nel mare, mentre Ovidio nella *Metamorfosi* (48 a.C.) ne parla come una molle erba marina. Nel I secolo d.C. il corallo viene narrato da Plinio il Vecchio come un cespuglio marino che, a contatto con l'aria, indurisce e diventa rosso. Dal Rinascimento in poi si tentano degli esperimenti per verificare la consistenza molle del corallo, ci si rende conto della mancanza di radici e di semi (Boccone, 1674) e si fanno le prime descrizioni sui polipi,



3.1 La raccolta del corallo dal I secolo a.C. al XIX secolo d.C.

scambiati per fiori, sull'alimentazione e la riproduzione (Tournefort, 1700). Linneo classifica inizialmente il corallo come *Madrepora rubra* (1758), poi come *Isis nobilis* (1766) e *Gorgonia nobili* (1789) convintosi nel collocarlo nel Regno Animale con gli Zoofiti. Nel 1816 è Lamarck che chiama il corallo rosso *Corallium rubrum* e Lacaze-Duthiers 48 anni dopo (1864) pubblica la prima opera completa sul corallo rosso: *Histoire naturelle du corail*.

I maggiori centri di raccolta e commercio del corallo del Mediterraneo, dal 1500 al 1900, sono stati l'isola di Tabarka, Alghero, Pisa, Torre del Greco e Sicilia. Non appena scoperti i luoghi in cui la risorsa era abbondante, alcune popolazioni cercarono di ottenerne i diritti esclusivi della pesca. Fu il caso della nobile famiglia genovese, i Lomellini, che nel 1542 ottennero dall'imperatore Carlo V di Spagna, il diritto esclusivo di esercitare la pesca nell'isola di Tabarka, stipulando un contratto della durata di cinque anni (rinnovabili). Tale accordo concedeva il diritto di pesca nelle acque di "Tabarka, Marsacares et circumstanciarum coste Barbaricine", in cambio del quale il sovrano riscuoteva un canone pari ad 1/5 del valore del corallo pescato. Inoltre, vista l'importanza della risorsa e del suo commercio, vennero istituite diverse leggi che regolamentavano il comportamento degli operai e le punizioni da applicarsi in caso di sgarro.

I Lomellini in seguito stipularono accordi anche con un'altra famiglia genovese, i Grimaldi, con i quali organizzavano raccolta, lavorazione e distribuzione del prodotto. La posizione dell'isola infatti, consentiva di commerciare con le vicine popolazioni arabe prodotti quali grano, orzo, cera, olio, lana e cuoio, acquistati in grande quantità a prezzi più che dimezzati rispetto a quelli praticati in Italia, per poi essere imbarcati per Genova dove venivano rivenduti a mercanti provenienti da tutta Europa.

Il corallo pescato veniva inviato a Genova in più riprese. Le norme riguardanti la composizione delle casse erano alquanto severe e dettagliate: dovevano avere infatti, un peso netto di 113 kg ed essere marchiate con sigle diverse a seconda della tipologia del corallo contenuto.

Una volta giunto a Genova, veniva ceduto interamente ai mercanti iscritti all'Arte dei corallieri, con i quali periodicamente gli affittuari stipulavano dei veri e propri contratti di fornitura. Nel 1741, dopo circa due secoli di proficua amministrazione, l'avventura genovese in territorio barbaresco termina definitivamente: Tabarka cade nelle mani del Bey tunisino, che distrugge la fattoria.



3.1 La raccolta del corallo dal I secolo a.C. al XIX secolo d.C.

Le grandi Compagnie dei coralli Marsigliesi, Genovesi e Pisani, che si contendevano il corallo Mediterraneo, iniziarono a commerciare già dal Cinquecento. I Marsigliesi si dedicavano alla pesca lungo le coste napoletane, specialmente tra Sorrento e Capri. Già nel periodo 1380-1410 iniziarono a frequentare i banchi di Sardegna e la pesca ad Alghero, dando luogo ad un'organizzazione già sofisticata dove il naviglio provenzale faceva la spola tra Marsiglia e il porto sardo trasportando reti e vettovaglie per i pescatori. Oltre alla pesca nei banchi della Sardegna, Marsiglia acquistava corallo grezzo ad Alghero dai pescatori sardi, non solo perché i mercanti dell'isola lo davano in cambio di cordame e alfa, erba perenne delle graminacee con largo uso nell'industria, infatti dalle fibre si ricavano dalle foglie venivano fabbricati cordami e reti da pesca, ma anche perché Marsiglia riesportava poi il corallo lavorato dalle mani esperte degli Ebrei, in Catalogna, nelle Baleari e a Tunisi. Nel 1553 costituiscono la compagnia chiamata *Grande Compagnie du Corail des mers de Bone*, che riesce ad ottenere il monopolio della pesca su 250km di costa barbaresca, da Montefusco a Capo Negro, impiantando tre fondaci: a Bona, a Marsacares (Bastione di Francia) e a La Calle di Rosa dove, complessivamente, operavano 250 lavoratori.

I pescatori di Torre del Greco, invece, conquistano “sul campo” un'indiscussa supremazia a partire dalla metà del secolo XVI. Il monopolio dei torresi dipendeva dalla loro capacità organizzativa, che li aveva portati a tessere una fitta rete di relazioni economiche tra le isole maggiori dell'arcipelago campano (Procida, Ischia, Capri) e i vari centri pescherecci della stessa costa, da Pozzuoli a Napoli, a Sorrento, a Positano, ad Amalfi. I mesi che precedevano la partenza delle feluche armate per la pesca del corallo erano dedicati alla riparazione delle barche e alle forniture di bordo. Tali operazioni venivano finanziate mediante l'antico *Foenus Nauticum*; si trattava di un prestito a cambio marittimo, piuttosto diffuso nei porti italiani. I torresi sfruttavano, inoltre, i banchi di Corsica e Sardegna, appoggiandosi ai magazzini a Bastia o ad Alghero, gestiti dai napoletani stessi. Da tali magazzini, i capitani ritiravano le provviste di bordo necessarie per il periodo della pesca, depositandovi a loro volta il corallo pescato e rilasciando, per gli anticipi ricevuti, lettere di cambio pagabili sulla piazza di Livorno, uno dei maggiori centri del commercio del corallo, dove il corallo pescato veniva poi venduto tramite piazzisti locali o napoletani.



3.1 La raccolta del corallo dal I secolo a.C. al XIX secolo d.C.

Le notizie relative alla raccolta del corallo rosso nel XVII e XVIII secolo sono abbastanza scarse e le uniche pervenuteci fanno riferimento all'attività di prelievo che veniva svolta nelle acque della Sardegna.

Tra il 1875 e il 1880 nei pressi di Sciacca, nel compartimento marittimo di Trapani (Sicilia), furono rinvenuti tre banchi di eccezionale importanza. Il primo per qualche tempo offrì corallo “vivo di ottima qualità”, ma l'intenso sfruttamento a cui fu sottoposto lo rese presto poco produttivo. Nel 1878 il secondo banco, ben più vasto del precedente, richiamò circa 500 coralline tra nazionali ed estere, da Sciacca, Trapani, Torre del Greco, Livorno, ma anche da Malta e Francia. Nel 1880 fu scoperto il terzo banco, ma già dal 1885 nessuna imbarcazione estera partecipava più alla pesca. Occorre precisare che non si trattava di veri e propri banchi ma di giacimenti, ovvero di corallo morto depositato in numerosi strati. In circa 100 anni hanno fornito una produzione di 13 milioni di kg di corallo di buona qualità, queste eccezionali raccolte furono causa di una crisi di sovrapproduzione che portò ad un aumento di scorte di corallo nei vari depositi di Sciacca, Trapani, Torre del Greco, Livorno e Genova, determinando il collasso del mercato. La Commissione Consultiva per la Pesca del 13 dicembre 1907 descrisse la pesca del corallo sui banchi di Sciacca come una visione dell'inferno dantesco (Tescione, 1940).

Tra il 1500 e il 1900 la pesca del corallo ha dunque subito diverse crisi, alcune di sovrapproduzione, come accadde in Sicilia e alcune di sottoproduzione, che talvolta hanno messo in ginocchio diverse popolazioni che vivevano solo di questa attività. Ovviamente l'interesse per tale attività crebbe a tal punto che divenne indispensabile istituire nuove leggi per regolamentarla. Nel 1856 il vigente “Codice Corallino” (che regolamentava la partenza, il ritorno, la pesca e la vendita del corallo) fu sostituito dal nuovo *Regolamento per la Pesca del Corallo*. In seguito le disposizioni furono comprese nella legge generale sulla pesca del 1877 e nei successivi regolamenti.



3.2 La raccolta del corallo nel XX secolo

Nel XX secolo, in seguito al disinteresse dimostrato dagli altri paesi, la pesca del corallo è completamente in mano ai pescatori italiani, di conseguenza i manufatti di corallo nel mondo rappresentavano un'industria tipicamente italiana (Liverino, 1998). All'inizio del secolo però, mentre si continuava a pescare sui banchi di Sciacca, la raccolta nei mari giapponesi dava degli ottimi risultati. Si accese quindi la concorrenza tra corallo "mediterraneo" e corallo "giapponese". Dalla fine della guerra in Asia, il corallo giapponese arrivò in Italia in quantità sempre crescente. Tale fenomeno sollevò le ire dei pescatori italiani e contrariamente risultava conveniente per Torre del Greco, dove affluiva la maggior parte del grezzo dell'Oriente.

Pertanto il primo decennio del '900 non fu positivo per la pesca del corallo prezioso, e l'approssimarsi della prima guerra mondiale paralizzò ogni attività.

Nel 1913, come richiesta dai pescatori di Torre del Greco al Governo, venne istituita la cosiddetta "Campagna del Volta", al fine di indagare sullo stato di sfruttamento dei banchi di corallo del Mar Mediterraneo. Con tale campagna fu accertata l'esatta posizione di un notevole numero di banchi: vennero disegnate delle carte sulle coordinate geografiche e la profondità dei siti, constatando il limite batimetrico del *C. rubrum*. a poco più dei 200 metri (Fig. 4 ; per tutte le mappe vedi Appendice I).

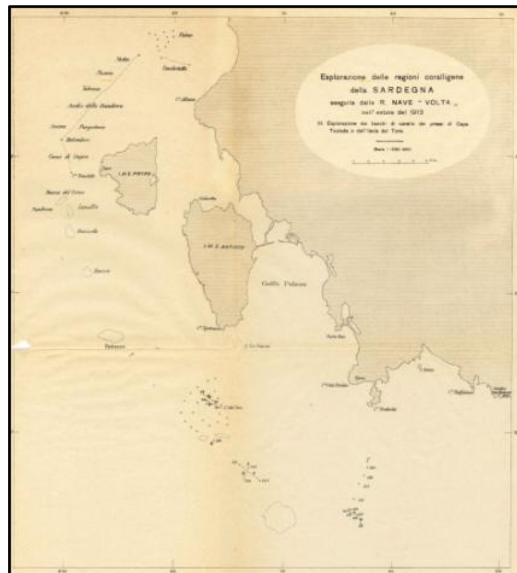


Fig. 8- Esempio mappa ottenuta grazie all'esplorazione della nave "Volta"



L'attività subì un certo risveglio nel 1920 e fu ripresa la pesca nelle acque dell'Algeria. Gli anni post-bellici non furono assolutamente facili, però tale rarefatta attività consentiva un certo movimento che fu però ulteriormente attenuato dalla crisi economica culminata nel 1929 con il crollo della Borsa di Wall Street. Questo causò la sottrazione degli USA dal commercio del corallo. Per quanto riguarda le notizie del periodo della seconda guerra mondiale, queste si riducono a qualche esperienza personale raccontata e a frammentarie notizie raccolte nell'ambiente dei pescatori. In tale periodo i torresi mandarono qualche corallina ad Alghero. In Sardegna erano presenti all'epoca anche i ponzesi. Nel 1942 si videro le ultime coralline nel mare sardo; qualche altra barca si avventurava alla ricerca del corallo nel Golfo di Napoli. Durante la guerra, anche le aziende in attività a Torre del Greco erano molto poche, e quel poco di corallo lavorato, proveniente dal Giappone, veniva avviato sui mercati tedeschi. Tra il 1945-47 non si registrò nessun evento di ripresa rilevante e con il passare degli anni l'attività del corallo andò sempre più normalizzandosi grazie all'aiuto del grezzo "giapponese".

Nel 1977 fu presentata denuncia della scoperta di un "banco corallifero attivo" alla Capitaneria di porto di Trapani, e così nel 1978 il banco Scherchi divenne l'Eldorado dell'oro rosso. Esistono dei dubbi però sul fatto che altri corallari fossero già da tempo a conoscenza di tale banco e lo sfruttassero commerciandolo come pescato su "un ignoto banco fuori da Trapani". D'altra parte è comprensibile che colui che scopra una nuova fonte corallifera operi con grande segretezza, non avendo interesse nel dividere il suo tesoro con altri.

Dal 1980 la pesca interessò il largo del Marocco, la Tunisia, la Jugoslavia, la Grecia, la Corsica e la Francia. Nel 1981 fu scoperto un banco attorno all'isola di Alboran, con corallo sia vivo che morto. Si scatenò una vera e propria guerra per praticare la pesca del corallo sia di pescatori su coralline dotate di ingegno che di operatori subacquei, e molti italiani si precipitarono ed iniziarono una pesca illegale. Nel 1983 si fece la scoperta di un nuovo banco nei pressi di Pantelleria, in realtà si trattava di un giacimento (chiamato "Terribile") a 3 miglia ad est di quelli storici di Sciacca. Il grezzo di tale giacimento risultava tutto decaduto e dunque non di buona qualità.



3.3 La raccolta del corallo in Sardegna

La pesca del corallo in Sardegna ha una storia millenaria. La Sardegna, sotto il dominio non breve di Cartagine (510-238 a.C.), godeva della più grande prosperità commerciale ed industriale, così oltre alla pesca del tonno e delle sardine, erano molti i prodotti locali che venivano esportati, sale, pelli, grano, legname da costruzione nonché il corallo rosso, proveniente per lo più dalla costa occidentale. Il prodotto, in forma grezza, veniva successivamente esportato in oriente per essere lavorato. Il corallo sardo, solcava dunque il Mediterraneo in tutte le direzioni, tuttavia la fine del dominio punico determinò la diminuzione della lavorazione e della pesca, poiché venuti a mancare gli intermediari che per secoli ne avevano garantito la collocazione nei mercati medio - orientali.

Tescione (1965) afferma che secondo i suoi studi, i sardi avrebbero pescato e raccolto il corallo fin dall'Età Neolitica. Non tutti gli storici sono concordi nel sostenere le teorie sulla pratica dell'attività di pesca, lavorazione e commercializzazione del corallo in Sardegna in tempi antichi. Lo storico Giovanni Spano (1803-1878), ritiene che nonostante il corallo fosse abbondante nell'isola, venisse lavorato poco, perché fino al 1856 la lavorazione del corallo non era molto diffusa. Tale teoria è stata tuttavia smentita dal ritrovamento di numerosi oggetti (tra i quali una collana costituita da piccoli vaghi fusiformi in lamina aurea, in pasta vitrea e corallo) e frammenti di corallo grezzo, in seguito a scavi in diversi siti archeologici (Tharros e Nora) risalenti al periodo fenicio-punico. Interessante il ritrovamento, durante uno scavo archeologico nella necropoli di Predio-Ibba, in località Tuvixeddu a Cagliari, di pezzi di corallo bianco (*Cladoceras cespitosus* L.1767) non lavorato, messo a corredo in una tomba. Inoltre quasi tre chili di corallo rosso naturale furono ritrovati nello scavo del teatro-tempio a Cagliari, monumento dedicato a Venere forse del III secolo a. C..

Durante il periodo bizantino (534-650 d.C.) l'esercizio della pesca veniva svolto per sopperire alle richieste di mercanti occidentali e orientali. Le fonti ufficiali forniscono documenti sicuri per la raccolta del corallo in Sardegna solo dalla metà del XIII secolo, tuttavia il periodo di tempo che intercorse tra l'inizio dell'età medioevale ed il 1254 è caratterizzato da fenomeni che furono in relazione, seppure indiretta, con il corallo.

Dal dominio dei Vandali (dal V secolo d.C.), dei Bizantini (534 d.C. al 650 d.C.) e l'inizio del governo dei Giudicati (650 d.C. - 1410 d.C.), le notizie su raccolta e lavorazione del corallo sono scarse. La pesca del corallo doveva comunque essere, nell'isola, già attiva



3.3 La raccolta del corallo in Sardegna

nell’XI e XII secolo se nel XIII secolo i marsigliesi cercarono, con svariati mezzi, di inserirsi in questo commercio contrastando genovesi e pisani. Infatti sono numerose le notizie sulla presenza, in Sardegna, di pescatori e commercianti di corallo Marsigliesi, Provenzali, Pisani e Genovesi, fin dal XII secolo, attratti dalla ricchezza dei banchi coralliferi isolani.

Mercanti e pescatori di corallo marsigliesi, dimoranti ad Oristano nel 1254, ottennero da Giovanni di Sorrento (vicario generale di re Enzo di Sardegna, figlio di Federico II di Svevia re del Regno di Sicilia) la completa franchigia per l’ingresso delle merci, ed in particolare del corallo. Tale privilegio richiamò a Bosa un considerevole numero di “coralline” marsigliesi fino almeno al 1270, periodo in cui si spostarono sui banchi delle coste napoletane. Tuttavia l’allontanamento dalle coste sarde durò soltanto venti anni; dal 1290 i marsigliesi tornarono in Sardegna esportando il corallo pescato a Marsiglia in cambio di pesce, canapi, stoppe ed altre merci.

Tra il XII e il XIII secolo, le aree di raccolta della Sardegna sud occidentale erano amministrate e regolate dai pisani, mentre i genovesi, si erano stabiliti a Bosa (Sardegna centro occidentale) e a Castelgenovese (l’attuale Castelsardo nel nord Sardegna), nel cuore delle zone coralline più conosciute all’epoca, dove vi restarono fino al XV secolo cioè finché non ottennero il privilegio esclusivo per la costa tunisina da Capo Rosso verso occidente. Fanno ritorno sull’isola nel cinquecento, con il riavvicinamento della Repubblica di Genova alla Spagna iniziando una nuova fase di raccolta. Tuttavia i catalani li avevano già sostituiti nel 1354, assoggettando dal 1384, la pesca tra Capo Manno e l’Asinara (nord-ovest), rendendo Alghero punto nevralgico per raccolta e commercio del corallo per tutto il XIV secolo, probabilmente per la straordinaria ricchezza delle sue zone coralline e per la superiore qualità del prodotto. Nel XV secolo la maturità conseguita dall’industria corallina in Alghero era tale da far sentire la necessità di una chiara e precisa disciplina legislativa regolatrice dei rapporti tra gli operatori del settore.

In Sardegna la storia della pesca corallina si intreccia con le aspirazioni egemoniche di genovesi, pisani, marsigliesi, catalani. Da ciò si dedurrebbe che la pesca del corallo in Sardegna fosse una prerogativa dei forestieri e che i sardi stessi non fossero coinvolti nella raccolta della preziosa raccolta e tantomeno nella sua lavorazione. Essi inoltre si scontrarono con i pirati africani costruendo sul litorale una serie di torri di difesa a guardia delle coste più frequentate dai corallari come Alghero, Bosa, Isola di S. Pietro, Porto Corallo (Zanetti, 1947). Negli anni 1509-1511, vennero emanate nuove disposizioni sulla



3.3 La raccolta del corallo in Sardegna

pesca del corallo nei mari di Alghero, vennero fissati i diritti di pesca a seconda che si trattasse di pescatori di Alghero o di altri soggetti. Ovviamente la fissazione di tali diritti scatenò delle dispute. Ma la partecipazione e l'interessamento vivo ed attivo degli stessi sardi in concorrenza con i forestieri nella pesca del corallo, sono chiaramente attestati in tre documenti legislativi della seconda metà del secolo XVI. Nel più importante di questi, emanato nel 1555 e scritto in lingua logudorese, si favoriscono chiaramente i corallari sassaresi ai quali fu vietato anche solo mettersi d'accordo con gli stranieri. Tali notizie sono integrate a breve distanza di tempo (1574 e 1583-86) da altre confermate nel parlamento generale di Cagliari, che furono abrogate pochi anni dopo. Tali disposizioni legislative, seppur di breve durata, indicano quanto dovesse essere intensa l'attività di raccolta del corallo, che provocava non pochi contrasti tra le varie città.

Il Cinquecento doveva concludersi con la scoperta dei ricchi banchi di Sant'Antioco e dell'isola di San Pietro avvenuta nel 1599. La scoperta di tali banchi attirò un numero altissimo di barche. In attesa di conoscere quali fossero le disposizioni legislative per l'esportazione del corallo sfruttato presso i suddetti banchi, tale fu il ritardo di queste decisioni ed eccessivo il prelievo effettuato nell'anno successivo (1600), che i corallari si spostarono a lavorare presso Tabarka e sulle coste africane. Dopo tale notizia il re modificò i diritti imposti rendendoli uguali per le barche di tutte le nazioni. La riduzione dei diritti regi perciò richiamò ancora numerosi pescatori. Solo cinque anni di libera pesca dopo (1605) si osservò una diminuzione dello sfruttamento. Da allora per tutto il secolo XVII genovesi, provenzali e napoletani si divisero le aree di raccolta di Sardegna.

Nel secolo XVIII la Sardegna passò nelle mani del Piemonte e furono fatte diverse iniziative per valorizzare la pesca locale sarda. Prova di ciò sono i vari tentativi di colonizzazione nell'isola di San Pietro. Nella cittadina di Carloforte si trasferì un primo nucleo di genovesi provenienti dall'isola di Tabarka (Tunisi) dov'erano in sovrannumero. Così i tabarchini si affiancarono a napoletani e siciliani nell'attività di raccolta del corallo. Questo secolo si concluse con un terribile fatto di sangue terminato con 830 vittime carlofortine, il movente era l'odio nei confronti dei liguri e dei pescatori degli altri lidi italiani che avevano costituito le proprie colonie di marinai interessati alla ricerca dei banchi corallini. Nel secolo XIX, il governo, accortosi ormai dell'importanza dell'industria



3.4 Zone coralligene di Sardegna

corallina e dei pericoli imminenti dagli altri paesi sfruttatori, decise di avviare una serie di studi e ricerche sui banchi di Sardegna (Parona, 1883) e Sicilia.

Si susseguono ancora (1820, 1824, 1839) regolamenti e carte reali, ma le più importanti norme sono quelle del 1846, quando il regno di Sardegna e quello delle Due Sicilie si accordano affinché tasse e diritti di pesca tra napoletani e sardi venissero eguagliati, come riconoscimento della tradizionale attività di raccolta dei corallari napoletani sulle coste sarde.

A conferma dell'ottima qualità del corallo rosso di Sardegna, che attirava numerosi corallari forestieri, c'è il fatto che nel 1870, quando iniziò lo sfruttamento dei giacimenti di Sciacca, gli armatori Carlofortini vendevano il loro grezzo a prezzi molto superiori a quelli del corallo siculo (Zanetti, 1946).

3.4 Zone coralligene di Sardegna

Tutto il bacino del Mediterraneo presentava zone nelle quali era possibile trovare la preziosa risorsa, ma solo alcune di queste potevano essere sfruttate per una raccolta intensiva da protrarsi nel tempo. La Sardegna era una delle aree più ricche di corallo nelle quali si svolgeva la raccolta per fini commerciali.

Si deve agli studi di Parona, condotti in Sardegna per il Ministero dell'Industria e del Commercio nel 1882, il merito di aver fornito una mappa dettagliata dei maggiori banchi coralliferi sardi.

Questi sono descritti come una meravigliosa ingemmatura, interrotta alle volte, tutt'intorno all'isola, soprattutto verso nord e occidente (Zanetti, 1946) (Fig. 5; per tutte le mappe vedi Appendice I).

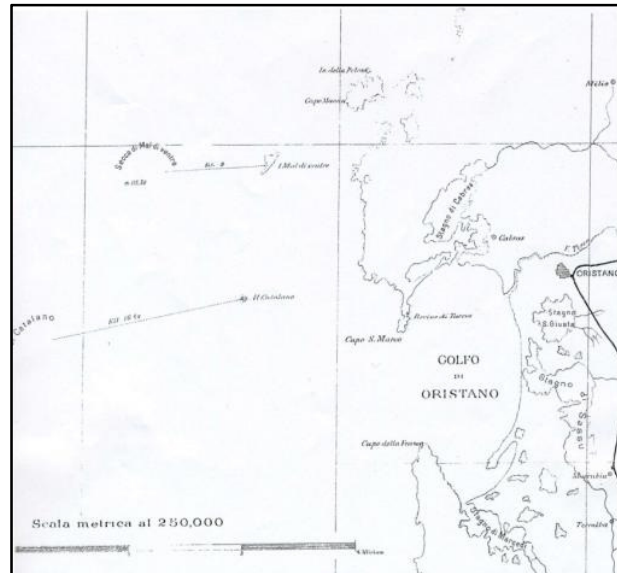


Fig. 5- Mappa dei banchi coralliferi del Golfo di Oristano ottenuta dagli studi del Parona

Per quanto riguarda la costa orientale, anche questa presenta importanti zone coralline, seppur meno numerose, come i banchi di La Maddalena, Caprera, Isola dei Monaci, Capo Figari, isolette di Tavolara e Molaria; ed anche più a sud nell'Ogliastra nelle acque che fronteggiano Muravera e il Sarrabus e Porto Corallo, i quali non sono però segnalati sulle carte, fino ad arrivare a Capo Carbonara.

Lungo la costa settentrionale si ritrovano dei banchi nello stretto di Bonifacio nonché nei pressi di S. Teresa di Gallura, di Capo Testa, nel Golfo dell'Asinara e nelle vicinanze di Castelsardo.

Ma la zona corallina per eccellenza è la costa occidentale, partendo da Alghero, passando per l'Isola di san Pietro e arrivando sino a Capo Teulada. Moltissimi sono i banchi di corallo e non tutti sono segnati sulle carte, neanche su quelle del Parona (1883). Egli parla anche dei fondali sabbiosi caratteristici del golfo di Cagliari, del golfo di Oristano e della costa levante, e osserva come in tali habitat non sia presente la preziosa risorsa.

La zona coralligena sarda ha un andamento più o meno irregolare, presentando distanze a terra e profondità talvolta molto diverse tra loro. Infatti si possono trovare dei banchi poco lontani dalla costa (1 o 2 Km) e altri distanti persino 22 Km.



3.5 Attrezzi per la raccolta

La pesca del corallo rosso inizialmente era solo un caso fortuito, dovuta al fatto che alcuni rami di corallo rimanevano impigliati nelle reti dei pescatori, o si arenavano a seguito di mareggiate. Circa 5000 anni fa i pescatori greci iniziarono a cercare il corallo durante le immersioni in apnea. La raccolta veniva effettuata durante le immersioni utilizzando degli uncini di ferro chiamati 'kouraliò' (Bruckner, 2009; Tsounis *et al.*, 2009). La raccolta manuale veniva effettuata da i cosiddetti *marangoni* o *urinatore*s (Fig. 6), di stato servile, che si tuffavano a media bassa profondità cercando e raccogliendo corallo. Il ritrovamento in alcune regioni, come la Sardegna, di diversi anelli di piombo ha fatto sì che si considerasse l'ipotesi di un loro utilizzo nella pesca in apnea come anello di appesantimento per una rapida e profonda discesa, nonché di tenuta del cestello di rete.



Fig. 6- Illustrazione del XVI secolo, raccolta del corallo in Sicilia (Cicogna & Cattaneo-Vietti, 1993)

Con il crescere degli interessi commerciali, che si estendevano non solo ai popoli mediterranei, furono studiati degli attrezzi che permettessero una raccolta più remunerativa e veloce. La pesca del corallo era praticata in tutto il Mediterraneo con tecniche e strumenti essenzialmente analoghi in tutte le comunità di corallari.

Gli attrezzi utilizzati dalle imbarcazioni possono essere datati dal III al IV secolo a.C. (Tsounis *et al.*, 2010b). Tali attrezzi cambiarono molto poco nel tempo e le modifiche riguardavano esclusivamente i materiali e le dimensioni. L'attrezzo principalmente utilizzato in Mediterraneo era la *Croce di S. Andrea*. Questa croce era costituita da due travi incrociate dotate di pesi all'incrocio. Alle estremità della croce erano posti uncini e



3.5 Attrezzi per la raccolta

pezzi di rete. L'attrezzo, fatto strisciare lungo le rocce, spezzava i rami di corallo che poi restavano impigliati nei pezzi di rete.

Sfruttati i primi metri di profondità i pescatori dovettero spingersi più a fondo e la croce di S. Andrea (Fig. 7) fu sostituita con l'*ingegno*. La differenza tra gli attrezzi non è ancora chiara, alcuni ritengono che non ce ne siano, altri sostengono che l'*ingegno*, anche detto *barra italiana* sia costituito, da un'unica trave di legno zavorrata e lunga diversi metri con spezzoni di catene e reti appesi. In seguito tale trave venne sostituita da un tubo in metallo (Cicogna, 2000; Bruckner, 2009; Liverino, 1998; Tescione, 1973). Sicuramente lo stesso attrezzo subì delle variazioni, inizialmente era costituito da due assi uniti a formare una croce per poi essere modificato intorno al 900 diventando ma un unico grande asse (prima di legno poi d'acciaio), lungo circa 200 metri, cui vengono attaccati pezzi di reti (chiamati *rezzini*) ad una distanza regolare di un metro e mezzo (Doneddu & Fiori, 2003).

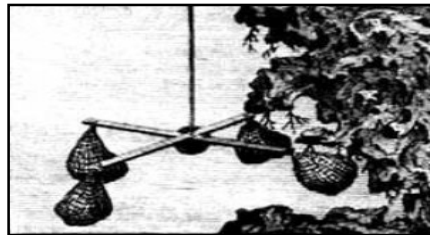


Fig. 7- Croce di Sant'Andrea

Le imbarcazioni che venivano utilizzate per la pesca del corallo erano chiamate *coralline* (Fig. 8), fregate munite di 6 remi e di una sola vela, il cui numero oscillava per ogni singola campagna di pesca. Ogni imbarcazione era dotata di due *ordigni* (o *ingegni*), posti rispettivamente a poppa e a prua, calati per mezzo di lunghe funi di canapa ad una profondità di 90-180 metri. La raccolta si effettuava con imbarcazioni a vela (in caso di bonaccia a remi) trascinando le reti finché non fossero ritenute piene a sufficienza (Doneddu & Fiori, 2003). Tramite il movimento combinato di barca e argano si cercava dunque, di posizionare le reti al meglio per strappare più corallo possibile, analoga manovra era poi necessaria per liberarle (Doneddu & Fiori, 2003). Tale sistema risultava essere distruttivo non solo in considerazione della parte di corallo che non veniva recuperata, quanto per il fatto che venivano strappate intere colonie, inclusi i rametti



3.5 Attrezzi per la raccolta

troppo minuti per essere utilizzati (Grigg, 1984). Tali attrezzi causarono inoltre un grave impatto sull'habitat del coralligeno in Mediterraneo (Chessa & Cudoni, 1989).



Fig. 8- Le “coralline” durante la raccolta

Altro strumento di raccolta noto è la *parda*, formata da una lunga fune con anima d'acciaio, appesantita, nella sola parte centrale da una zavorra, (piombo o pietre). Il metodo di raccolta era diverso dal tradizionale, prevedeva la presenza di due barche alle due estremità della fune, sistemata sotto la zona corallifera, poi, alternativamente, una barca tirava e l'altra mollava. Con lo strofinio le colonie si staccavano dalla loro sede. Risultava un lavoro particolarmente faticoso e costituiva una delle tecniche di raccolta più difficile, utilizzato per lo più per la raccolta di colonie superficiali presenti negli anfratti rivolte verso il fondale, noto tra i greci per la pesca nelle secche.

Nel 900, l'avvento delle nuove tecnologie porta cambiamenti anche nella raccolta del corallo, le barche diventano più grandi e nel 1912 viene varata la prima imbarcazione a motore per la pesca del corallo. Da quegli anni in avanti viene sempre più incoraggiato l'utilizzo delle *motocoralline* e di imbarcazioni a maggiore tonnellaggio e con maggior resistenza al mare (Doneddu & Fiori, 2003).

Dalla seconda metà del XX secolo le immersioni subacquee sono diventate un attrezzo comune per lo sfruttamento delle comunità del coralligeno. Il modo di raccogliere il corallo rosso risultava completamente cambiato verso un metodo meno distruttivo e più selettivo (Harmelin, 2010). I corallari subacquei sono inoltre in grado di



3.6 Legislazione regionale sarda

raggiungere le colonie presenti in cave e grotte non raggiungibili da attrezzi come l'ingegno (Rossi *et al.*, 2008; Tsounis *et al.*, 2010a). Essi utilizzano il picco per rompere le colonie scelte lasciando inalterato il resto. Inoltre, lasciando intatta la base e non estraendo l'intera colonia, vi è la possibilità che questa si riprenda e cresca nuovamente, fenomeno occasionalmente osservato (Rossi *et al.*, 2008).

La permanenza in alto fondale (110-130 m) prevede una decompressione molto lunga sia in mare che dentro la camera iperbarica. C'è da considerare, però, che il poco tempo a disposizione, la pressione e la difficoltà di lavoro a tale profondità creino non pochi problemi ai corallari nella selezione della taglia delle colonie da prelevare (Tsounis *et al.*, 2010b).

3.6 Legislazione regionale sarda

Data l'importanza della risorsa corallo rosso per la cultura e l'economia isolana e vista la necessità di regolamentare la sua raccolta, nel 1979 fu emanata la L.R. n. 59 sulla "Regolamentazione della pesca del corallo". I motivi di questa legge furono ambientali ed ecologici (Liverino, 1998). Certamente l'elevato numero di barche addette alla pesca del corallo e da sempre concentratesi sul versante nord-ovest della Sardegna, dovevano aver congestionato l'attività sui banchi coralliferi e nei porti interessati oltre che nelle relative vite cittadine. A tale fenomeno si aggiunse il problema della tutela dell'ambiente marino. La legge prevedeva la concessione dell'autorizzazione per la raccolta solamente ad un limitato numero pescatori professionisti che avrebbero dovuto pagare una tassa di 7 milioni di lire, e fu fissato un periodo per la raccolta di 5 mesi (aprile-agosto). Essa, inoltre, prevedeva che di anno in anno sarebbe stato definito il numero di licenze, la quantità massima di corallo che può essere pescata giornalmente con riferimento ai singoli sistemi di pesca, le zone dove può esser esercitata la raccolta.

Tale decisione fu presa negativamente dai corallari torresi che in Alghero avevano sempre trovato un porto sicuro ed ospitale e l'intera popolazione pronta a soddisfare ogni loro esigenza. In quella stagione comunque poche furono le barche che riuscirono ad adeguarsi alle nuove disposizioni ed a proseguire con l'attività, per cui la maggior parte fu costretta ad abbandonare il banchi e dedicarsi ad altri tipi di pesca.

Tale legge può considerarsi la prima regolamentazione della pesca del corallo e, per questo motivo, un'importante svolta rispetto alla legislazione nazionale. Secondo tale



legge regionale, l'Assessore della Difesa dell'Ambiente deve disporre un decreto su conforme deliberazione della giunta regionale. Il decreto deve essere emanato tutti gli anni entro il mese di gennaio.

Nei primi cinque anni di applicazione della legge, tuttavia, mai una volta il decreto è stato emanato nel mese di gennaio e la stagione di pesca è stata fissata per archi di tempo sempre diversi tra loro (Tab. 1). Liverino riporta che nel 1981 la Regione Sardegna chiuse senza preavviso i termini per la presentazione delle domande di licenza di pesca, lasciando 32 barche senza autorizzazione, la maggior parte delle quali erano torresi. Le differenze temporali non sono di poco conto, basti osservare che nel 1983 l'esercizio della pesca con l'ingegno e la croce di S. Andrea ha avuto inizio in febbraio anziché in aprile come gli anni precedenti. Inoltre a partire da quest'anno il periodo di raccolta con la picozza è stato differenziato da quello con gli altri sistemi di pesca. Una ragione tecnica potrebbe essere che i sub non si possono immergere nelle acque gelide di febbraio, fatta eccezione per l'anno 1985 dove le stagioni di pesca per i differenti attrezzi vengono nuovamente unificate. Dal 1980 al 1988 si osserva una riduzione nel numero di permessi rilasciati, soprattutto per l'uso della croce di S. Andrea e dell'ingegno.

Nel 1989 furono apportate delle importanti modifiche alla L.R. n. 59, infatti vennero vietati tutti gli strumenti per la raccolta del corallo che siano diversi dalla picozza usata da pescatori equipaggiati con apparecchi individuali per la respirazione subacquea. Con il decreto del 1991 fu introdotto anche la taglia limite di raccolta, pari a 10 mm di diametro basale, con 30% di tolleranza. Da quest'anno fino al 2004 il periodo per la raccolta rimane pressoché sempre lo stesso e così il numero di licenze rilasciate, che varia solo nel 2002, 2003 2004, 32 licenze anzi che 30, e nel 2005 durante il quale ne vengono rilasciate 38. Nell'anno 2006 l'Assessore della Difesa dell'Ambiente decreta una riduzione del numero di licenze, che ridiventa pari a 30, e una riduzione del limite di tolleranza della taglia minima del diametro basale (10 mm) dal 30% al 20%, solo per i diametri ricompresi tra 8 e 10 mm.

Per l'anno 2007 viene interdetto l'esercizio della pesca del corallo in Sardegna e nell'anno successivo 2008 viene riaperta, concedendo esclusivamente 20 licenze, grazie al supporto scientifico offerto dalle ricerche commissionate al Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia dell'Università degli studi di Cagliari.



3.6 Legislazione regionale sarda

I corallari manifestarono comunque un pesante malcontento, sia per il limitato numero di licenze, che escluse operatori muniti di permesso da diversi anni, sia per il limitato periodo di raccolta, infatti la stagione era stata aperta il 1° luglio.

Gli anni successivi perciò il periodo di raccolta venne anticipato al 1° maggio, e il numero di licenze riportato a 30.

È importante ricordare che in questi 30 anni di regolamentazione i vari decreti legislativi hanno determinato anche la chiusura dell'attività di raccolta in alcune aree in modo da preservare i banchi di corallo da qualsiasi impatto antropico (Tab. 2).



3.6 Legislazione regionale sarda

Tab. 1	N° di permessi (totale)	N° di permessi (per piccozza)	N° di permessi (Croce di Sant'Andrea)	N° di permessi (per ingegno)	Stagione di raccolta	Limite di taglia	Kg /giorno
1980	200	40	10	150	1 Aprile – 30 Settembre	-	5 (tutti gli attrezzi)
1981	130	25	5	100	10 Marzo – 30 Agosto	-	5 (tutti gli attrezzi)
1982	140	25	3	112	10 Aprile – 30 Agosto	-	5 (tutti gli attrezzi)
1983	140	25	3	112	15 Aprile – 15 Ottobre (+)	-	5 (tutti gli attrezzi)
1984	85	24	1	60	15 Aprile – 15 Ottobre (+)	-	5 (tutti gli attrezzi)
1985	85	29	1	55	1 Marzo – 31 Agosto	-	5 (tutti gli attrezzi)
1986	50	24	1	25	15 Aprile – 15 Settembre (+)	-	5 (tutti gli attrezzi)
1987	40	24	1	15	15 Aprile – 15 Settembre (+)	-	5 (tutti gli attrezzi)
1988	43	26	1	16	15 Aprile – 15 Settembre (+)	-	4 (tutti gli attrezzi)
1989	30	-	-	-	20 Maggio– 30 Ottobre (+)	-	4
1990	30	-	-	-	1 Maggio– 30 Novembre	-	4
1991	30	-	-	-	1 Giugno– 30 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
1992	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
1993	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
1994	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30 tolleranza)	4
1995	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
1996	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
1997	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
1998	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
1999	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
2000	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
2001	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
2002	32	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
2003	32	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
2004	32	-	-	-	1 Maggio– 15 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	4
2005	38	-	-	-	Data rilascio del permesso– 30 Novembre	10 mm (30% tolleranza)	3
2006	30	-	-	-	1 Luglio– 30 Settembre	10 mm (20% tolleranza)	2,5
2007	RACCOLTA CHIUSA						
2008	20	-	-	-	Data rilascio del permesso– 15 Novembre	10 mm (20% tolleranza)	2,5
2009	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Ottobre	10 mm (20% tolleranza)	2,5
2010	30	-	-	-	1 Maggio– 15 Ottobre	10 mm (20% tolleranza)	2,5

+ piccozza; ++ Croce di Sant'Andrea ed ingegno



3.7 Dati di raccolta dal 1700 a oggi

I dati di sbarco riguardanti la risorsa corallo rosso nei secoli passati sono abbastanza discontinui. Nonostante ciò però i vari dati messi insieme e confrontati con il periodo storico di riferimento chiariscono quale fosse la situazione degli sbarchi.

La maggior parte dei dati storici presentati sono stati ritrovati grazie a ricerche svolte su vecchi libri, relazioni e riviste.

Le informazioni raccolte riguardano soprattutto le quantità di corallo raccolte e il numero di unità che effettuavano la raccolta, perciò il numero di barche e in seguito il numero di sub. Va sicuramente sottolineato che i dati recuperati spesso venivano espressi con diverse unità di misura come libbre, chilogrammi, quintali e tonnellate, perciò tutte le diverse unità sono state convertite in chilogrammi (Kg). Inoltre è stato considerato il fatto che 1 quintale nel 1700 era diverso da 1 quintale attuale e circa uguale 0,4 q (Marini & Ferru, 1989).

Per secoli l'unico attrezzo utilizzato per la raccolta del corallo rosso sono stati l'ingegno e la Croce di S. Andrea. I dati più vecchi riguardanti i quantitativi raccolti e il numero di imbarcazioni impegnati sui banchi di corallo risalgono alla prima metà del XVIII secolo (Maxia, 1956). Questo periodo è stato sicuramente quello di sfruttamento più intensivo (Marini & Ferru, 1989).

Dal 1721 al 1755 l'andamento della raccolta è sicuramente crescente (Fig. 9), nonostante i dati siano molto variabili e oscillino da un minimo di 51000 kg nel 1741 ad un massimo di 604000 Kg nel 1747. Questo intenso sfruttamento portò sicuramente ad una riduzione delle raccolte successive, infatti per il 1870 i chilogrammi sono pari a 38500. Va però sottolineato che nel 1875 fu scoperto il banco di Sciacca (Sicilia), il primo di tre giacimenti nei quali erano presenti grosse quantità di corallo morto. Poiché la maggior parte dei pescatori di corallo in Sardegna provenivano da fuori, la presenza di tali banchi li allontanò dai mari sardi, sui quali impegnati nella raccolta del corallo rosso rimasero solo pochi pescatori e dotati di piccole imbarcazioni (Parona 1883; Sechi Copello 1984). Le attività di prelievo nei banchi sardi e in tutto il Mediterraneo subirono un notevole rallentamento e l'arrivo sul mercato del corallo giapponese peggiorò la situazione (Liverino, 1998). Ancora non vanno sottovalutate tutte le attività strettamente connesse alla società e all'economia dell'epoca, basti pensare alla prima guerra mondiale (1914-



3.7 Dati di raccolta dal 1700 a oggi

1918), durante la quale cessò qualsiasi attività di raccolta del corallo, e al crollo della Borsa di Wall Street nel 1929. Il primo dato successivo a tali avvenimenti è pari a 980 Kg (1933).

Per XX secolo vi è una carenza di dati per l'intera Sardegna tra il 1936 e il 1977, che non permette di capire quale fosse la reale situazione. Sicuramente l'unica attività svolta sempre in maniera intensa era quella nella zona di Alghero.

Il decremento che si osserva dal 1978 in poi è sicuramente legato alla legge approvata nel 1979. Come già visto nei paragrafi precedenti, essa determinò una riduzione degli attrezzi consentiti alla raccolta e una riduzione del numero di barche utilizzato da 248 nel 1978, a 14 nel 1989 (Dati RAS).

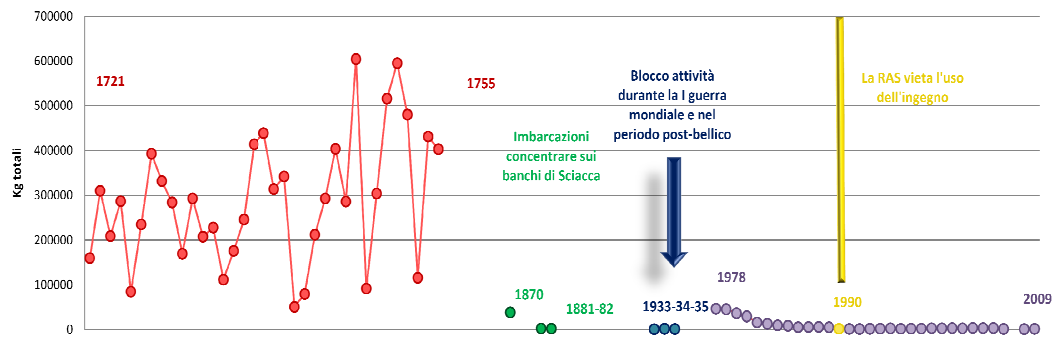


Fig. 9- Andamento della raccolta del corallo rosso dal 1721 a oggi

Nel 1989 l'uso dell'ingegno fu completamente vietato da parte della Regione Autonoma della Sardegna, quindi da quest'anno in poi vi è un cambiamento delle unità di sforzo, infatti non si considera più il numero di barche ma il numero di operatori subacquei, deciso annualmente da decreto regionale.

Per poter comparare i dati più vecchi con quelli recenti è stato usato un valore medio noto con il nome di *Catches per Unit of Effort* (CPUE). Questo valore viene stimato come il rapporto tra il corallo rosso totale raccolto (valore annuale) e il numero di unità di sforzo (barche e subacquei).

La CPUE è stata calcolata per l'intera Sardegna. Si è osservato un numero massimo di 1000 kg di corallo raccolti per barca dal 1721 al 1755. Questo grande quantitativo indica sicuramente un ottimo stato della risorsa all'epoca, però va sottolineato che tali valori sono solo una stima ottenuta da dati non ufficiali trovati per quel periodo.



3.7 Dati di raccolta dal 1700 a oggi

Per quanto riguarda la CPUE dal 1979 a oggi, questa mostra un andamento decrescente (Fig. 10) direttamente correlato alla legge regionale del 1979. Si osserva un valore massimo di 185 kg nel 1979 che decresce fino a 79,7 kg nel 1989. In quest'anno, come sappiamo, viene emanata un'altra importante legge che vieta l'uso della croce di Sant'Andrea e dell'ingegno. Da quest'anno in poi il valore medio di CPUE è di $103,9 \pm 22,4$ kg.

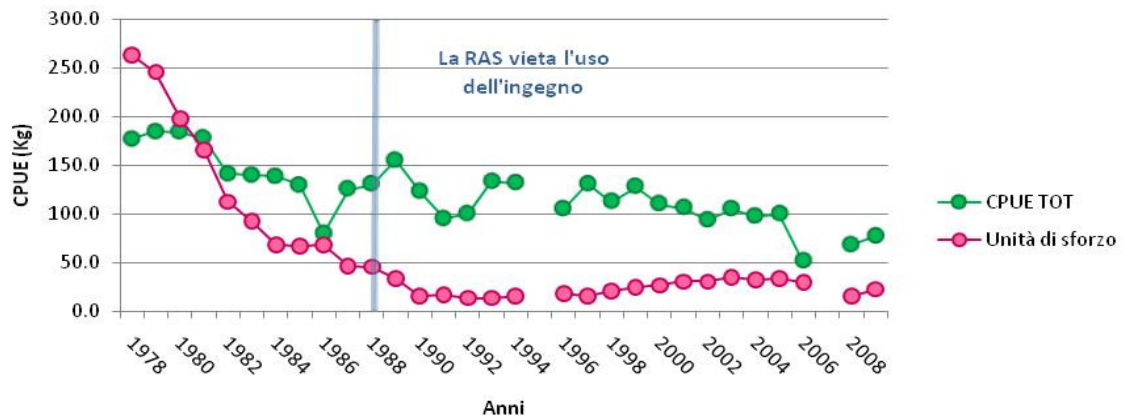


Fig. 10- Andamento Catches per Unit of Effort (CPUE) dal 1979 ad oggi

L'andamento decrescente che viene messo in evidenza dai dati, non può essere considerato come una riduzione del raccolto che sarebbe indice di sovra sfruttamento della risorsa ma, piuttosto, è da collegare ad una forte diminuzione delle unità di sforzo di pesca. Infatti il ridotto numero di attrezzi consentiti per la raccolta e del numero di autorizzazioni rilasciate ai corallari professionisti fa sì che i chilogrammi di corallo pescati ogni anno risultino ridotti rispetto ai quantitativi prelevati quando mancava una gestione adeguata.



CAPITOLO 4

AREA DI STUDIO

L'area di studio, nella quale sono stati effettuati i monitoraggi con il ROV e dove sono stati raccolti i campioni grazie all'aiuto di corallari professionisti, ha compreso la costa settentrionale della Sardegna e la costa occidentale, divisa in nord e sud.

Le aree di raccolta sono state identificate con i nomi dei cinque paesi nelle quali le barche utilizzate venivano solitamente ormeggiate: Santa Teresa di Gallura, Castelsardo, Alghero, Bosa e Carloforte (Fig. 11). Queste aree sono risultate essere caratterizzate da un'ampia piattaforma continentale caratterizzata da fondi sabbiosi che si alternano a parti rocciose o che presentano grandi scogli dove possono svilupparsi e accrescersi le colonie di corallo rosso.



Fig. 11- Aree di indagine



La prima indagine di tipo estensivo effettuata con il ROV per l'identificazione e il monitoraggio dei banchi di corallo, è stata svolta ad una profondità compresa tra gli 80 e i 120 m.

La raccolta dei campioni è stata fatta alla batimetria consentita dalla legislazione regionale (L.R. 59) e quindi oltre gli 80 m. Solo alcuni campioni sono stati raccolti a 38 m di profondità, grazie ad una speciale autorizzazione rilasciata dalla Regione Autonoma della Sardegna, per poter studiare la biologia riproduttiva delle popolazioni superficiali (<50 m) e compararla con quella delle popolazioni profonde (>80 m).

Le batimetrie di raccolta sono state le seguenti: Santa Teresa di Gallura 93-95 m, Castelsardo 84-100 m, Alghero 87-109 m, Bosa 80-125 m e infine Carloforte 85-107 m.

Per ciascuna macroarea è stato identificato il tipo di substrato dividendolo in "duro" e "morbido". Con fondale di tipo duro si è inteso quello roccioso che può essere colonizzato dal corallo, mentre quello di tipo morbido può essere sabbioso o fangoso. In tutte le aree indagate la gran parte di fondale è risultata essere di tipo roccioso. Questo ha indicato che tutte le aree monitorate presentavano habitat adatti per la colonizzazione da parte del corallo rosso e per lo sviluppo di grandi banchi che possono raggiungere dimensioni interessanti dal punto di vista commerciale (Fig. 12).

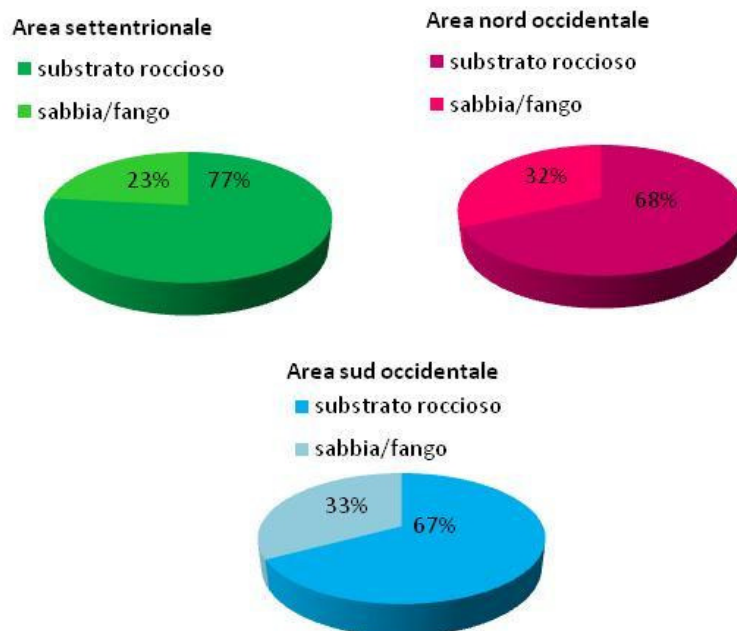


Fig. 12- Composizione del substrato nell'area di studio



La scelta dell'area di indagine è stata fatta seguendo i principali punti di raccolta registrati durante tutti i secoli di storia della pesca del corallo in Sardegna. Perciò è stata descritta la struttura di popolazione di tutte le aree indagate, approfondendo le conoscenze riguardanti l'accrescimento delle popolazioni di *C. rubrum* dell'area settentrionale e nord-occidentale date le differenze morfologiche osservate tra queste due popolazioni.

Queste due aree infatti presentano fattori chimico-fisici e geografici differenti. Abbiamo perciò ipotizzato che l'accrescimento delle colonie di corallo e la morfologia siano fortemente influenzate dalle correnti che caratterizzano le acque profonde in queste due coste così differenti. Infatti è noto che le correnti del Mediterraneo, solitamente, sono deboli e con direzione variabile, ma soprattutto la circolazione superficiale, ovvero quella che interessa lo strato d'acqua dalla superficie ai 200 m di profondità, è fortemente influenzata dai venti (Cognetti, 2002). I banchi di corallo della costa settentrionale perciò sono soggetti a dei vortici di correnti provenienti sia da occidente che da oriente. La costa nord-occidentale invece è soggetta quasi esclusivamente da correnti provenienti da nord-ovest essendo particolarmente esposta ai venti di maestrale.



CAPITOLO 5

5.1 INTRODUZIONE

Corallium rubrum è il corallo prezioso per eccellenza sin da quando, secoli fa, i pescatori iniziarono a cercarlo e pescarlo (Santangelo *et al.*, 1993). All'inizio degli anni 80 cominciò ad accrescersi l'interesse della comunità internazionale per il cosiddetto "oro rosso". La FAO organizzò numerosi incontri che avevano come scopo quello di capire il reale stato della risorsa e per pianificare la sua gestione (GFCM 1984; 1989; 1993; 2010). Il fine principale è sempre stato quello di assicurare la sostenibilità nel tempo della risorsa, fornendo un quadro di quale sia stato lo sfruttamento in passato, di come sia la condizione attuale della risorsa a causa di tale prelievo e fornire previsioni quantitative sulle reazioni ai vari livelli di sfruttamento.

Nell'ultimo secolo l'esponenziale aumento delle attività antropiche ha determinato numerose conseguenze spesso negative sulle popolazioni naturali comprese quelle del cosiddetto "Oro Rosso" con effetti a lungo termine spesso imprevedibili. Risulta estremamente importante quindi capire le dinamiche dei sistemi biologici per individuare le migliori azioni di recupero e i piani di conservazione. Per poter programmare qualsiasi piano di gestione è una condizione importantissima sviluppare un modello per una popolazione sfruttata che tenga conto delle sue principali caratteristiche demografiche (Caddy, 1993).

Per raggiungere questo scopo vi sono una serie di strumenti utili che includono quote, limiti di taglia, restrizioni degli attrezzi consentiti, stagioni di raccolta e aree di chiusura. È fondamentale però, per poter applicare tutti questi mezzi in maniera consona, conoscere quanto più è possibile sulla bioecologia e dinamica della risorsa che si vuole tutelare, focalizzando l'attenzione sulla dinamica di popolazione intesa come variazione del numero di individui, struttura di taglia e struttura di età (Rickflex, 1997). Tra i parametri descrittivi più comunemente usati nello studio delle popolazioni animali, uno è sicuramente quello della distribuzione taglia/frequenza (Gatto, 1985). Infatti questa è una delle caratteristiche principali delle popolazioni naturali e consente di stabilire il ritmo con



cui le differenti generazioni si susseguono le une alle altre. Inoltre, permette di registrare la storia delle popolazioni naturali, soprattutto nel caso di organismi sessili, longevi e con generazioni parzialmente sovrapposte come gli antozoi (Grigg, 1974; 1976; 1993).

È importante capire che tutelare la risorsa non significa vietarne completamente raccolta, anzi l'effetto iniziale del prelievo su una popolazione in equilibrio potrebbe anche essere positivo, soprattutto in specie come il corallo rosso che presentano un reclutamento densità dipendente. Studi di dinamica di popolazione hanno evidenziato infatti che all'interno di un banco caratterizzato da colonie di giovane età e quindi di piccole dimensioni il tasso di reclutamento sia elevato (Santangelo *et al.*, 1997; Bramanti *et al.*, 2005; 2007; Tsounis *et al.*, 2006a; Tsounis *et al.* 2007). Ciò significa nei banchi dove è alta la densità di individui adulti e perciò di grandi dimensioni con una morfologia complessa, l'insediamento larvale è fortemente limitato per questioni di disponibilità spaziale. Non solo, anche la sopravvivenza delle larve già fissate al substrato viene messa in gioco (Santangelo *et al.*, 2004; Linares *et al.*, 2005; Tsounis *et al.*, 2007; Cupido *et al.*, 2008).

In una situazione del genere perciò, gestire il prelievo delle colonie più adulte porterebbe ad un incremento del reclutamento e alla rimozione di individui commercialmente preziosi prima che questi muoiano per causa naturale e perdendo così valore.

Tutte le conoscenze sulla dinamica di popolazione e sulla struttura dei banchi di corallo rosso fino ad oggi rinvenute sono principalmente conseguenza di studi effettuati su popolazioni di acque superficiali (<50 m) a Girona in Spagna (García-Rodríguez & Massò, 1986b) e a Calafuria in Italia (Santangelo *et al.*, 1988, Santangelo *et al.*, 1993) fatta eccezione per l'indagine svolta da Rossi *et al.* (2008), che tramite l'utilizzo di un ROV ha indagato il range batimetrico di 50-230 m a Cap de Creus in Spagna.

Obiettivo di questa tesi dunque è dare nozioni riguardanti la struttura di popolazione riguardante lo stock commerciale ancora presente nelle coste sarde. I parametri che sono stati analizzati sono le biometrie che normalmente definiscono la morfologia della colonia ovvero il diametro basale, l'altezza massima il peso e *branching pattern*, tutti criteri che forniscono indicazioni sul reale stato della risorsa e sulla sua vulnerabilità alla raccolta.



Tali sistemi hanno consentito di capire quale fosse il reale stato delle popolazioni commerciali di corallo rosso nelle nostre aree di indagine e se le norme gestionali finora adottate fossero effettivamente adeguate o potessero essere ulteriormente ottimizzate.



5.2 MATERIALI E METODI

La prima fase di indagine è stata di tipo estensivo, consistente nel monitoraggio dei banchi di corallo rosso nelle aree di indagine negli anni 2007 e 2008. Tale indagine è stata effettuata tramite l'uso di un ROV (*Remote Operate Vehicle*). Questo è un veicolo subacqueo, filoguidato, dotato di sistema di propulsione autonomo e di telecamera a colori Sony HDV, che permette all'operatore di stare sull'imbarcazione mentre il ROV si muove ad una velocità di 0,3-0,5 m sul substrato lavorando sospeso alla profondità voluta. Tale velocità permette di identificare le colonie di corallo rosso in maniera ottimale. Il veicolo è composto da un'unità di controllo esterna e da un cavo ombelicale lungo 250 m fatto in Kevlar, una fibra sintetica polimerica, capace di trasmettere i segnali di controllo. Durante il monitoraggio le immagini sono state ottenute in formato analogico, in seguito sono state passate sui supporti VHS tramite un videoregistratore per poi convertirle in formato digitale con l'ausilio di un DVD recorder. La posizione dei transetti e la distanza ricoperta dal ROV sono stati rilevati mediante GPS (*Global Positioning System*).

I video transetti registrati con il ROV si sono rivelati attrezzi essenziali che hanno reso possibile studiare le comunità bentiche consentendo di sub-campionare diverse volte con differenti scopi (Rossi *et al.*, 2008). Grazie al sistema di misura posto sul ROV si è potuta rilevare l'altezza massima delle colonie monitorate per ciascuna area indagata che sono state quindi divise nelle seguenti classi di altezza:

P: $0 < h < 5$ cm

M: 5 cm $< h < 10$ cm

MG: 10 cm $< h < 15$ cm

G: 15 cm $< h < 20$ cm

XG: 20 cm $< h < 25$ cm

XXG: $h > 25$ cm

Le colonie individuate per mezzo del ROV sono state ben 19307.

Nella seconda parte della raccolta dati si è provveduto alla raccolta di colonie per poter misurare i parametri biometrici utili per lo studio della struttura di popolazione del corallo rosso. Un aspetto di estrema importanza nel prelievo sta nella rappresentatività del campione rispetto all'intera popolazione per questo motivo abbiamo provveduto a raccogliere una quantità di colonie sufficientemente numerosa e soprattutto casuale, cioè



da contenere tutte le taglie presenti nella popolazione rispecchiandone l'effettiva abbondanza.

Considerando tutte le tre macroaree di indagine in totale sono state campionate, dal 2007 a 2010, ben 5458 colonie di corallo rosso. Ciascuna colonia è stata fotografata ed identificata con un codice. Quando possibile, le biometrie rilevate sono state le seguenti: il diametro di base, rilevato a circa 1-2 cm di distanza dalla parte fissata al substrato e misurato mediante calibro di precisione al decimo di millimetro; l'altezza misurata in cm dalla base della colonia fino all'estremità del ramo più lungo utilizzando le foto scattate alle colonie raccolte tramite un software di immagini; il peso della colonia misurato, dopo asciugatura e asportazione di eventuali parti di roccia attaccate alla base, mediante l'uso di una bilancia analitica precisione pari a 0,01 grammi.

Grazie alla realizzazione dell'archivio fotografico, ogni colonia è sempre disponibile per un'ulteriore analisi e grazie a questo infatti abbiamo potuto valutare il *branching pattern* o livello di ramificazione di ciascuna colonia integra (Brazeau & Lasker, 1988; Coma *et al.*, 1994). Il *branching pattern* è un indice che evidenzia la complessità strutturale raggiunta dalle colonie, e ovviamente più è vecchia una colonia e più sarà alto il suo livello di ramificazione. Il metodo usato per quantificare il modello di ramificazione è basato su un sistema di ordinamento delle ramificazioni inizialmente sviluppato da Horton (1932; 1945) e successivamente modificato da Strahler (1952). In questo sistema le ramificazioni più distanziate sono definite come ramificazioni di primo ordine. Le ramificazioni di secondo ordine compaiono quando due rami di primo ordine si incontrano. Da notare che le ramificazioni di ordine più alto aumentano solo quando due ramificazioni di uguale o di più basso ordine si uniscono. Una ramificazione di terzo ordine inizia solo quando una ramificazione di ordine secondario si unisce ad un altro ramo di ordine secondario (Fig. 13).

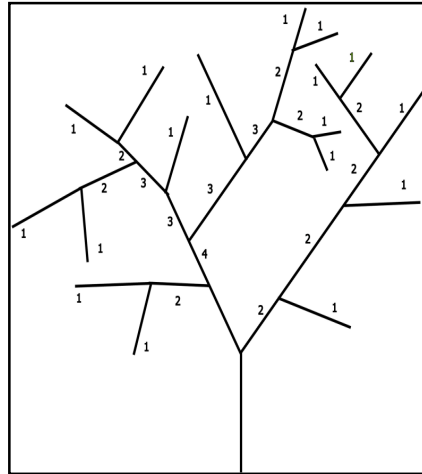


Fig. 13- Schema di ramificazione per *C. rubrum* (Brazeau & Lasker, 1988)

I parametri descrittivi della popolazione di corallo rosso sono stati rilevati per tutte le cinque microaree analizzate, Santa Teresa di Gallura, Castelsardo, Alghero, Bosa e Carloforte.

Una volta elaborati i dati è stato utile confrontarli per verificare se tra le zone vi fossero delle differenze significative dovute magari a differenti impatti antropici nel passato.

L'attendibilità statistica delle differenze riscontrate tra le diverse aree indagate è stata verificata tramite l'utilizzo del Fisher's Least Significant Difference Test (LSD), che ha permesso il confronto di più aree. Dapprima è stata però rifiutata l'ipotesi nulla mediante analisi della varianza (ANOVA). Per i confronti di due aree per volta invece sono stati utilizzati i test di Mann-Whitney e di Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1999).

I vari descrittori morfologici misurati sulle colonie, inoltre, sono stati messi in relazione tra loro ed è stata verificata che la correlazione tra le variabili fosse reale grazie al Test t di Student e il confronto tra le regressioni ottenute nelle diverse aree è stato fatto grazie al Test f di Fisher (Zar, 1999).



5.3 RISULTATI

5.3.1 Monitoraggio estensivo

Il monitoraggio estensivo svolto nelle tre macroaree di studio, ha permesso di effettuare una campagna preliminare alla raccolta dei campioni, che ci ha consentito di individuare i banchi di corallo rosso e valutare l'effettivo stato di salute senza causare alcun impatto sulle popolazioni.

Nell'area settentrionale (Santa Teresa, Castelsardo) si è rilevato una percentuale di substrato roccioso pari a 77% ma solo il 13% presentava colonie di corallo (Fig. 14).

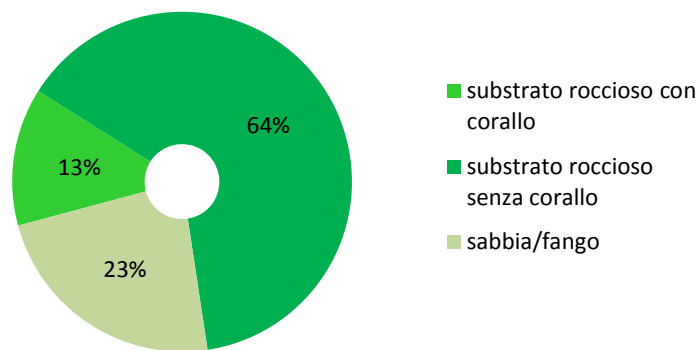


Fig. 14- Composizione del substrato nell'area di studio settentrionale

Dalla determinazione delle dimensioni in altezza delle colonie rinvenute, si è osservato che come classi più rappresentate emergevano la P, ovvero le colonie tra 0 e 5 cm (49%), e la M con le colonie comprese tra 5 e 10 cm (41%). La classe MG è risultata composta solo dal 10% delle colonie, mentre non sono stati osservati individui appartenenti alle classi successive cioè la G, XG e XXG (Fig. 15).

Quanto osservato ha messo in luce che la popolazione di corallo rosso in questa zona sicuramente ha subito un forte impatto antropico in passato. Il monitoraggio ha mostrato come il corallo sia ancora presente, seppur in una bassa percentuale rispetto a tutto il substrato roccioso disponibile, e sicuramente in una fase di ripresa che segue al sovrasfruttamento avvenuto in passato, rispecchiato dall'elevata percentuale di individui di piccole dimensioni.

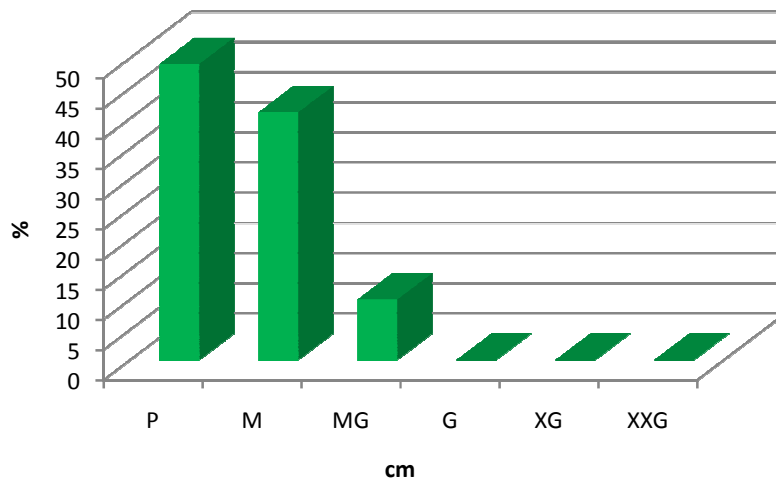


Fig. 15- Distribuzione di taglia da monitoraggio estensivo per *Corallium rubrum* nell'area settentrionale

Per quanto riguarda l'indagine svolta nelle acque nord occidentali (Alghero, Bosa) la composizione del substrato è apparsa differente. Infatti ben il 36% consisteva di fondale roccioso popolato da banchi di corallo (Fig. 16), perciò una quota molto più alta rispetto a quella osservata nella costa settentrionale.

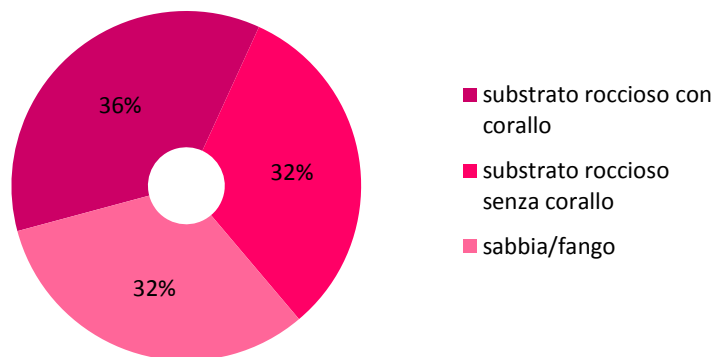


Fig. 16- Composizione del substrato nell'area di studio nord occidentale

La struttura di taglia ottenuta come esito del monitoraggio estensivo, ha messo in evidenza anche in questo caso una situazione completamente diversa a quella precedentemente osservata. Infatti le principali classi rappresentate sono la MG e la G,



rispettivamente con le percentuali 39% e 31% (Fig. 17). La popolazione mostrava in prevalenza colonie di grandi dimensioni con altezze minime di 10 cm e massime pari a 20 cm. Le altre due classi rappresentate con il 18% e il 7 % sono la M (5-10 cm) e la XG (20-25). Infine alla classe di taglia più piccola appartiene solo il 5% delle colonie.

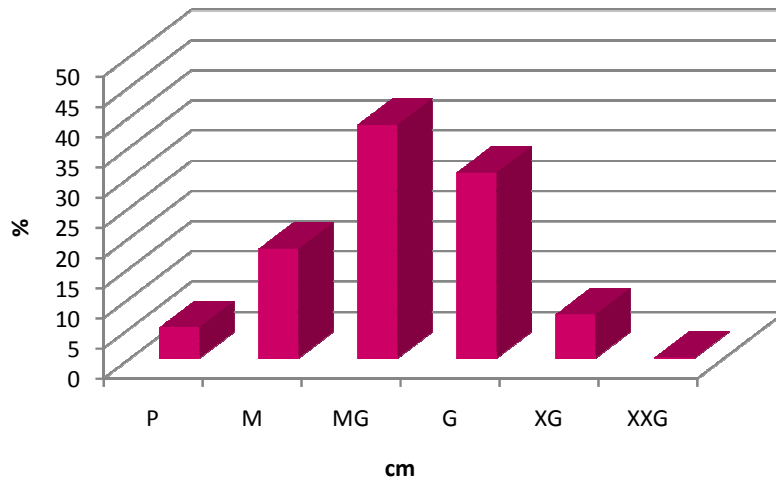


Fig. 17- Distribuzione di taglia da monitoraggio estensivo per *Corallium rubrum* nell'area nord occidentale

L'ultima zona di studio, quella sud occidentale, ha presentato un fondale composto per il 67% da substrato roccioso e solamente il 26% di questo conteneva colonie di corallo rosso. Ciò ha messo in evidenza una situazione intermedia tra le due appena descritte, con una minore presenza della specie rispetto all'area nord occidentale ma sicuramente superiore a quella settentrionale (Fig. 18).

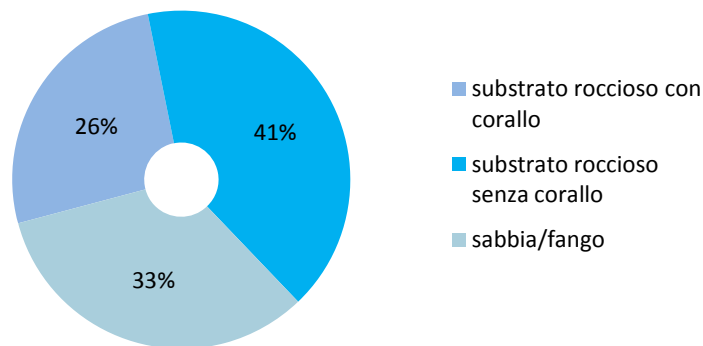


Fig. 18- Composizione del substrato nell'area di studio sud occidentale



Le classi di altezza principalmente rappresentate anche in questo caso sono state la P e la M, rispettivamente con il 44% e il 34%. Le classi di taglia maggiori, seppure in percentuali considerevolmente minori, sono state comunque rilevate: 17% per la classe MG, 4% per la classe G e infine solo 1% per la classe XG (Fig. 19).

Tali banchi di corallo sembrerebbero perciò in una fase di ripresa successiva ad alti livelli di sfruttamento. Questo recupero è sicuramente in una fase più avanzata rispetto a quello della popolazione dell'area settentrionale, in quanto sono state osservate anche colonie di grandi dimensioni.

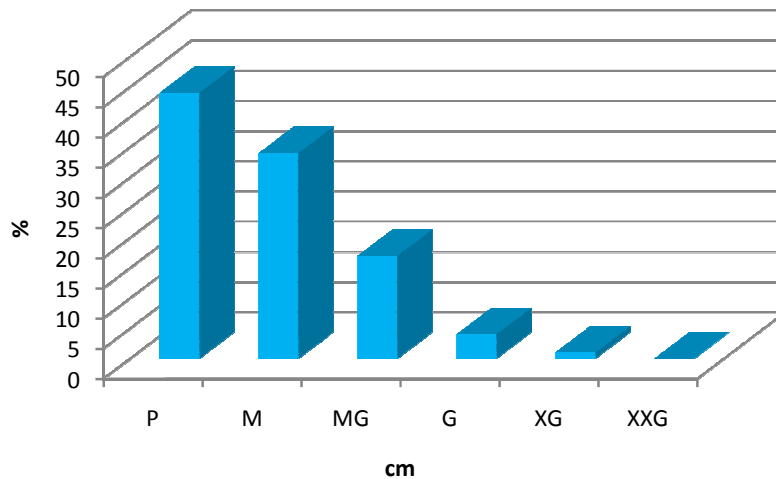


Fig. 19- Distribuzione di taglia da monitoraggio estensivo per *Corallium rubrum* nell'area sud occidentale



5.3.2 Monitoraggio intensivo

In tutto il periodo di campionamento sono state raccolte un totale di 5458 colonie di corallo rosso con diametro basale compreso tra 2,6 e 25,6 mm, altezza massima compresa tra 1,5 e 38,5 cm e un peso compreso tra 2,02 e 515,29 g. Il peso complessivo del campionamento è risultato pari a 336,45 Kg, considerando sia le colonie non integre, sulle quali non è stato possibile rilevare le biometrie, sia le punte (ramificazioni di primo ordine che si staccano durante la risalita all'interno del coppo e che sono comunque di interesse commerciale in quanto utilizzate per la realizzazione di gioielli o per la produzione della 'pasta di corallo').

La struttura di taglia del diametro rilevato alla base delle colonie, mostra un andamento unimodale. La classe maggiormente rappresentata è risultata quella dei 9 mm (Fig. 20).

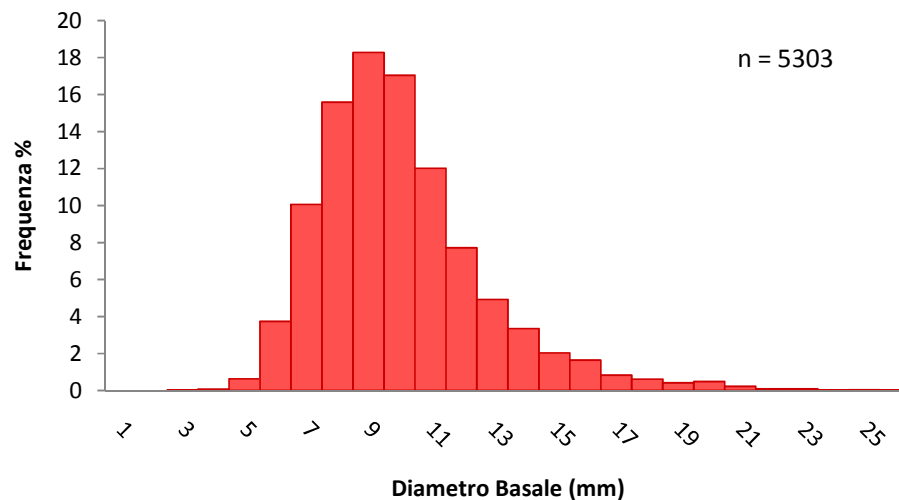


Fig. 20- Distribuzione di taglia per *Corallium rubrum* (n = numero di individui)

Osservando la struttura di taglia ottenuta dall'altezza massima, si è notato in questo caso un andamento bimodale. Le classi maggiormente rappresentate sono quelle di 8 e 14 cm (Fig. 21).

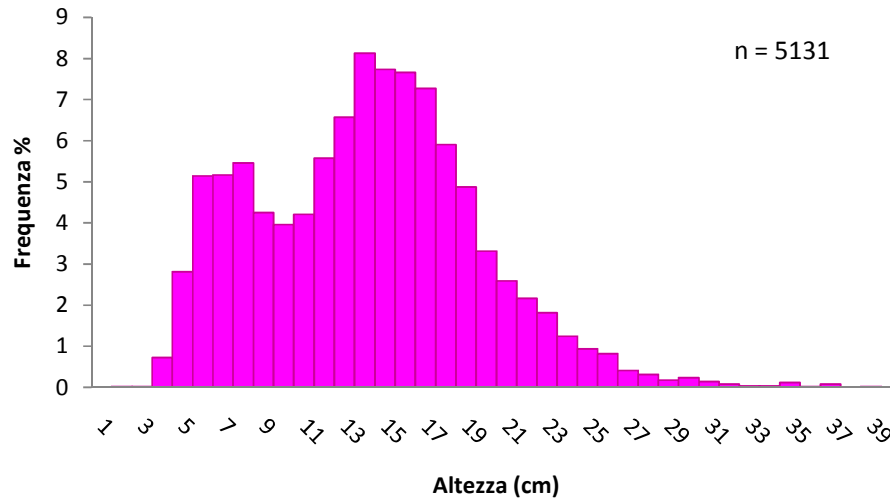


Fig. 21- Distribuzione di taglia per *Corallium rubrum* (n = numero di individui)

Tale distribuzione ha suggerito che nei banchi di corallo indagati fossero presenti due popolazioni caratterizzate da altezze massime differenti. Per quello è stato deciso di suddividere la nostra indagine e la successiva elaborazione dei dati per ciascuna area indagata.

Purtroppo non è stato possibile raccogliere lo stesso quantitativo di campioni in tutte le aree studiate, spesso a causa delle condizioni meteo-marine. Difatti i forti venti di maestrale che soffiano su Alghero e su Carloforte insieme ai venti di Scirocco, hanno spesso impedito lo svolgersi delle immersioni da parte dei subacquei professionisti.

I valori medi rilevati per i diametri alla base sono risultati simili in tutte le 5 aree e compresi tra 8,2 e 9,9 mm. Per le altezze medie il range ottenuto era invece più ampio, compreso tra 7,0 e 16,1 cm, i valori più bassi sono quelli della costa settentrionale. Per i valori di peso medio è stata riscontrata una più ampia variabilità in quanto influenzati soprattutto dai valori massimi rilevati (per esempio la colonia di 515,29 g a Bosa e quella di 286,0 g ad Alghero) (Tab. 3).

Tab. 3- Valori di biometrie medi di *Corallium rubrum* in relazione alle aree indagate (d.s.: deviazione standard)

PARAMETRI BIOMETRICI				
SANTA TERESA				
	min	max	media±d.s.	n° campioni
d_mm	4,2	25,6	9,9±3,8	442
h_cm	3	20,2	8,0±3,5	439
p_g	3,47	106,35	16,30±15,01	449
CASTELSARDO				
	min	max	media± d.s.	n° campioni
d_mm	4,4	20,4	8,2±2,1	731
h_cm	3,2	12,9	7,0±1,8	745
p_g	2,02	41,69	10,39±6,36	706
ALGHERO				
	min	max	media± d.s.	n° campioni
d_mm	6	17,4	9,3±2,1	143
h_cm	7,3	28,5	14,6±3,7	115
p_g	7,16	286	37,69±32,76	110
BOSA				
	min	max	media± d.s.	n° campioni
d_mm	2,6	24,1	9,9±2,6	3636
h_cm	1,5	38,1	16,1±4,4	3490
p_g	2,02	515,29	40,47±36,80	3195
CARLOFORTE				
	min	max	media± d.s.	n° campioni
d_mm	3,6	17,9	9,0±2,0	235
h_cm	3,7	22,9	11,8±3,8	219
p_g	2,33	275,19	27,39±24,11	219



5.3.3 Area settentrionale

Struttura di taglia

L'area settentrionale è stata divisa in due sub aree, Santa Teresa e Castelsardo, che hanno presentato una distribuzione dei diametri simile. A Santa Teresa la classe più frequente è stata quella degli 8 mm mentre a Castelsardo le classi più rappresentate sono state quelle dei 7 e degli 8 mm (Fig. 22).

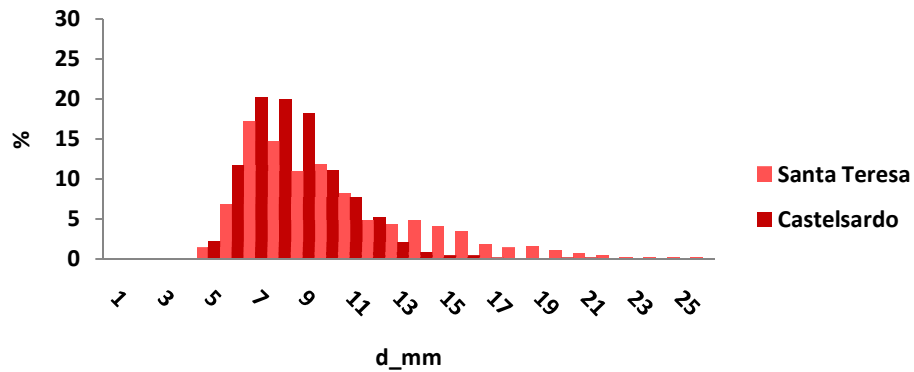


Fig. 22- Distribuzione di frequenza dei diametri alla base in *Corallium rubrum* nella costa settentrionale

Per quanto riguarda la distribuzione delle altezze, a Santa Teresa la classe più frequente è stata quella dei 6 cm con un'altezza massima misurata pari a 20,2 cm, mentre a Castelsardo le classi dei 7 e 8 cm con una altezza massima decisamente inferiore a quella di Santa Teresa uguale a 12,9 cm. (Fig. 23).

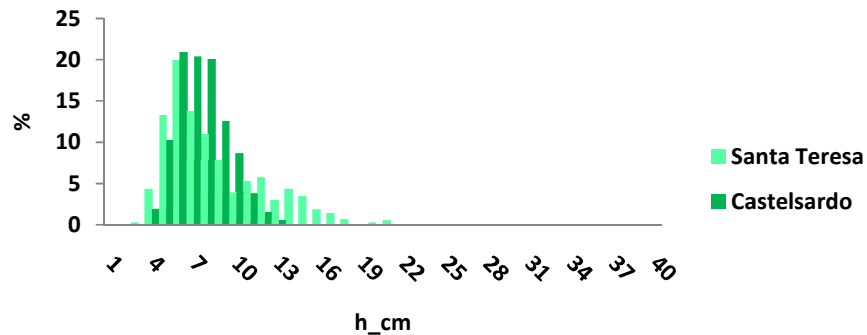


Fig. 23- Distribuzione di frequenza delle altezze in *Corallium rubrum* nella costa settentrionale



Infine per quanto riguarda la distribuzione dei pesi delle colonie, in entrambe le aree della zona settentrionale la classe maggiormente rappresentata è stata quella dei 10 g (Fig. 24). Il peso massimo rilevato tra le colonie di Santa Teresa è stato pari a 106,35 g, mentre a Castelsardo pari a 41,69 g.

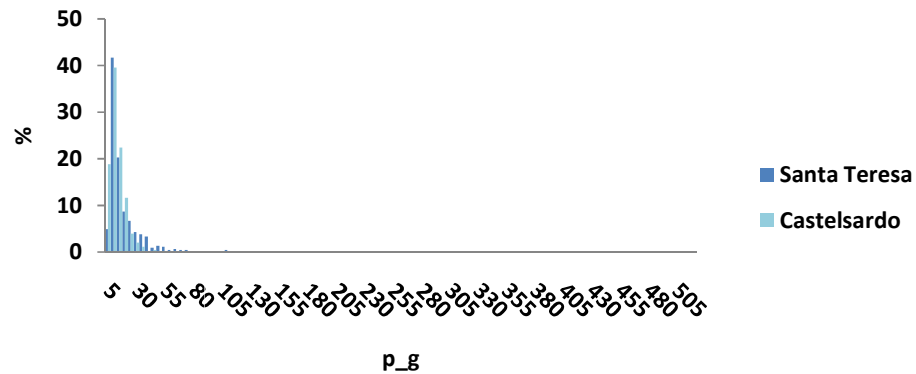


Fig. 24- Distribuzione di frequenza dei pesi in *Corallium rubrum* nella costa settentrionale

Branching pattern

Le due popolazioni di corallo rosso analizzate nella costa settentrionale hanno mostrato una differente complessità strutturale che è stata evidenziata dai livelli di ramificazione. Nell'area di Santa Teresa la maggior parte delle colonie (53%) raggiungeva il terzo livello, mentre un buon 26% presentava una complessità strutturale più elevata sviluppando fino al quarto livello di ramificazione. Solamente il 21% delle colonie presentava solo il secondo livello di ramificazione (Fig. 25).

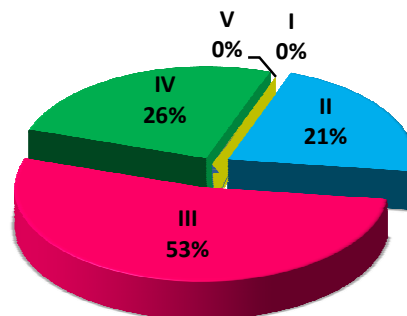


Fig. 25- Branching pattern della popolazione di Santa Teresa



Nella popolazione di Castelsardo vi era una prevalenza di colonie che raggiungevano il terzo livello (63%) e il secondo (34%). Soltanto il 3% della popolazione mostrava un livello pari al quarto (Fig. 26). Tale *branching pattern* sembrerebbe mettere in evidenza che in tale area sono presenti colonie giovani che stanno accrescendosi e che presentano una morfologia non ancora complessa.

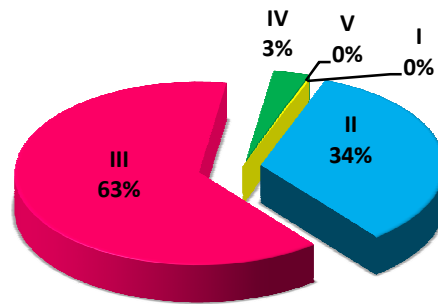


Fig. 26- Branching pattern della popolazione di Castelsardo

5.3.4 Area nord-occidentale

Struttura di taglia

La struttura di taglia osservata in base ai diametri rilevati per le popolazioni della costa nord occidentale, ha messo in evidenza che nell'area di Alghero la classe più rappresentata è quella dei 9 mm, mentre in quella di Bosa sono quelle dei 9 e dei 10 mm (Fig. 27). I valori massimi osservati, rispettivamente, sono di 17,4 mm e 24,1 mm.

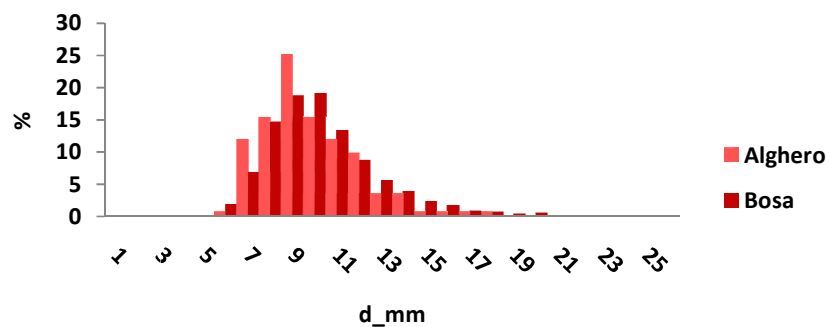


Fig. 27- Distribuzione di frequenza dei diametri alla base in *Corallium rubrum* nella costa nord occidentale



La struttura di taglia delle altezze è risultata completamente differente rispetto a quella della costa settentrionale. Le classi più frequenti nella popolazione di Alghero sono quelle dei 13 e 14 cm, mentre nella popolazione di Bosa sono presenti ben quattro classi ugualmente rappresentate, ovvero quelle dei 14, 15, 16 e 17 cm (Fig. 28). I valori di altezza massimi riscontrati in Alghero e Bosa sono molto elevati e pari relativamente a 28,5 cm e 38,05 cm.

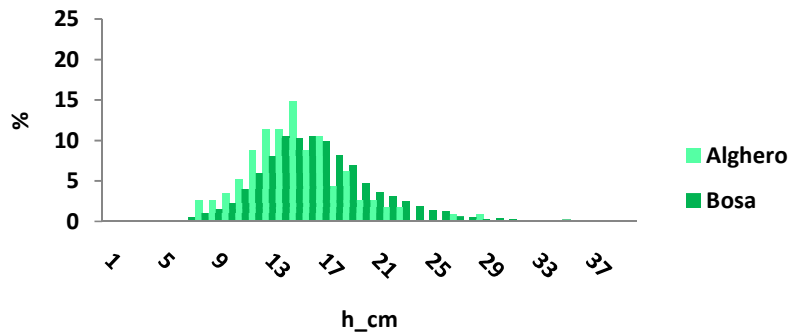


Fig. 28- Distribuzione di frequenza delle altezze in *Corallium rubrum* nella costa nord occidentale

Le classi più frequenti dei pesi delle colonie sono state quelle dei 25 e 30 g ad Alghero e dei 25 g a Bosa (Fig. 29). I valori dei pesi presentavano un ampio range, molto più vario delle altre biometrie considerate. Il peso infatti è influenzato non solo dalla taglia della colonia, ma anche dalla sua complessità strutturale. È proprio nell'area nord occidentale sono stati rinvenuti i pesi più elevati (vedi Tab. 3).

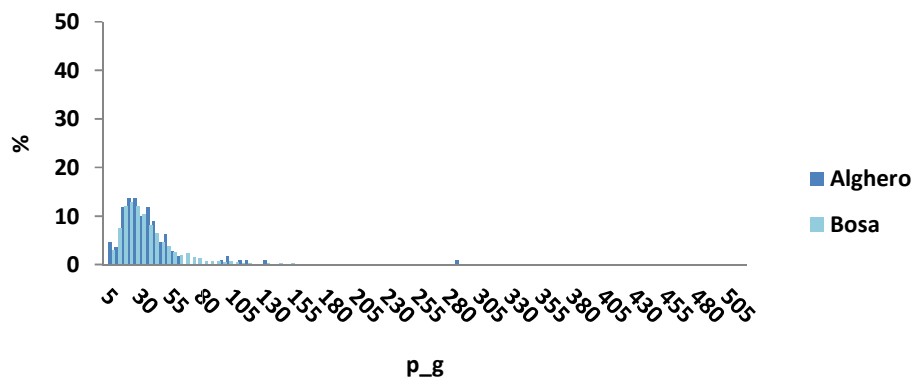


Fig. 29- Distribuzione di frequenza dei pesi in *Corallium rubrum* nella costa nord occidentale



Branching pattern

La morfologia delle colonie dell'area nord occidentale, è risultata essere abbastanza complessa, raggiungendo talvolta perfino il quinto livello di ramificazione. Nella popolazione algherese la gran parte delle colonie, ben il 53% raggiungeva il quarto livello di ramificazione. Ben rappresentato è risultato anche il terzo livello con il 45%, mentre solo l'1% delle colonie raggiungeva il secondo livello (Fig. 30).

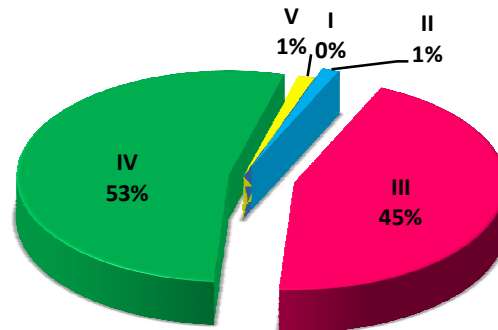


Fig. 30- Branching pattern della popolazione di Alghero

Nella popolazione di Bosa si osserva una situazione abbastanza simile a quella precedente (Fig. 31). Il quinto livello di ramificazione è stato raggiunto dall'1% della popolazione e si è osservata una dominanza del terzo livello del *branching pattern* (53%), con il 41% di colonie di quarto livello. Le colonie più piccole (secondo livello) in questo caso rappresentavano soltanto il 5% della popolazione.

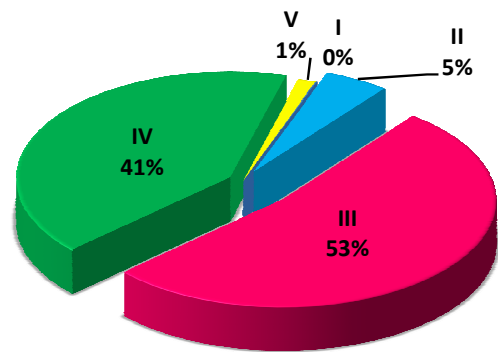


Fig. 31- Branching pattern della popolazione di Bosa



5.3.5 Area sud occidentale

Struttura di taglia

La frequenza di distribuzione dei diametri alla base delle colonie dell'area sud occidentale si è mostrata simile a quelle precedentemente osservate. La classe più frequente era quella dei 9 mm, ma sono ben rappresentate anche la classe degli 8 e dei 10 mm (Fig. 32). Il valore massimo rilevato è stato pari a 17,9 mm.

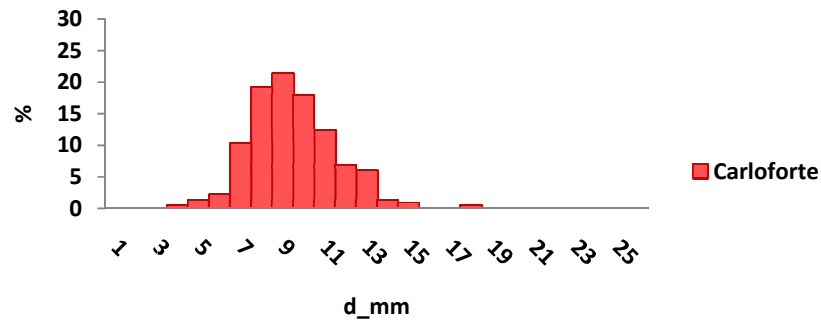


Fig. 32- Distribuzione di frequenza dei diametri alla base in *Corallium rubrum* nella costa sud occidentale

Per quanto riguarda le altezze, la classe più distribuita è quella dei 12 cm, quindi più alta delle classi rappresentative dell'area settentrionale ma più bassa di quella nord occidentale (Fig. 33). l'altezza massima è pari a 22,8 cm.

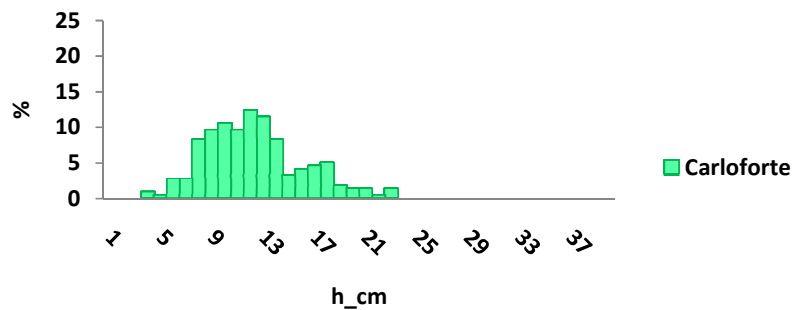


Fig. 33- Distribuzione di frequenza delle altezze in *Corallium rubrum* nella costa sud occidentale

Infine anche in questo caso come negli altri per i pesi abbiamo una gamma più vasta e ampia di valori, e la classe più frequente è quella dei 20 g, quindi come per la struttura delle altezze, anche in quella dei pesi la situazione è intermedia alle due aree di



studio precedentemente descritte, risultando comunque più vicina all'area nord occidentale (Fig. 34). Il peso massimo rilevato per quest'area è pari a 275,19 g.

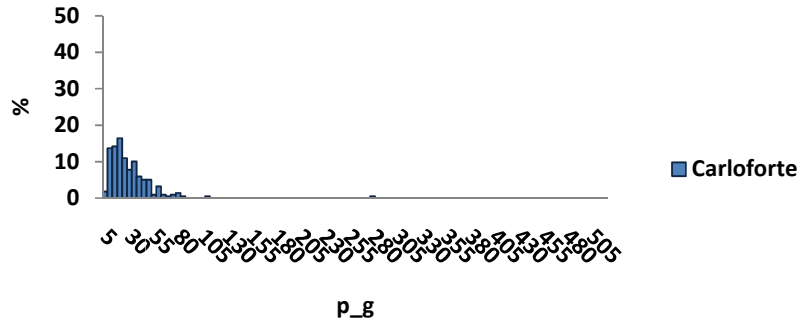


Fig. 34– Distribuzione di frequenza dei pesi in *Corallium rubrum* nella costa sud occidentale

Branching pattern

La percentuale più alta delle colonie, ben il 54%, presenta una struttura con terzo livello di ramificazione. Quarto livello e secondo risultavano rappresentati rispettivamente da un 21% e da un 22% (Fig. 35). Nonostante la buona percentuale di colonie dal livello di ramificazione complesso, le colonie con morfologia più semplice erano presenti in numero maggiore rispetto alla costa nord occidentale.

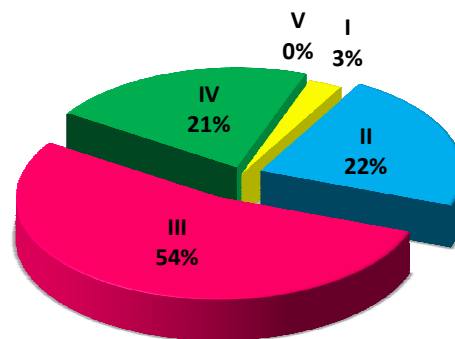


Fig. 35– Branching pattern della popolazione di Carloforte



5.3.6 Confronti tra aree di studio

Biometrie

Osservando i dati medi dei diametri rilevati nelle cinque aree di indagine, questi si presentavano tutti abbastanza simili (Fig. 36). L'analisi della varianza (ANOVA) ha indicato una differenza significativa tra le medie delle cinque serie di campioni (P value = 0). La stessa differenza è stata confermata per le mediane con il test di *Kruskall-Wallis* (P value = 0). Il test *LSD di Fisher*, che effettua anch'esso un confronto tra le medie, ha identificato tre gruppi omogenei: Santa Teresa e Bosa, Alghero e Carloforte, Castelsardo.

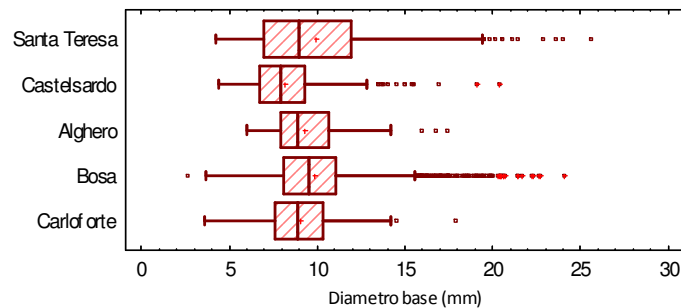


Fig. 36- Box plot dei diametri di base rilevati nelle cinque aree di indagine

Dall'osservazione dei dati di altezza sembravano emergere tre gruppi ben distinti: il gruppo Santa Teresa e Castelsardo, con le medie più basse, il gruppo Alghero e Bosa con le medie più alte e infine il gruppo di Carloforte che presentava una media compresa tra quelle dei due gruppi precedenti (Fig. 37). L'analisi della varianza (ANOVA) ha confermato una differenza statisticamente significativa tra le medie delle cinque serie di variabili (P value = 0). Differenza che è stata provata per le mediane con il test di *Kruskall-Wallis* (P value = 0). Il test *LSD di Fisher* non ha identificato come omogenei i tre gruppi che si possono osservare dal box plot, ma indicava una differenza significativa tra tutti i cinque valori medi.

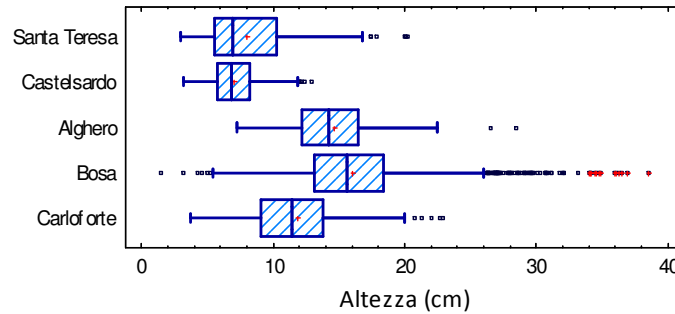


Fig. 37- Box plot delle altezze rilevate nelle cinque aree di indagine

Con le analisi dei pesi secchi per le cinque aree di studio sono stati messi in evidenza gli stessi gruppi osservati per i valori di altezza (Fig. 38). L'analisi della varianza (ANOVA) ha indicato una differenza significativa tra le medie delle cinque serie di variabili (P value = 0), confermata anche per le mediane con il *test di Kruskal-Wallis* (P value = 0). L'*LSD di Fisher* ha confermato statisticamente due di questi gruppi come omogenei, che sono: Alghero e Bosa, e Carloforte che si discostava dalle altre aree. Santa Teresa e Castelsardo, piuttosto, non sono stati riconosciuti come gruppo omogeneo.

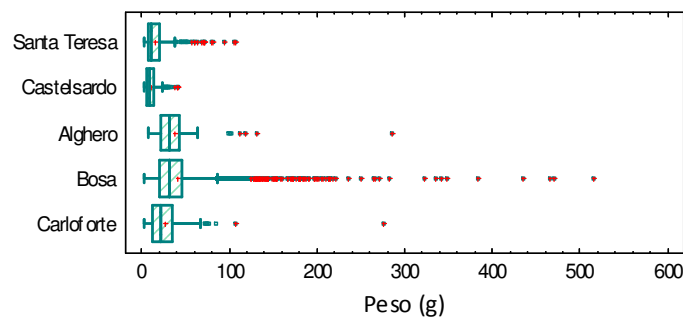


Fig. 38- Box plot dei pesi rilevati nelle cinque aree di indagine



Ramificazioni

Oltre a valutare il livello di ramificazione raggiunto dalle colonie delle cinque popolazioni considerate è stato ritenuto necessario capire se vi fossero delle differenze tra il numero di ramificazioni di ciascun livello. Infatti le ramificazioni di primo livello sono ovviamente presenti in tutte le colonie, ma in numero diverso, e questo dipende dalla complessità strutturale raggiunta dalle colonie stesse. Sia il test per le varianze (ANOVA) che quello per le mediane (Kruskall-Wallis) hanno fornito dei P value pari a 0, che indicano una differenza statisticamente significativa tra i gruppi. Il test *LSD di Fisher* ha identificato tre gruppi omogenei, il primo che includeva Santa Teresa, Castelsardo e Carloforte e gli altri due che si individuano in Alghero e Bosa (Fig. 39)

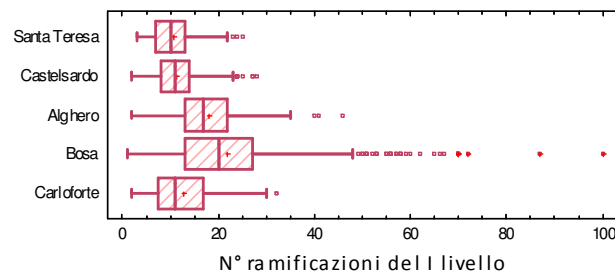


Fig. 39- Box plot numero di ramificazioni di I livello raggiunto dalle colonie nelle cinque aree di indagine

Per quanto riguarda le ramificazioni di secondo livello i test dell'ANOVA e di *Kruskall-Wallis* hanno evidenziato delle differenze statistiche tra le serie di dati. Il test *LSD di Fisher* ha evidenziato quattro gruppi omogenei: i primi due includevano Santa Teresa e Castelsardo e Santa Teresa e Carloforte, gli altri due individuano uno Alghero e l'altro Bosa (Fig. 40).

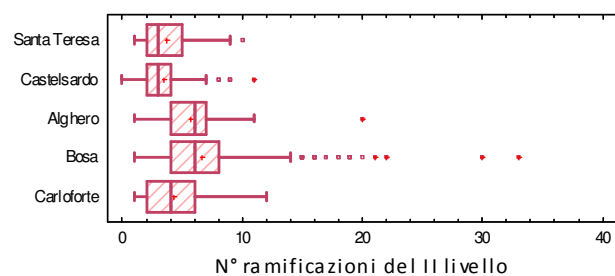


Fig. 40- Box plot numero di ramificazioni di II livello raggiunto dalle colonie nelle cinque aree di indagine



Nelle ramificazioni di terzo livello, che sono già indice di una morfologia più complessa nelle colonie, la situazione osservata cambia radicalmente (Fig. 41). La differenza viene confermata statisticamente dai test per le medie e le mediane (P value = 0), mentre il test *LSD di Fisher* individua due gruppi omogenei, uno comprendente Santa Teresa, Castelsardo e Carloforte e uno comprendente Alghero e Bosa.

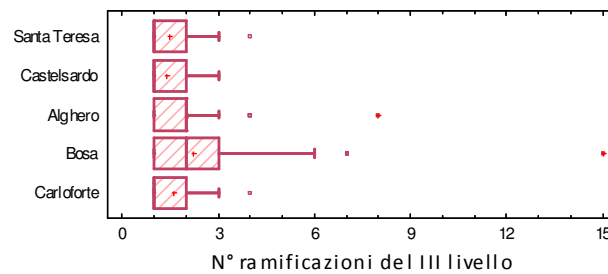


Fig. 41- Box plot numero di ramificazioni di III livello raggiunto dalle colonie nelle cinque aree di indagine

Con le ramificazioni di quarto e quinto livello non è stato possibile effettuare alcun confronto in quanto il numero totale relativo ad esse non supera mai, rispettivamente, il 5 e l'1 (Tab. 4).

Tali dati non erano perciò sufficienti per poter applicare i test statistici per i confronti tra valori medi e le mediane.



Tab. 5- Numero ramificazioni per i cinque livelli riscontrati nelle diverse aree di indagine

RAMIFICAZIONE					
SANTA TERESA					
	ram_1	ram_2	ram_3	ram_4	ram_5
media	10,7	3,7	1,5	1	0
dev st	4,9	1,9	0,7	0	0
min	3	1	1	1	0
max	25	10	4	1	0
CASTELSARDO					
	ram_1	ram_2	ram_3	ram_4	ram_5
media	11,2	3,5	1,3	0,3	0
dev st	4,8	1,6	0,7	0,5	0
min	2	1	1	1	0
max	28	11	3	1	0
ALGHERO					
	ram_1	ram_2	ram_3	ram_4	ram_5
media	18,2	5,7	2,0	1,0	1
dev st	8,3	2,8	1,0	0,3	0
min	2	1	1	1	1
max	46	20	8	3	1
BOSA					
	ram_1	ram_2	ram_3	ram_4	ram_5
media	22,0	6,6	2,2	1,1	1
dev st	12,3	3,7	1,3	0,4	0
min	1	1	1	1	1
max	100	33	15	5	1
CARLOFORTE					
	ram_1	ram_2	ram_3	ram_4	ram_5
media	12,8	4,2	1,6	1,0	0
dev st	7,0	2,3	0,7	0,0	0
min	2	1	1	1	0
max	32	12	4	1	0

**Relazioni morfometriche**

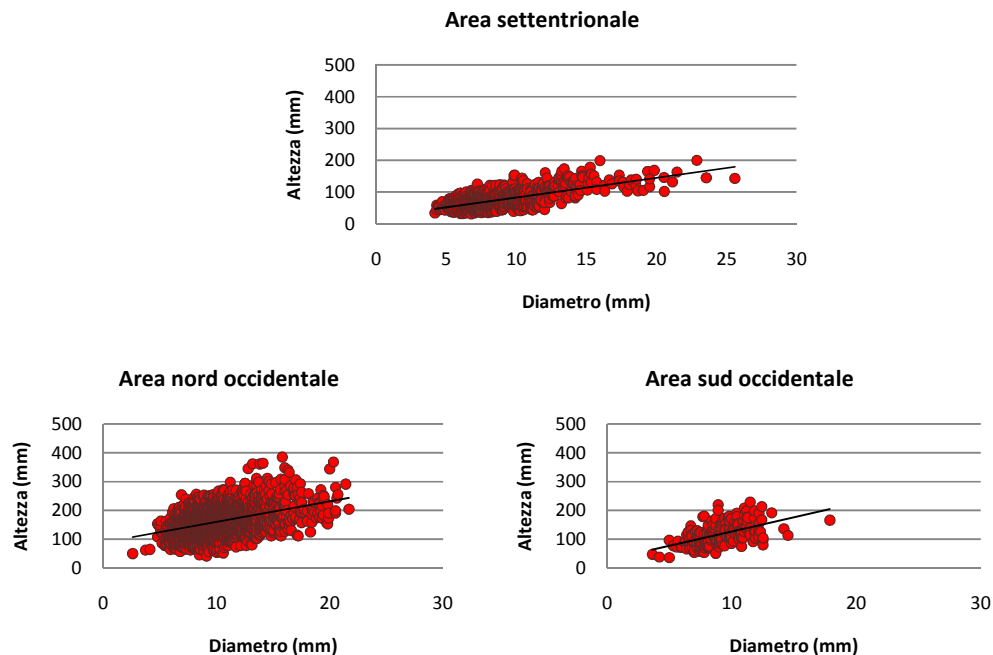
Le relazioni tra le differenti variabili morfometriche analizzate (D, H e P) per le tre macroaree di studio, settentrionale, nord occidentale e sud occidentale, hanno mostrato una buona correlazione (Test t di Student).

Sono stati calcolati i coefficienti di correlazione per i parametri di diametro e altezza (Tab. 6), per verificare statisticamente la loro relazione. I dati relativi sono risultati tutti significativi al test t di Student ($P \ll 0,05$).

Tab. 6- Relazioni morfometriche tra diametro basale (D) e altezza (H) delle colonie nelle tre macroaree di indagine

Area	Correlazione	Numero individui	Coefficiente di Correlazione
nale	Settentrione $H(\text{mm}) = 6,1995D(\text{mm}) + 21,376$	701	0,27
	Nord occidentale $H(\text{mm}) = 7,0857D(\text{mm}) + 89,561$	3502	0,42
	Sud occidentale $H(\text{mm}) = 9,8975D(\text{mm}) + 28,122$	213	0,52

In tutte le tre aree di indagine le relazioni tra diametro alla base e altezza massima della colonia hanno mostrato un'allometria negativa. Questo dato implica un decremento della crescita delle colonie in altezza con l'aumento delle dimensioni del diametro e dunque dell'età della specie (Fig. 42). Il confronto statistico delle rette di regressione per le aree ha mostrato delle differenze significative ($P < 0,01$).

Fig. 42- Relazione diametro- altezza delle colonie di *C. rubrum*

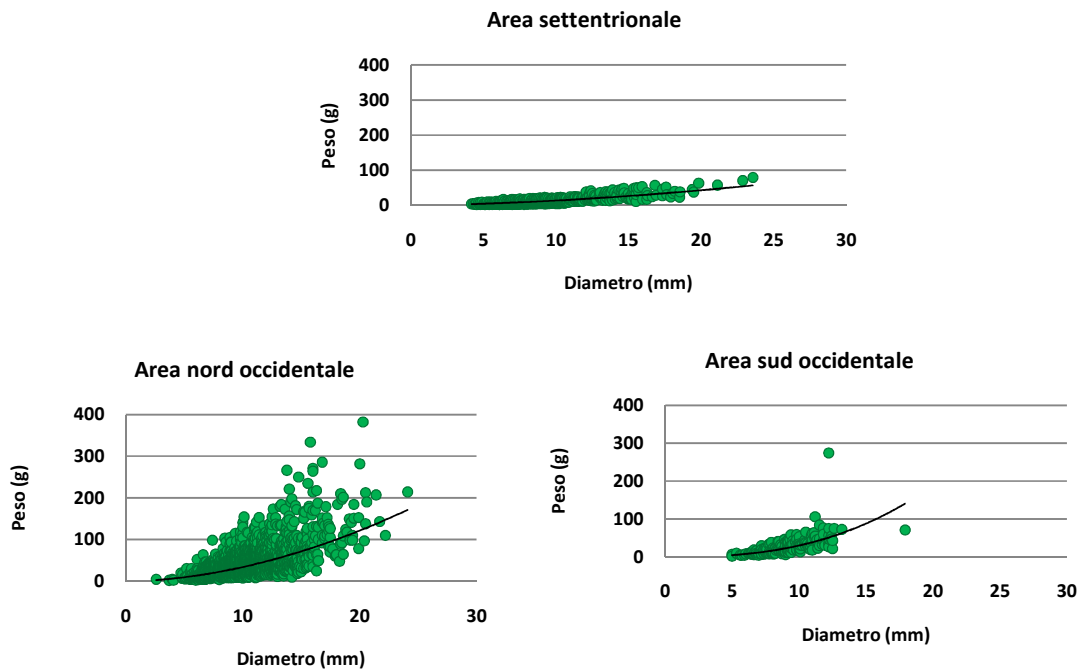
Per quanto riguarda la relazione esistente tra diametro alla base e peso secco delle colonie, questi due parametri presentano una correlazione molto forte (Test t di Student).

In questo caso viene messa in evidenza per le colonie dell'area settentrionale e nord occidentale un'allometria negativa. Infatti i valori di b sono inferiori a 3 (Tab. 7). Questo indica che come l'incremento del peso della colonia decresca all'aumentare del diametro. Anche nell'area sud occidentale si riscontra un'allometria negativa seppur con dei valori di b più elevati.

Tab. 7- Relazioni morfometriche tra diametro basale (D) e peso (PT) delle colonie nelle tre macroaree di indagine

Area	Correlazione	Numero individui	Coefficiente di Correlazione
Settentrionale	$PT(g) = 0,2624D^{1,7009}(mm)$	1053	0,82
Nord occidentale	$PT(g) = 0,4984D^{1,8356}(mm)$	3234	0,68
Sud occidentale	$PT(g) = 0,0688D^{2,6435}(mm)$	214	0,73

Le regressioni (Fig. 43) sono state messe a confronto con il Test f di Fisher che ha confermato differenze significative per tutte le aree analizzate ($P < 0,01$).

Fig. 43- Relazione diametro- peso delle colonie di *C. rubrum*

Infine è stata analizzata anche la relazione tra altezza massima delle colonie e peso secco. Anche in questo caso i coefficienti di correlazione hanno indicato una forte correlazione (Tab. 8).

Tab. 8- Relazioni morfometriche tra altezza (H) e peso (PT) delle colonie nelle tre macroaree di indagine

Area	Correlazione	Numero individui	Coefficiente di Correlazione
Settentrionale	$PT(g) = 0,0221H^{1,4389}(mm)$	1138	0,76
Nord occidentale	$PT(g) = 0,0054H^{1,7229}(mm)$	3204	0,73
Sud occidentale	$PT(g) = 0,0065H^{1,7121}(mm)$	206	0,78

Tali relazioni, ugualmente a quelle osservate in precedenza, presentano un'allometria negativa e le tre aree di indagine, ancora una volta, mostrano delle differenze statistiche significative ($P < 0,1$) (Fig. 44).

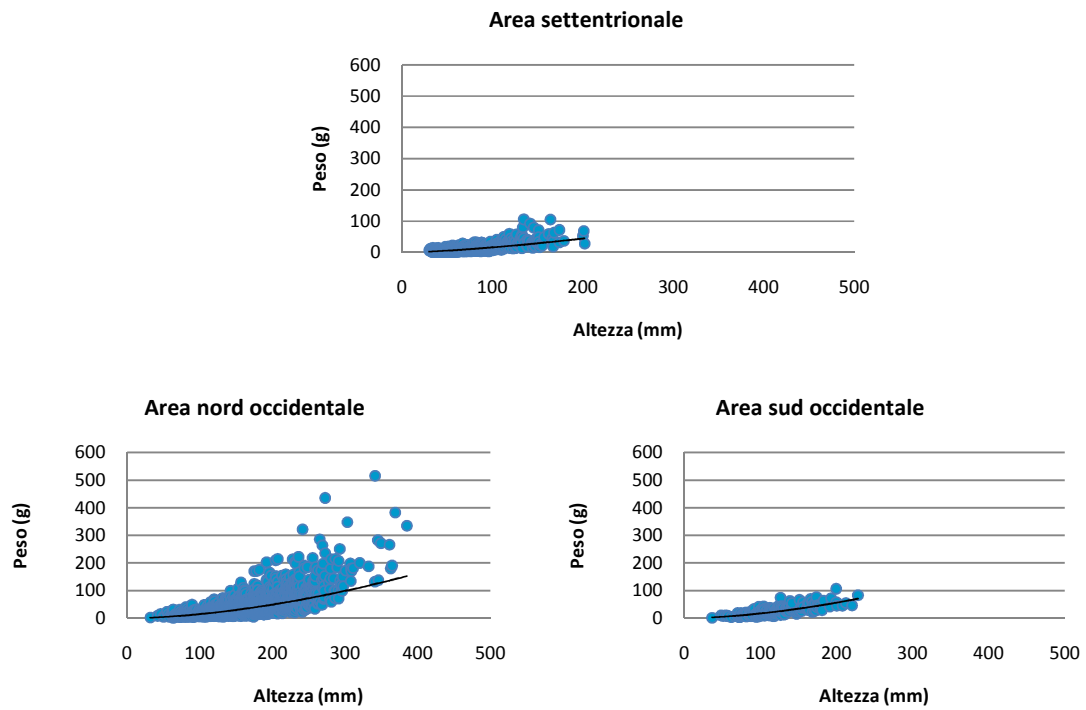


Fig. 44- Relazione altezza- peso delle colonie di *C. rubrum*



Numero ramificazioni

Viste le differenze rilevate nelle tre macroaree per quanto riguarda le relazioni tra i diversi parametri biometrici, è stato scelto di analizzare il numero di ramificazioni delle colonie per aree separate.

Si è scelto di mettere in correlazione i vari parametri biometrici, diametro altezza e peso, con il numero totale di ramificazioni osservate per le colonie.

La relazione fra il diametro basale e il numero di ramificazioni è rappresentata da una curva di potenza (Fig. 45) e la correlazione tra i due parametri è stata convalidata con il Test t di Student ($P < 0,01$) ed i valori dei coefficienti di correlazione sono riportati in tabella (Tab. 9).

Tab. 9- Relazioni tra diametro basale (D) e numero di ramificazioni (Br) delle colonie nelle aree di indagine

Area	Correlazione	Numero individui	Coefficiente di Correlazione (R^2)
Santa Teresa	$Br = 2,0524D^{0,814}$	153	0,58
Castelsardo	$Br = 2,9009D^{0,7717}$	683	0,37
Alghero	$Br = 6,5578D^{0,5793}$	83	0,29
Bosa	$Br = 3,0025D^{0,9665}$	894	0,42
Carloforte	$Br = 0,3369D^{1,8033}$	112	0,59

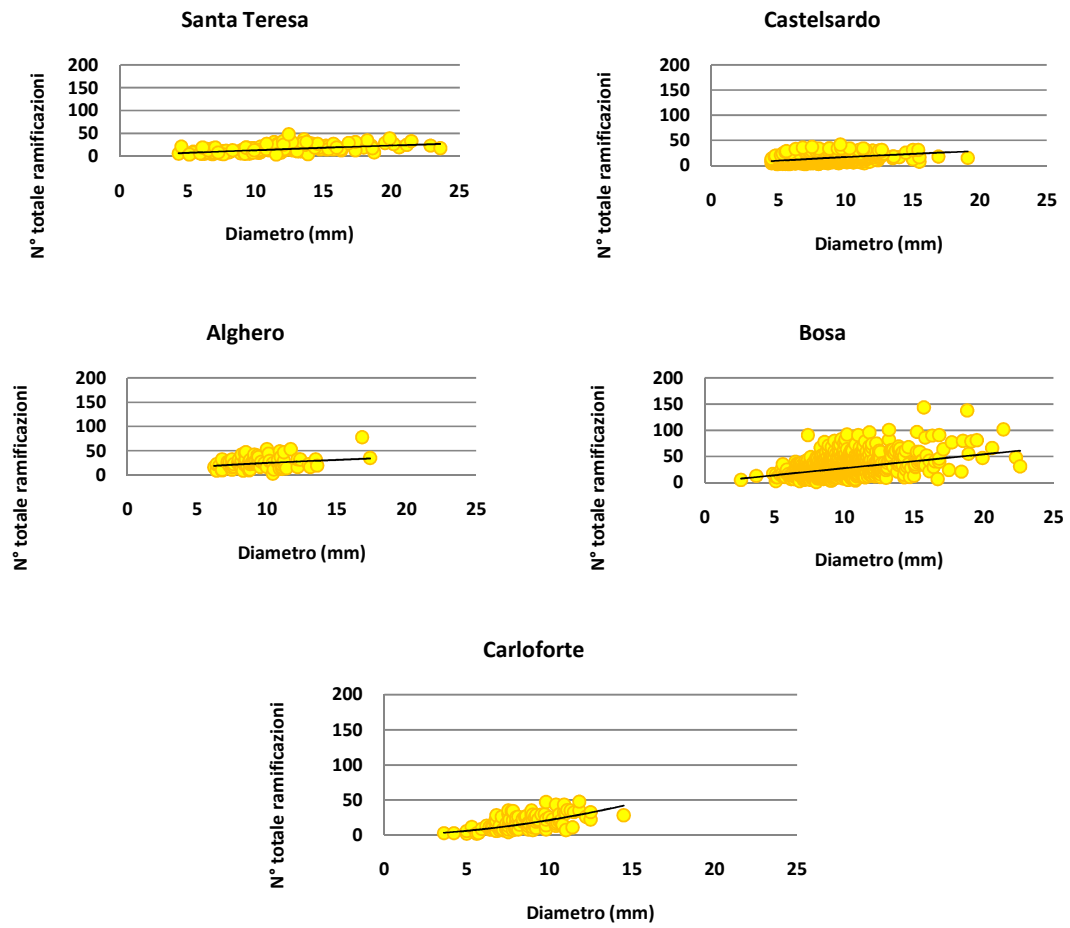


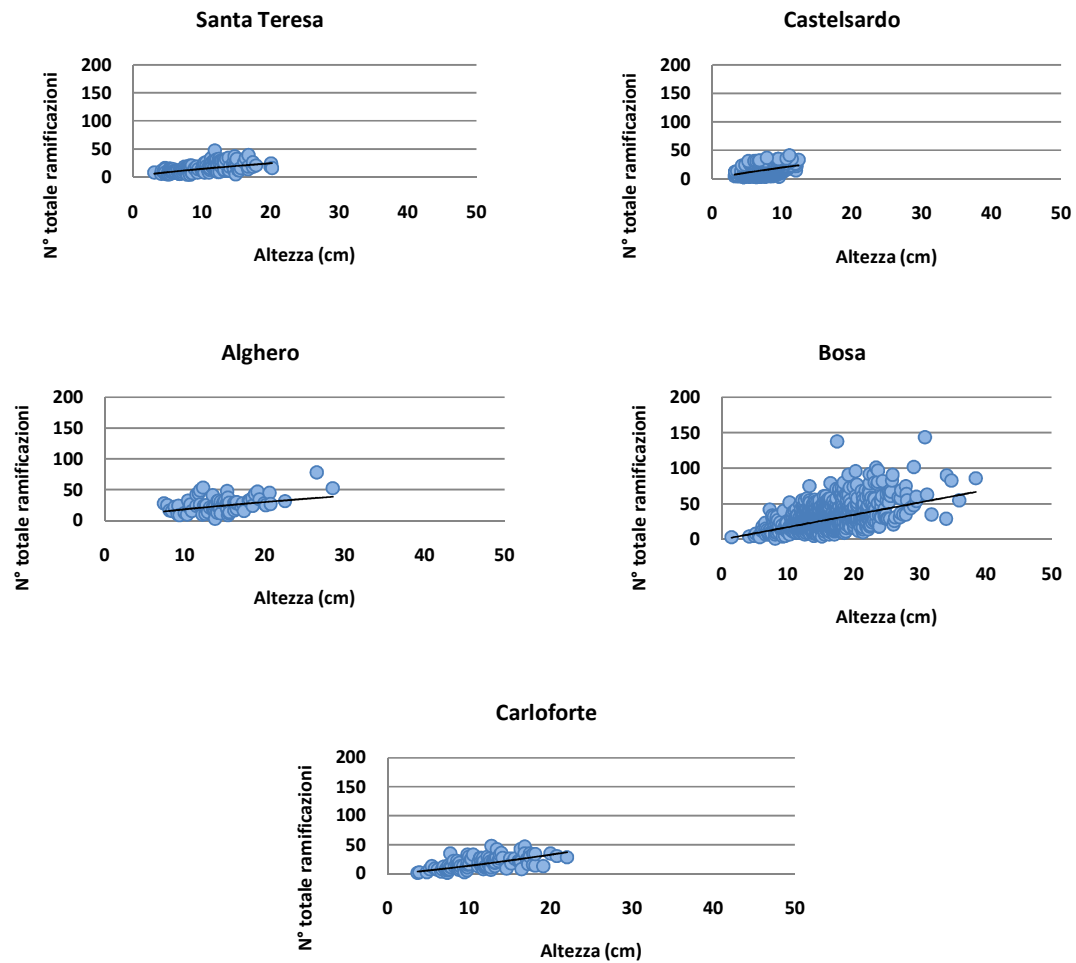
Fig. 45- Relazione diametro- numero di ramificazioni delle colonie di *C. rubrum*



Anche la relazione tra altezza e numero di ramificazioni viene descritta da una curva di potenza e anche in questo la correlazione dei parametri è confermata statisticamente ($P < 0,01$) (Tab.10; Fig. 46).

Tab. 10- Relazioni tra altezza (H) e numero di ramificazioni (Br) delle colonie nelle aree di indagine

Area	Correlazione	Numero individui	Coefficiente di Correlazione (R^2)
Santa Teresa	$Br = 2,6113H^{0,7503}$ $Br =$	152	0,57
Castelsardo	$2,8662H^{0,8389}$	690	0,45
Alghero	$Br = 3,6529H^{0,7067}$	81	0,46
Bosa	$Br = 1,7151H^{1,0032}$	899	0,54
Carloforte	$Br = 0,7871H^{1,2454}$	112	0,62

Fig. 46- Relazione altezza- numero di ramificazioni delle colonie di *C. rubrum*

Infine la correlazione tra pesi e numero di ramificazioni, sempre di tipo potenziale (Fig. 47), si mostra più forte rispetto ai valori di correlazioni osservati per gli altri parametri (Tab. 11).

Tab. 11- Relazioni tra peso (P) e numero di ramificazioni (Br) delle colonie nelle aree di indagine

Area	Correlazione	Numero individui	Coefficiente di Correlazione (R^2)
Santa Teresa	$Br = 3,9664P^{0,4432}$	153	0,66
Castelsardo	$Br = 4,5972P^{0,5254}$	664	0,58
Alghero	$Br = 5,221P^{0,4463}$	79	0,55
Bosa	$Br = 3,1464P^{0,6214}$	834	0,63
Carloforte	$Br = 1,9223P^{0,7186}$	111	0,70

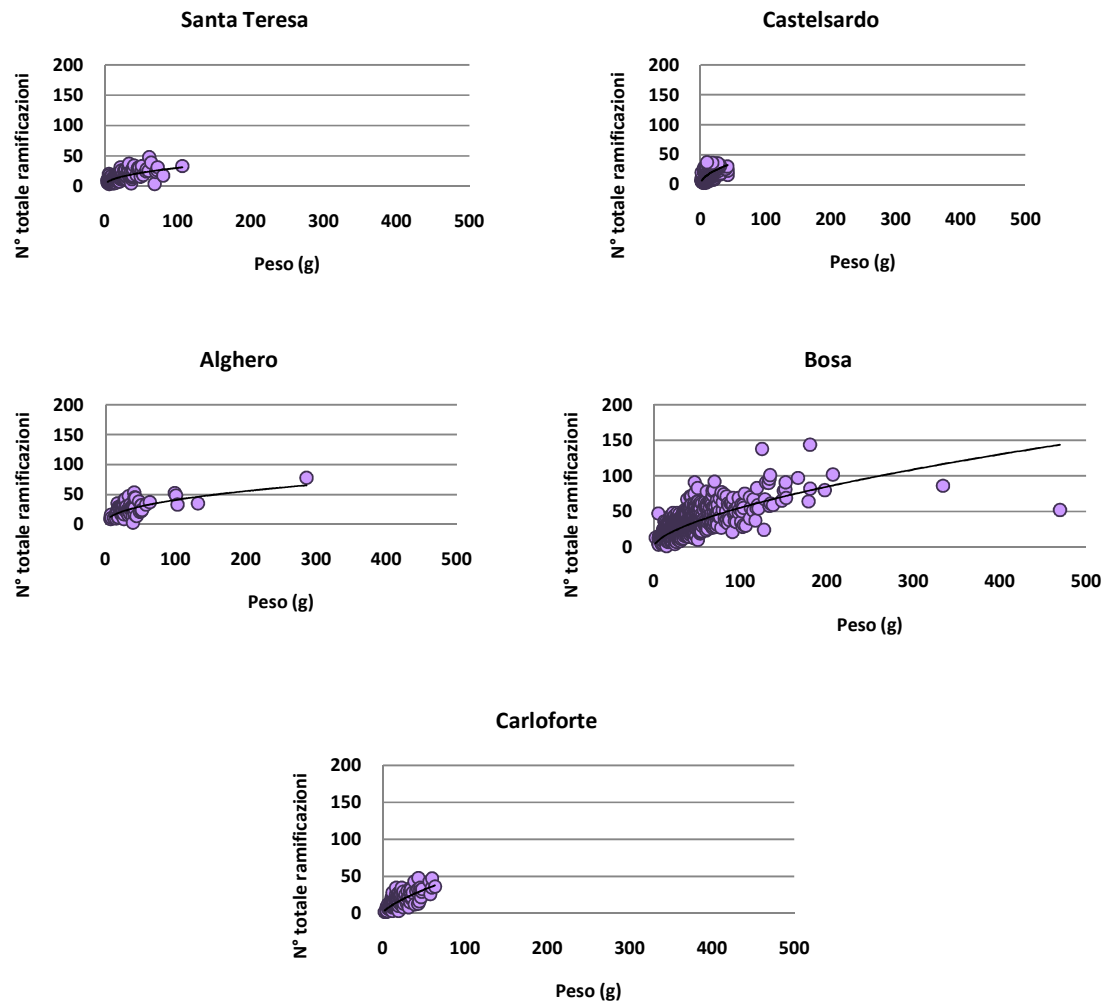


Fig. 47- Relazione peso- numero di ramificazioni delle colonie di *C. rubrum*



5.4 DISCUSSIONE

Le popolazioni naturali sono soggette a variazioni nel tempo delle dimensioni degli individui e della popolazione stessa. Queste fluttuazioni possono essere determinate da innumerevoli fattori. È importante perciò conoscere sia gli andamenti di questi cambiamenti sia le cause che li determinano, soprattutto nel caso di specie di rilevante valore economico soggette a sfruttamento da parte della pesca.

La conoscenza e la comprensione della distribuzione e della struttura di popolazione lungo il suo completo range di profondità nelle aree del mar Mediterraneo, è fondamentale per capire le dinamiche di popolazione così da riuscire a pianificare un gestione realistica per una specie a lungo ciclo vitale come è *Corallium rubrum* (Rossi et al. 2008).

In letteratura gli studi relativi alla dinamica di popolazioni di *C. rubrum*, riguardano quasi esclusivamente le popolazioni delle acque superficiali, dominate per lo più da colonie di piccole dimensioni con alcuna rilevanza commerciale (Abbiati et al. 1992, Garrabou et al. 2001, Santangelo et al. 2003, Tsounis et al. 2006 a, b, Tsounis et al. 2007, Rossi & Tsounis 2007).

D'altra parte, poco è conosciuto sulla distribuzione della specie e sulla sua struttura di popolazione a profondità superiori ai 50 m (Tsounis et al. 2007), a causa delle difficoltà logistiche nel lavorare a queste grandi profondità (Genin et al. 1992).

In un recente lavoro, Rossi et al. (2008) hanno osservato che i diametri alla base e le altezze delle colonie sono maggiori nelle popolazioni presenti a profondità elevate che nelle colonie delle popolazioni in acque superficiali, sicuramente a causa di una maggiore pressione di raccolta avvenuta nelle profondità più accessibili all'uomo.

Dai risultati ottenuti nel presente lavoro emerge che le popolazioni di corallo rosso nei mari sardi, presentano delle situazioni differenti non solo nelle tre macroaree considerate ovvero la costa settentrionale, nord occidentale e sud occidentale, ma anche a livello delle cinque aree analizzate (Santa Teresa, Castelsardo, Alghero, Bosa, Carloforte).

Le indagini effettuate hanno messo in luce che la risorsa si trova in una buono stato e, nel caso in cui sia preceduto un notevole sfruttamento della specie, in una buona condizione di ripresa.



Il monitoraggio estensivo svolto per mezzo del ROV ha rilevato nell'area settentrionale una popolazione che in passato è stata esposta ad un considerevole impatto umano. Si osserva infatti un'assoluta dominanza di colonie di piccola taglia (0-5 cm e 5-10 cm) mentre non è stata rilevata alcuna colonia che andasse oltre i 15 cm di altezza.

Nella Sardegna nord occidentale invece la risorsa corallo appare in uno stato non solo differente, ma migliore e più salutare. Di fatto le percentuali di frequenza più alte sono quelle delle classi di altezza da 10 a 15 cm e da 15 a 20 cm. Perciò questi banchi non sembrano aver subito uno sfruttamento sproporzionato. La bassa frequenza di individui di piccole dimensioni, e perciò giovani, può spiegarsi con il fatto che la specie *C. rubrum* presenta un reclutamento densità dipendente (Santangelo et al. 2004), perciò l'alta distribuzione di individui di grandi dimensioni impedirebbe o limiterebbe l'insediamento larvale.

Infine nella zona sud occidentale mostra una situazione intermedia a quelle precedentemente studiate, quindi una popolazione che ha subito un elevato sfruttamento in passato ma che è in un buono stadio di ripresa.

La fase successiva al monitoraggio ha consentito di valutare e misurare direttamente i principali descrittori morfologici delle colonie. I risultati ottenuti hanno confermato la condizione della risorsa già conseguita con i risultati del monitoraggio ROV, confermando perciò che la specie si trova in un buono stato di conservazione.

I risultati del nostro lavoro evidenziano una forte correlazione tra tutti i parametri, evidenziando un'allometria negativa all'aumentare del diametro ovvero un rallentamento nella crescita della colonia man mano che essa invecchia. Questo potrebbe essere dovuto al fatto che mentre inizialmente per la colonia è indispensabile la crescita in altezza per elevarsi rispetto al substrato, successivamente cerca di aumentare il numero di moduli e quindi di superficie disponibile per la filtrazione, e dunque per la nutrizione, e il numero di unità riproduttive. Tale incremento dedicando maggior energia allo sviluppo delle ramificazioni.

In conclusione quindi tra tutti i parametri valutati quello che ha presentato maggiore variabilità è sicuramente l'altezza. Infatti le popolazioni delle tre macroaree presentavano dei diametri medi molto simili tra loro, ma con delle altezze massime medie completamente diverse. Tale risultato si osserva soprattutto per l'area settentrionale, che



ha popolazioni caratterizzate da colonie con altezza media pari a 7,5 cm, e l'area nord occidentale, dove le colonie hanno un'altezza media pari a 15,3 cm. I valori medi dei diametri alla base, al contrario, sono abbastanza simili e pari rispettivamente a 9,0 mm e 9,6 mm. Le colonie delle due coste presentano quindi una struttura molto diversa, se quelle della costa settentrionale sono basse e tozze quelle della costa nord occidentale sono più sottili e con ramificazioni allungate. La situazione osservata nella Sardegna sud occidentale, invece è intermedia a quelle precedentemente descritte (diametro=9,0 mm; altezza=11,8 cm).

Questo va quindi a conferma del fatto che la crescita degli organismi è comunque limitata e influenzata dalle interazioni con l'ambiente (Coma et al.1998). Nel caso studiato si potrebbe ipotizzare che tali interazioni ambientali siano date dalle diverse correnti che agiscono sulle due coste, più vorticoso per l'area settentrionale e caratterizzate dai forti venti di maestrale nell'area nord occidentale, dove le colonie a parità di diametro raggiungono altezze differenti. Per quanto riguarda la complessità strutturale delle colonie valutata con il *branching pattern*, anch'essa ha identificato tre gruppi omogenei: il primo che include Santa Teresa, Castelsardo e Carloforte e gli altri due che si individuano in Alghero e Bosa, confermando perciò quanto appena descritto.

Pertanto i parametri dell'altezza e della ramificazione non sembrano essere indicati per caratterizzare le colonie di corallo rosso nella scelta da parte dei corallari durante la raccolta. È fondamentale quindi continuare a far riferimento allo spessore della base, data anche la semplicità della sua misurazione e il suo maggiore adattamento con gli altri parametri.



CAPITOLO 6

6.1 INTRODUZIONE

La crescita degli individui di una popolazione non è mai uguale e può dipendere da molteplici fattori come la qualità e la quantità di alimento a disposizione, l'energia usata per la riproduzione e le caratteristiche dell'habitat. Sebbene ogni singolo individuo abbia un tasso di accrescimento differente dagli altri, esiste un ragionevole limite alle differenze individuali ed è possibile avere un limitato range di variabilità per ciascuna classe di età (Pitcher & Hart, 1982). I metodi di determinazione dell'età danno accesso a informazioni molto utili sulle dinamiche della popolazione, come longevità e tassi di accrescimento. Questo tipo di informazioni sono indispensabili per lo studio dei fattori che controllano lo sviluppo delle specie e per poter stilare dei piani di gestione e di conservazione adeguati (Begon *et al.*, 1986, Caswell, 2001).

I metodi per la stima dell'età e dell'accrescimento in molte specie di invertebrati e vertebrati consistono nella lettura delle strutture scheletriche che possono essere analizzate attraverso tecniche sclerocronologiche. Ad esempio la lettura degli statoliti nei molluschi cefalopodi, delle valve in quelli bivalvi e degli otoliti nei pesci teleostei. Anche le strutture dure di invertebrati come cnidari e briozoi presentano delle bande di accrescimento che ne permettano la lettura.

L'esistenza di bande di crescita anche in *Corallium rubrum* (L. 1758) è stata descritta per la prima volta circa un secolo fa (Lacaze-Duthiers, 1864; Dantan, 1928). La formazione delle bande nella struttura di carbonato di calcio delle colonie di corallo rosso si relaziona con la differenza di accrescimento stagionale, attribuendo le zone chiare ad un accrescimento estivo, in genere rapido, e le zone scure ad un accrescimento invernale, più lento. Inoltre si osserva una relazione con la proporzione di materia organica presente, che è maggiore nella parte vetrosa, cioè quella chiara, in quanto nelle bande scure predomina la materia inorganica, composta da carbonato di calcio. Tale differenza può essere attribuita a diversa somministrazione di alimento o al ciclo riproduttivo



dell'organismo (García-Rodríguez & Massò, 1986). Gli anelli di accrescimento non sono sviluppati della regione midollare (García-Rodríguez & Massò, 1986; Marschal *et al.* 2004).

Corallium rubrum (L. 1758) è una specie longeva che raggiunge la maturità sessuale molto presto (Santangelo *et al.*, 2003; Torrents *et al.*, 2005), per questo motivo numerose generazioni coesistono all'interno della stessa popolazione. Le colonie presentano un basso tasso di accrescimento che varia con il sito di insediamento, con la profondità e con l'habitat (García-Rodríguez & Massò, 1986; Abbiati *et al.*, 1992; Cerrano *et al.*, 1999; Garrabou & Harmelin 2002; Bramanti *et al.*, 2005).

Tra i differenti tipi di studi demografici, i metodi impiegati per la stima dell'età forniscono uno strumento molto utile per capire come variano i tassi di accrescimento del corallo rosso nei diversi habitat (Marschal *et al.*, 2004).

Diversi sistemi sono stati utilizzati per determinare l'età delle colonie di corallo rosso: il metodo petrografico ovvero la realizzazione di sezioni sottili trasversali della base della colonia (García Rodríguez & Massò, 1989; Abbiati *et al.*, 1992; Santangelo *et al.*, 1993); il metodo della colorazione della matrice organica delle sezioni sottili, che permette la lettura degli anelli di crescita annuale (Marschal *et al.*, 2004), e la misurazione diretta del diametro basale su colonie insediate di età nota (Cerrano *et al.*, 1999; Garrabou & Harmelin, 2002; Bramanti *et al.*, 2005).

Dopo numerosi studi è stato scoperto che le bande scure che possono essere osservate mediante il primo metodo (petrografico) non sono realmente annuali, così l'età valutata in questo modo è sempre stata sottostimata. Solo il metodo della colorazione della matrice organica permette di effettuare una stima attendibile dell'età.

Gli studi intrapresi per determinare l'età delle colonie riportati in bibliografia comprendono valutazioni effettuate con il metodo petrografico in Spagna (García Rodríguez & Massò, 1989) ed in Italia, più precisamente a Calafuria (Abbiati *et al.*, 1992), il metodo diretto che è stato effettuato in Francia a Marsiglia (Garrabou & Harmelin, 2002) e in Italia a Calafuria e a Porto Fino (Bramanti *et al.*, 2005; Cerrano *et al.*, 1999) e gli studi più recenti che riguardano il metodo di colorazione della matrice organica in Francia a Marsiglia (Marschal *et al.*, 2004), in Spagna a Cap de Creus (Vielmini *et al.*, 2010) e in Italia a Porto Fino e nel Mar Ligure (Gallmetzer *et al.*, 2010, Vielmini *et al.*, 2010). Tutte le notizie finora apprese hanno riguardato i tassi di accrescimento delle popolazioni di acque



superficiali (<50 m) di corallo rosso, non esiste pertanto alcuna informazione riguardante l'accrescimento delle colonie profonde (>50 m).

Alcuni autori suppongono che le popolazioni di corallo rosso profonde siano caratterizzate da tassi di accrescimento più elevati in quanto le condizioni ambientali a tali profondità sono più stabili e vi è un maggior apporto energetico (Cattaneo-Vietti *et al.*, 1993; Santangelo *et al.*, 1997; Santangelo & Abbiati, 2001; Tsounis *et al.*, 2006b, c; 2007). Perciò la discrepanza tra le piccole colonie delle popolazioni superficiali e le grandi colonie delle popolazioni profonde (Santangelo & Abbiati, 2001) potrebbe essere il risultato delle differenze ambientali (Garrabou & Harmelin, 2002) oppure essere una conseguenza dell'intenso sfruttamento effettuato nei siti più superficiali e quindi più facilmente accessibili (Bramanti *et al.*, 2009). È noto che la maggior parte delle specie di corallo cresce indeterminatamente, raggiungendo, teoricamente, una taglia smisurata (Bak & Meesters, 1998).

Vista la mancanza di dati relativi alle popolazioni di corallo rosso profonde, lo scopo del presente lavoro è di illustrare quali siano i tassi di accrescimento di colonie campionate a profondità >90 m, colonie che raggiungono dimensioni notevolmente superiori a quelle presenti nelle acque superficiali, ipotizzando che i tassi varino relativamente all'habitat nel quale si sviluppano le colonie. Infatti analisi preliminari riguardanti la struttura di popolazione (vedi Capitolo 5) hanno messo in evidenza differenti morfologie nelle colonie di corallo presenti nelle diverse coste della Sardegna. In particolare nella costa settentrionale le colonie sono più basse, tozze e molto ramificate mentre a parità di diametro le colonie della costa nord occidentale presentano altezze più elevate. Da questo l'ipotesi che tale differenza nella morfologia possa essere correlata a diverse caratteristiche idrodinamiche delle aree. Infatti studi passati effettuati su coralli appartenenti all'ordine degli Esacoralli (Lasker & Coffroth, 1999) hanno dimostrato che il loro fenotipo è plastico e può essere alterato da diverse condizioni ambientali durante il ciclo vitale. Cambiamenti nella morfologia sono stati correlati a variazioni nei tassi di sedimentazione (Hubbard & Pocock, 1972; Lasker, 1980; Dodge 1982; Stafford-Smith, 1993; Riegl, 1995) e nei movimenti dell'acqua (Vosberg, 1977; Chappell, 1980; Riegl *et al.*, 1996; Todd *et al.*, 2004). Tali affermazioni potrebbero essere valide anche per la nostra specie *C. rubrum*.



La considerazione di tali differenze, se presenti, aiuterebbe a sviluppare dei piani di gestione non solo a livello regionale ma adattati e disegnati sulla base delle caratteristiche di ciascuna area di raccolta.



6.2 MATERIALI E METODI

Le colonie utilizzate per la determinazione dell'età provengono dalla costa settentrionale della Sardegna (Castelsardo), dove sono state raccolte ad una profondità di 95 m, e dalla costa nord occidentale (Alghero), dove sono state raccolte a 109 m. I campioni relativi alle due popolazioni sono stati analizzati separatamente.

Per le analisi sono state selezionate esclusivamente le colonie integre e che non mostravano evidenti segni di camolature, ovvero perforazioni operate da altri organismi (come serpulidi o spugne perforanti) o che mostravano ramificazioni in prossimità della base, tutti fattori che avrebbero impedito la realizzazione della sezione sottile o falsato le analisi successive.

Per determinare l'età delle colonie prelevate è stata seguita la procedura validata da Marschal *et al.* (2004) che evidenzia la deposizione annuale della materia organica, la quale va a costituire gli anelli di accrescimento della colonia. Per poter rendere visibili gli anelli sono state effettuate delle sezioni trasversali sottili (vedi metodica Annesso I).

In totale sono state realizzate 42 sezioni per l'area settentrionale e 35 per quella nord occidentale. Di queste sono risultate leggibili rispettivamente 37 e 25 sezioni.

La lettura degli anelli di accrescimento nelle sezioni sottili è risultata talvolta difficile, perciò per essere certi degli anelli presenti ciascuno di essi veniva seguito intorno a tutta la sezione. In primo luogo sono state distinte due zone, una interna più irregolare che corrisponde al nucleo, e l'altra esterna con degli anelli distribuiti regolarmente sia in maniera radiale che concentrica. La struttura concentrica ha mostrato un'alternanza di anelli scuri leggermente ondulati e delle bande più chiare. Questa differente colorazione era sicuramente dovuta a diversi tipi di accrescimento e di deposizione della matrice organica durante la formazione dello scheletro assiale in carbonato di calcio. Per assicurare una corretta stima dell'età delle colonie, ciascuna sezione sottile è stata letta da tre ricercatori che non si sono consultati né prima né dopo la lettura e che non conoscevano i diametri basali delle colonie, cosicché ciascuna conta non venisse reciprocamente influenzata.

L'età della colonia è stata considerata come il numero di anelli di accrescimento trovati nella sezione sottile della base, mediando i valori ottenuti dai tre ricercatori. Il tasso di accrescimento di ciascuna di esse invece è stato ottenuto dividendo il diametro basale con il numero di anelli osservati.



Ciascuna colonia campionata è stata fotografata e sottoposta alle misurazioni dei principali descrittori morfologici, ovvero il diametro basale ($\text{mm} \pm 0,01$), l'altezza massima ($\text{cm} \pm 0,1$), il peso secco ($\text{g} \pm 0,01$) ed il numero totale di ramificazioni. Ognuno di questi descrittori è stato messo in relazione con l'età della colonia stimata. L'obiettivo era quello di trovare il parametro più adatto che permetta di attribuire l'età alla colonia con una buona approssimazione. La correlazione tra i vari parametri e l'età delle colonie ed i tassi di accrescimento è stata valutata mediante il *test di Spearman* mentre i confronti tra le due aree di indagine sono stati fatti grazie al test dell'ANOVA.

I dati di diametro basale e età corrispondenti sono stati successivamente fittati attraverso una particolare procedura che analizza appunto i dati di taglia ed età, contenuta nel pacchetto "FISAT II – FAO ICLARM Stock Assessment Tools" (Version 1.2.2) (Gayaniilo *et al.*, 1996), al fine di ottenere i parametri di accrescimento L_{∞} e k dell'equazione di Von Bertalanffy, che esprime la dimensione del diametro basale in funzione dell'età t :

$$L_t = L_{\infty} [1 - e^{(-K(t-t_0)}]$$

dove:

L_{∞} è il diametro basale medio massimo teorico raggiungibile dall'esemplare più vecchio (diametro asintotico);

K è un parametro di curvatura che indica la velocità con la quale il corallo raggiunge L_{∞} ;

t_0 rappresenta il momento in cui la colonia ha un diametro basale uguale a 0, "data di nascita".

L'accrescimento ponderale è stato valutato mediante le relazioni dei dati di diametro basale e peso ottenute dalle popolazioni della costa settentrionale e nord occidentale (vedi Capitolo 5). La relazione che lega queste due variabili è del tipo :

$$P = aD^b$$

Tramite questa relazione è stato quindi ottenuto il W_{∞} che è il peso medio massimo teorico raggiungibile dall'esemplare più vecchio.

Dai parametri di crescita ottenuti sono stati calcolati i valori di ϕ e di ϕ^l (*phi-prime*):

$$\phi = \log K + 2/3 \log W_{\infty}$$

$$\phi^l = \log K + 2 \log L_{\infty}$$



Questi due parametri ottenuti dai valori di L_{∞} , W_{∞} e K delle curve di crescita sono in genere costanti tra diverse popolazioni di una stessa specie. Perciò nel caso in cui L_{∞} e K venissero stimati per due separate serie di dati, i valori di ϕ^1 dovrebbero risultare simili. Se così non fosse ciò indicherebbe delle differenze significative negli accrescimenti delle due popolazioni (FAO Fisheries T306/1). La loro stima è stata presa in considerazione per poter valutare eventuali differenze tra le curve di accrescimento del corallo rosso analizzata nelle due aree di indagine.

Uno dei metodi più semplici per valutare lo sfruttamento di uno stock è stabilire gli effetti che l'accrescimento e la mortalità hanno con il tempo sulla biomassa. Dopo il reclutamento, il peso di ciascun individuo (colonia) aumenta per accrescimento mentre il numero degli individui della stessa coorte diminuisce a causa della mortalità. Perciò il peso totale o la biomassa della coorte aumenta nel tempo fino a raggiungere un massimo, il punto "critico" dopo il quale il tasso di accrescimento inizia a decrescere. I parametri di popolazione utilizzati per i modelli della biomassa, tengono conto del tasso di accrescimento, della mortalità naturale e del peso in relazione alla taglia dell'individuo (nel nostro caso il diametro basale). Considerando che l'aumento in peso con l'età è dato da:

$$W(t) = W_{\infty} * (1 - \exp - (Kt)^b)$$

I parametri di popolazione W_{∞} e K necessari sono stati ottenuti grazie alle curve di crescita.

È stato considerato inoltre che il numero di individui iniziale (reclute) fosse pari a 100000 e che diminuisse nel tempo in accordo con:

$$N(t) = N(t - 1) * \exp (-M)$$

dove $N(t)$ è il numero di individui sopravvissuti ed M è il valore di mortalità.

Date queste due curve è possibile calcolare la biomassa ad una determinata età per i valori di K e M considerati:

$$B(t) = N(t) * W(t)$$

Il punto in cui la biomassa è massima dovrebbe corrispondere al punto in cui lo sfruttamento della coorte darebbe il massimo rendimento (Caddy 1993). I valori di L_{∞} , W_{∞} e K sono stati ottenuti dalle nostre curve di crescita, mentre i valori di M sono stati presi dalla bibliografia (Grigg, 1976; Tsounis *et al.*, 2007).



Infine per poter stabilire capire se le differenze morfologiche riscontrate sulle colonie raccolte nelle diverse coste della Sardegna potessero dipendere da differenze idrodinamiche tra le aree indagate, è stata studiata la direzione e l'intensità media delle correnti tramite un modello idrodinamico 3D basato sul POM (*Princeton Ocean Model*), sviluppato e implementato nei mari circostanti la Sardegna dal gruppo di Oceanografia Operativa del CNR-IAMC di Oristano.

La risoluzione orizzontale del modello è di $1/32^\circ$, ovvero circa 3.5 km, mentre sulla verticale la colonna d'acqua è discretizzata in 32 livelli sigma, con distribuzione logaritmica alla superficie per meglio risolvere le zone più dinamiche. Lo spessore dei singoli livelli è funzione della profondità del fondale (*bottom following*).

Il modello è stato utilizzato per effettuare un esperimento interannuale (anni 2008-2009) tramite il quale si sono simulate le principali caratteristiche idrologiche e idrodinamiche dell'area di interesse. Nel presente *setup* il modello è forzato alla superficie da campi atmosferici di analisi prodotti da ECMWF (*European Center for Medium-range Weather Forecasts*). Il sistema di simulazione comprende anche un modulo di Assimilazione dati (*Sea Level Anomalies* satellitari), finalizzato alla produzione della migliore stima del "*true state*" (Analisi).

I risultati dell'esperimento, salvati come medie giornaliere per le principali variabili simulate, sono stati utilizzati per ottenere i valori medi di velocità e direzione della corrente, salinità e temperatura. Tali valori sono stati considerati con buona approssimazione rappresentanti la "*climatologia*" dell'area alle profondità di interesse (70-120 m). I valori medi di velocità così ottenuti sono stati correlati alle altezze delle colonie di corallo divise in classi di età da 10 anni rilevate nelle tre coste della Sardegna oggetto della nostra indagine, costa settentrionale, nord occidentale e sud occidentale. Le classi di età sono state calcolate secondo i tassi di accrescimento da noi rilevati.



6.3 RISULTATI

Il metodo utilizzato ci ha permesso di ottenere delle sezioni abbastanza chiare degli anelli di accrescimento delle colonie di corallo rosso. In tutte le colonie analizzate nel nostro studio, gli anelli di accrescimento sono apparsi concentrici e leggermente ondulati. Nella regione midollare non sono stati osservati degli anelli, ma una zona piuttosto irregolare che indica i primi anni di accrescimento della colonia. Ciascun anello di crescita è risultato composto di due bande, una scura corrispondente ad una zona nella quale la concentrazione di matrice organica è più alta, ed una chiara dove la concentrazione è più bassa (Marschal *et al.*, 2004). In alcune sezioni delle bande scure risultavano talmente vicine da sovrapporsi in qualche parte, per questo motivo ciascun anello è stato identificato intorno all'intera sezione per assicurare una corretta stima dell'età inoltre le stesse sezioni sono state osservate e lette da tre ricercatori differenti che non fossero influenzati dalla lettura dei colleghi e che non conoscessero il diametro basale della sezione analizzata.

Per l'area di Alghero sono state selezionate 35 colonie che non presentassero danni evidenti alla base (da spugne perforanti e altri parassiti) per la realizzazione delle sezioni, mentre per quella di Castelsardo 42 colonie. A lavoro ultimato rispettivamente 25 e 37 sezioni sono risultate di chiara lettura. Le colonie sane utilizzate per la determinazione dell'età costituiscono un campione rappresentativo delle diverse classi di taglia/età presenti nella popolazione.

In entrambe le aree di indagine l'età delle colonie varia dai 16 ai 44 anni e la classe più rappresentata è quella tra 20 e 24 anni di età (Fig. 48).

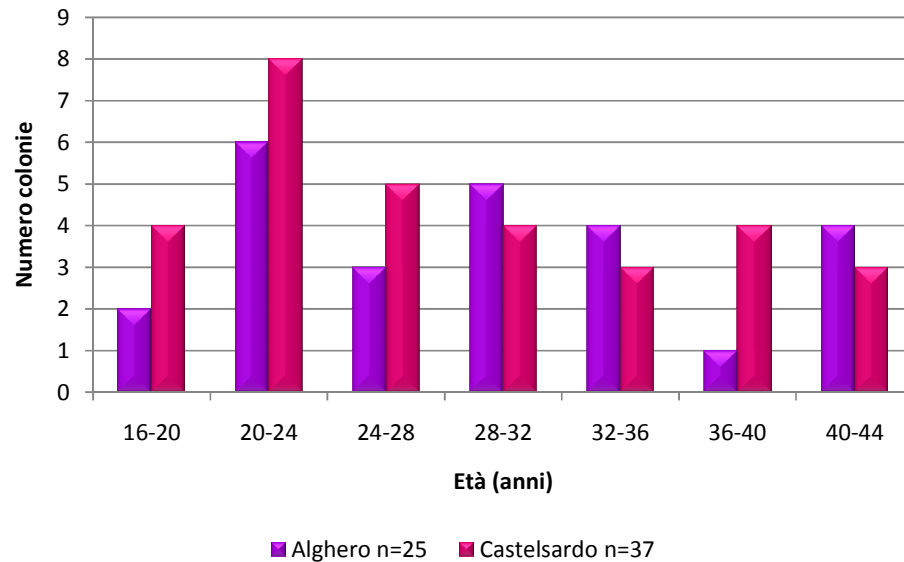


Fig. 48- Struttura di età delle colonie di corallo rosso campionate per lo studio dell'accrescimento. Il metodo di campionamento effettuato ha determinato la sottostima delle colonie di piccola taglia che non vengono raccolte dai corallari sia per la legislazione sarda (L.R. n. 59/1979) che vieta la loro raccolta che per la difficile individuazione a tali profondità di colonie così piccole.

Tutte le misurazioni alle quali sono state sottoposte le colonie (diametro basale, altezza, peso secco, numero di ramificazioni) sono state messe in relazione con l'età rilevate attraverso la lettura delle sezioni sottili.

La colonia più giovane (18,7 anni) che è stata campionata nella popolazione nord occidentale presentava un diametro basale pari a 6,8 mm, mentre la colonia più vecchia (43,8 anni), un diametro pari a 12,2 mm. Nella popolazione settentrionale il diametro basale più piccolo ha misurato 6 mm per un'età di 16,7 anni mentre il diametro basale massimo ha misurato 11,5 mm per un'età di 47,3 anni.

La relazione tra l'età e il diametro basale mostra una forte correlazione (Alghero: *Spearman's Rho*=0,89 $P<0,01$; Castelsardo: *Spearman's Rho* =0,91 $P<0,01$) (Fig. 49). Il test dell'ANOVA ha messo in evidenza differenze significative tra le correlazioni delle due aree indagate ($P<0,01$).

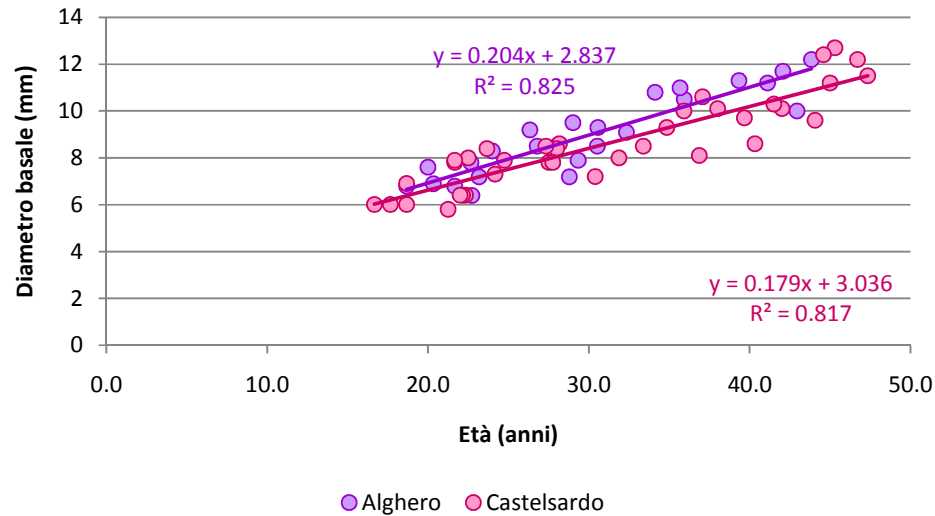


Fig. 49- Relazione età-diametro basale delle colonie nell'area settentrionale (Castelsardo) e nord occidentale (Alghero)

Per quanto riguarda la relazione dell'età con l'altezza della colonia, nella popolazione nord occidentale la colonia più bassa ha misurato 6,73 cm per un'età di 20 anni, mentre la colonia più alta ha misurato 28,50 cm per un'età pari a 42,1 anni. Nella popolazione settentrionale invece la colonia più bassa ha misurato 5,60 cm e presentava un'età pari a 45,3 anni, mentre la colonia più alta è risultata di 12,10 cm per un'età pari a 27,3 anni. Le altezze massime e minime non corrispondono mai all'età massima e minima della colonia, inoltre nella zona settentrionale si è potuto osservare come colonie con altezze molto limitate presentassero però dei diametri basali molto grandi (Fig. 50).

L'analisi non ha messo in evidenza alcuna tendenza statistica fra i due parametri (Alghero: *Spearman's Rho* =0,11 *P*=0,59; Castelsardo: *Spearman's Rho* =0,03 *P*=0,84), indicando una disomogeneità nella correlazione tra altezza ed età.

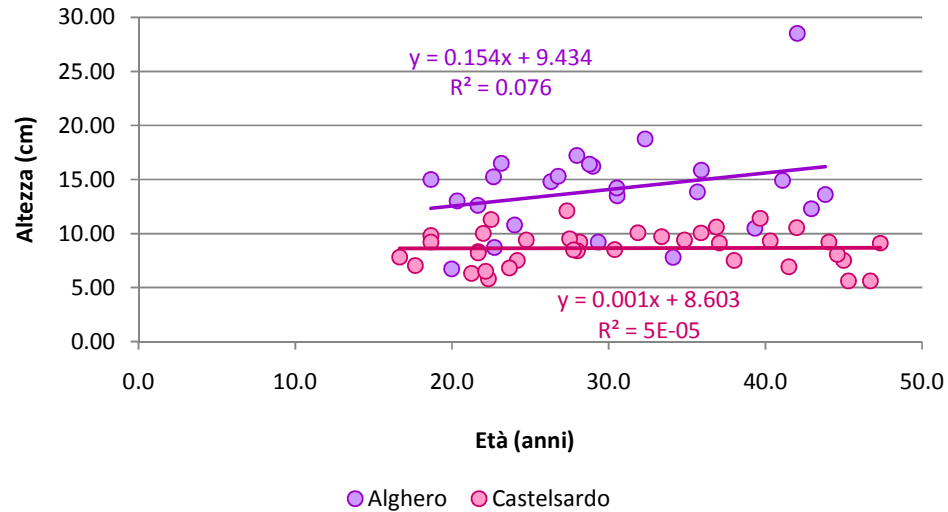


Fig. 50- Relazione età-altezza delle colonie nell'area settentrionale (Castelsardo) e nord occidentale (Alghero)

Il peso minimo rivelato per la popolazione nord occidentale è stato pari a 12,30 g per un'età pari a 21,7 anni, mentre quella più pesante raggiungeva i 98,61 g per un'età di 42,1 anni. Nella popolazione settentrionale invece è risultato di 5,08 g per una colonia di 21,3 anni, mentre il peso massimo è stato di 30,26 g per un'età di 37,1 anni (Fig. 51).

Nell'analisi della zona nord occidentale non è stata evidenziata alcuna relazione tra i due parametri (Alghero: *Spearman's Rho* = 0,32 $P=0,14$), forse a causa della limitata numerosità del campione. Nella costa settentrionale, la relazione tra i parametri è risultata invece abbastanza forte (Castelsardo: *Spearman's Rho*=0,76 $P<0,01$). Il test dell'ANOVA ha messo in evidenza differenze significative tra le correlazioni delle due aree indagate ($P<0,01$).

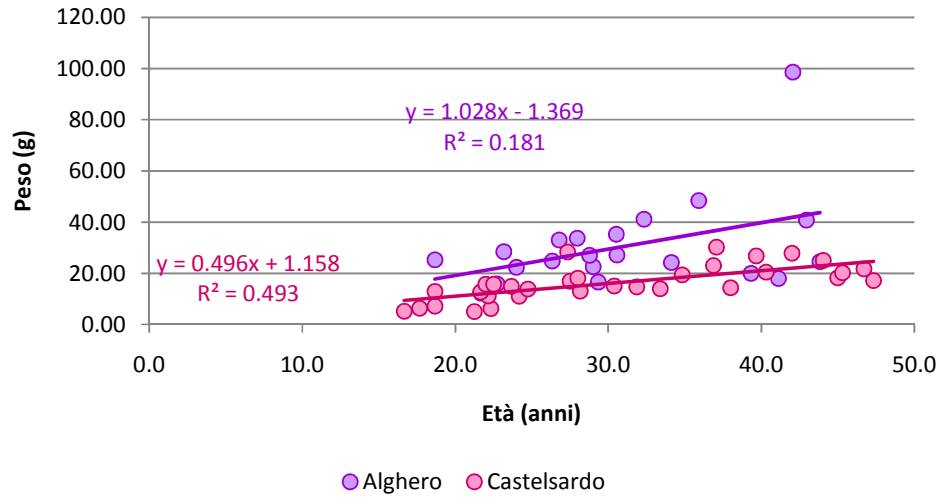


Fig. 51- Relazione età-peso delle colonie nell'area settentrionale (Castelsardo) e nord occidentale (Alghero)

Nelle colonie utilizzate per la valutazione dell'età e dei tassi di accrescimento, non è stata messa in evidenza alcuna relazione tra l'età e il numero di ramificazioni totale delle colonie in entrambe le aree indagate (Alghero: Spearman's Rho =0,36 P=0,06; Castelsardo: Spearman's Rho =0,21 P=0,22) (Fig. 52).

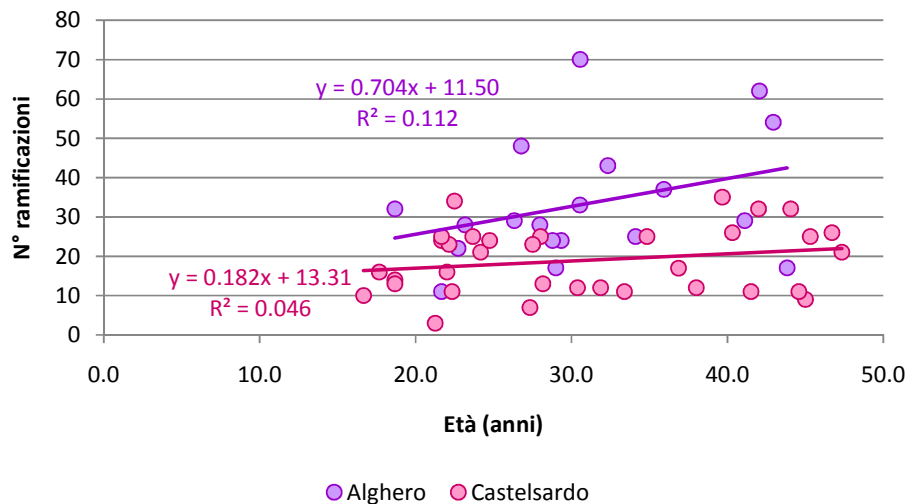


Fig. 52- Relazione età-numero di ramificazioni delle colonie nell'area settentrionale (Castelsardo) e nord occidentale (Alghero)

Visti i risultati ottenuti dalla correlazione tra l'età delle colonie ed i vari descrittori morfologici abbiamo deciso di valutare il tasso medio di crescita annuale del diametro basale. Nella popolazione nord occidentale (diametro basale/n° anelli) è risultato di



0,31±0,04 mm/anno, con un tasso minimo pari a 0,23 mm/anno per una colonia di 43 anni ed un valore massimo di 0,38 mm/anno per una colonia di 20 anni.

Nella popolazione settentrionale il tasso medio di crescita annuale di diametro basale è risultato più basso, pari a 0,29±0,04 mm/anno, con un tasso minimo di 0,21 mm/anno per una colonia di 40 anni ed un tasso massimo di 0,37 mm/anno per una colonia di 19 anni.

Tra età e tasso di crescita in diametro basale (Fig. 53), è emersa una forte correlazione (Alghero: *Spearman's Rho* = -0,71 $P < 0,01$; Castelsardo: *Spearman's Rho* = 0,79 $P < 0,01$), indicando che il tasso di accrescimento del diametro basale diminuisce significativamente con l'aumentare dell'età. Le due aree di indagine hanno mostrato un tasso di crescita medio diverso, più alto nella popolazione nord occidentale. I dati hanno mostrato un buon adattamento al modello lineare ($R^2=0,48$ e 0,58) e le rispettive rette di regressione sono risultate significativamente diverse, dimostrando come le colonie settentrionali presentino un accrescimento più lento ($P < 0,10$).

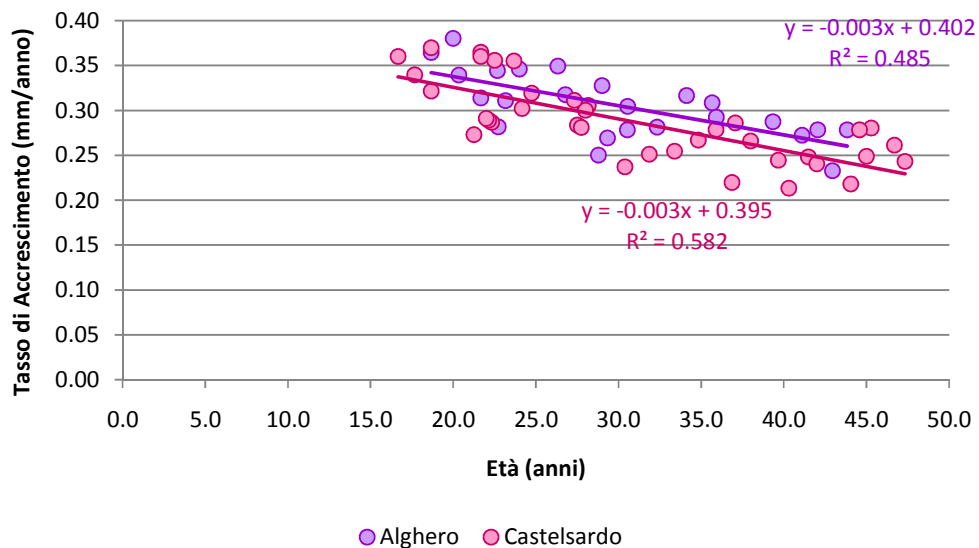


Fig. 53- Relazione età-tasso di accrescimento delle colonie nell'area settentrionale (Castelsardo) e nord occidentale (Alghero)



Si è quindi deciso di analizzare l'andamento del tasso di crescita ed età differenziando i dati per classi di diametro basale.

L'analisi della relazione età/tasso di accrescimento, è stata fatta anche per le seguenti classi di taglia di diametro basale: $d < 8\text{mm}$, $8\text{mm} \leq d < 10\text{mm}$, $d \geq 10\text{mm}$ (Fig. 54). In questo caso i dati hanno mostrato degli R^2 abbastanza elevati che hanno indicato un buon adattamento al modello lineare, tranne per la classe di taglia >10 mm nell'area di Castelsardo ($R^2 = 0,18$) dove il tasso di accrescimento sembrerebbe rimanere costante all'aumentare dell'età. Il confronto tra rette di regressione è stato fatto solo per le prime due classi di taglia, ed il test dell'ANOVA ha evidenziato differenze significative esclusivamente nell'accrescimento di colonie con diametro basale inferiore agli 8 mm.

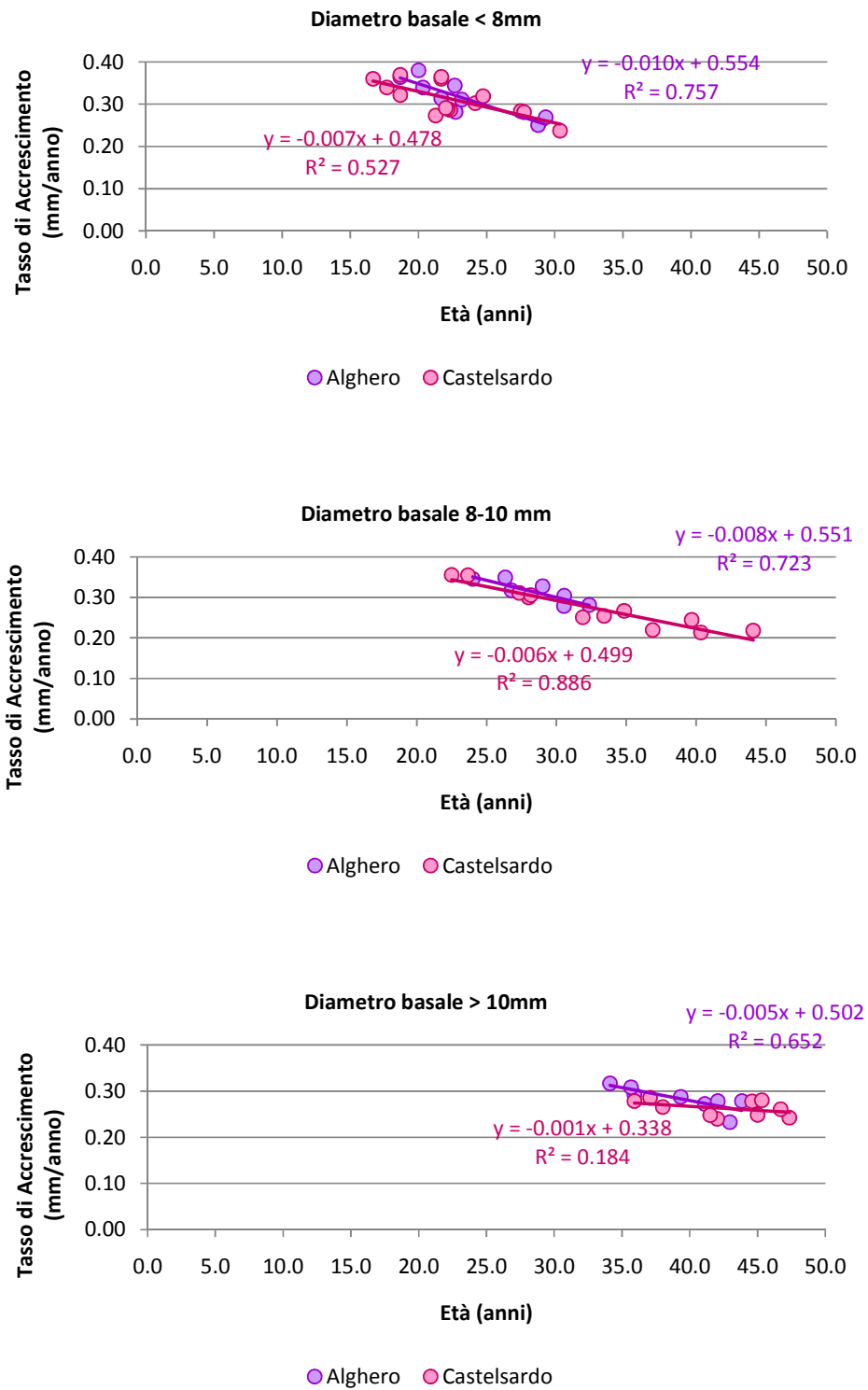


Fig. 54- Relazione età-tasso di accrescimento delle colonie nell'area settentrionale (Castelsardo) e nord occidentale (Alghero) divise per classi di diametro: $d < 8\text{mm}$, $8\text{mm} \leq d < 10\text{mm}$, $d \geq 10\text{mm}$



Dai dati raccolti è stato possibile costruire le curve di crescita per le due popolazioni secondo il diametro basale e secondo il peso. Dalle curve ottenute secondo i diametri basali è chiaro che le due aree di indagine hanno presentato popolazioni con diversi accrescimenti, infatti le colonie della costa settentrionale, Castelsardo, (Fig. 55) sembrerebbero avere un tasso di accrescimento K inferiore, per un L_{∞} simile nelle due coste. Ciò indicherebbe che a parità di età le colonie settentrionali mostrano un diametro basale inferiore alle colonie della costa nord occidentale.

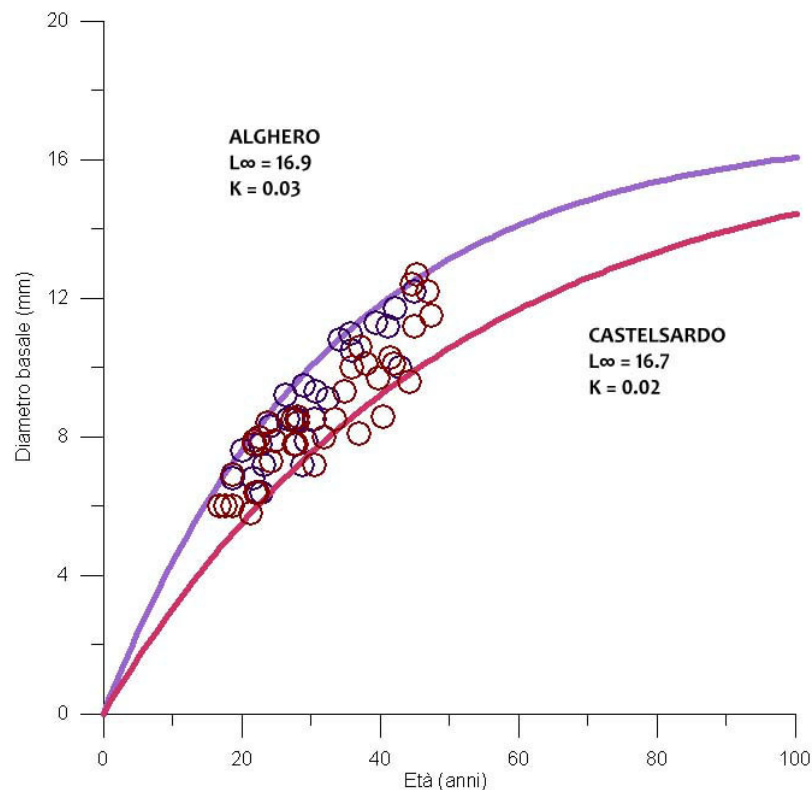


Fig. 55- Curva di crescita del diametro basale delle colonie nell'area settentrionale (Castelsardo) e nord occidentale (Alghero)

Per quanto riguarda le curve ottenute con i pesi delle colonie, che hanno presentato una maggiore variabilità rispetto ai diametri basali, sono stati ottenuti due W_{∞} molto differenti tra loro che indicano che le colonie nord occidentali possono raggiungere a parità di età dei pesi nettamente superiori a quelle settentrionali (Fig. 56.).

I valori di Φ' phi prime ottenuti per le curve di crescita (Φ' Alghero= 0,933; Φ' Castelsardo= 0,746) hanno avvalorata la differenza tra queste. Risulta quindi confermato osservato durante i campionamenti, ovvero che le colonie della costa nord occidentale si sviluppano maggiormente in altezza mentre quelle della costa settentrionale rimangono



più basse e tozze. Il valore di Alghero che si discosta da tutti gli altri corrisponde ad una eccezionale colonia alta 28,50 cm con un diametro basale pari a 11,7 mm ed un peso di 98,61 g.

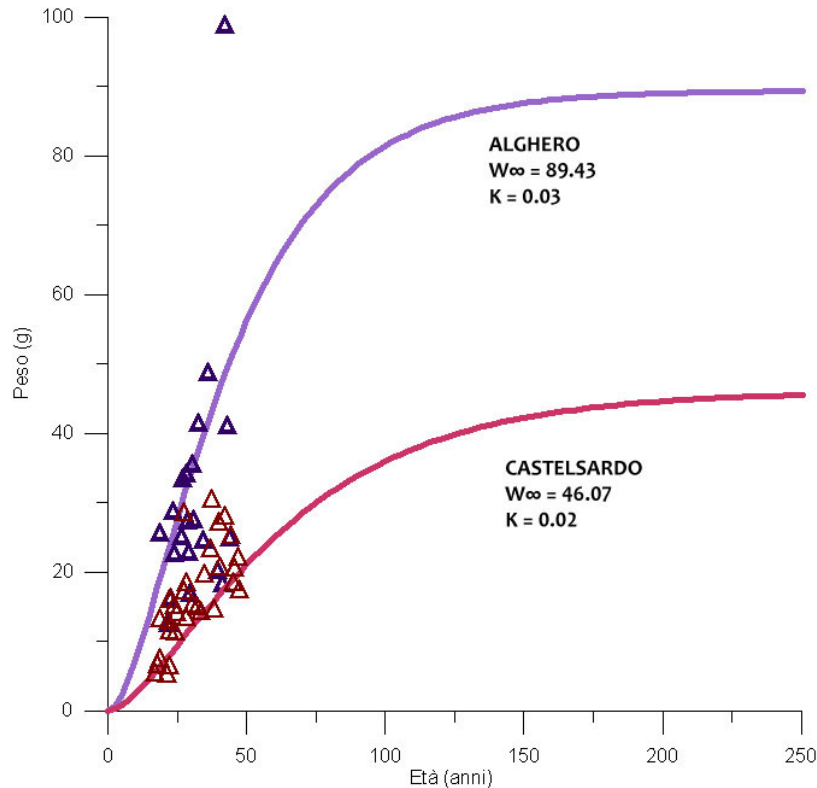


Fig. 56- Curva di crescita del peso delle colonie nell'area settentrionale (Castelsardo) e nord occidentale (Alghero)

Data l'età delle colonie, i tassi di accrescimento K e i valori di L_{∞} e W_{∞} ottenuti per le due aree di indagine è stato applicato il *Biomass model*, modello che potrebbe dare un indice della sostenibilità della raccolta. I valori di mortalità naturale M considerati sono compresi tra 0,242 e 0,66 (Grigg, 1976; Tsounis *et al.*, 2007). I tassi di accrescimento ottenuti per le rispettive aree hanno permesso di stimare l'età media delle colonie di Castelsardo, risultata pari a 28,3 anni, e di Alghero, risultata pari a 30 anni.

Prendendo in considerazione un valore di M pari a 0,242 in entrambe le aree è risultato che il prelievo commerciale fosse avvenuto prima che le colonie avessero raggiunto l'età corrispondente al massimo peso raggiungibile (*Cohort biomass*). Le stesse curve di biomassa calcolate con un valore di M pari a 0,066 hanno indicato nelle aree di indagine che l'età media di prelievo corrispondesse alla coorte una volta raggiunto il



massimo peso. Catturare la maggior parte dello stock quando questo ha raggiunto e superato (Figg. 57-58) il massimo peso possibile indica una situazione di raccolta sostenibile. Questo significa che per il valore di M pari a $0,242$, dove sembrerebbe che lo stock venga raccolto prima che raggiunga il massimo peso possibile, la situazione di raccolta illustrata sarebbe di *overfishing*.

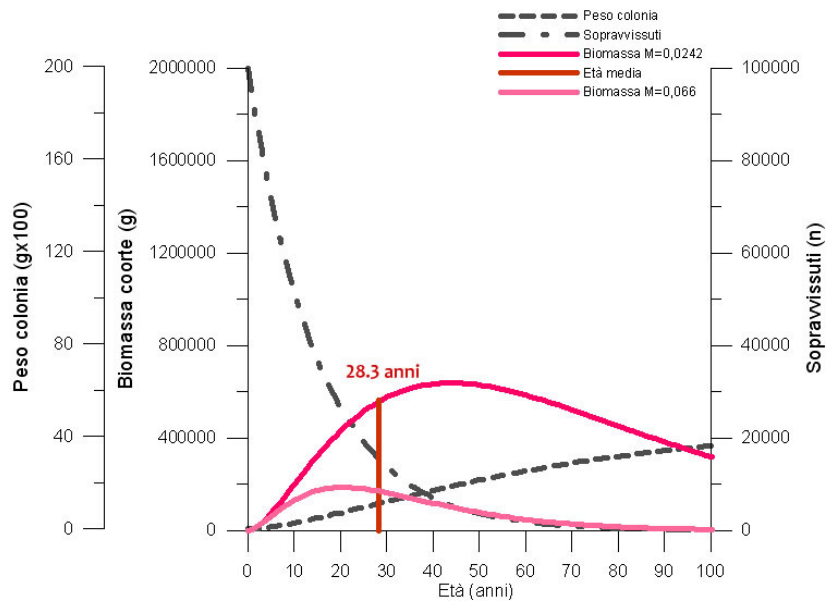


Fig. 57- Biomass model area settentrionale

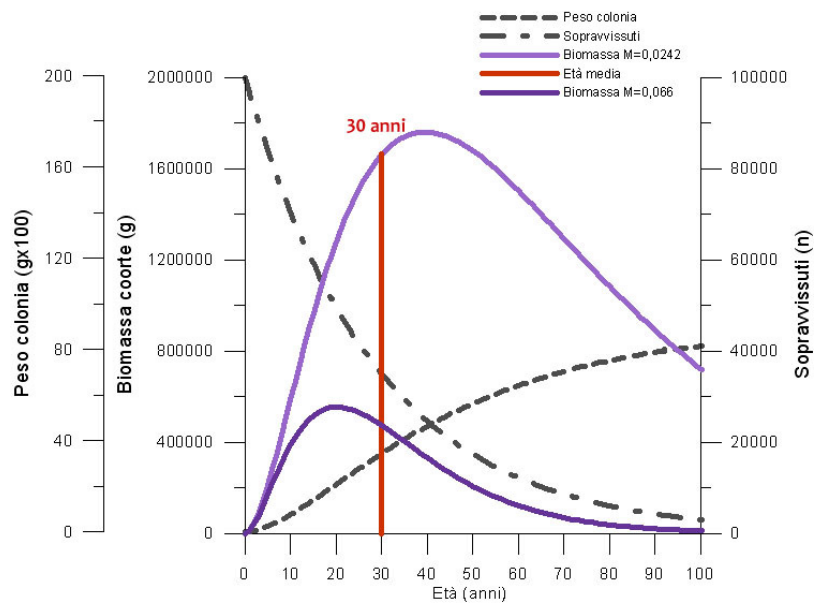


Fig. 58- Biomass model area nord occidentale



6.4 DISCUSSIONE

Gli organismi a lungo ciclo vitale mostrano delle lente dinamiche di popolazione che rendono la specie vulnerabile ai forti eventi di disturbo (Hughes & Connell, 1999; Hughes & Tanner, 2000). Nel caso specifico *C. rubrum* è sempre stata definita una specie a lungo ciclo vitale, ma “quanto” sia lungo questo ciclo è ancora oggetto di ricerca. Alcuni studi parlano di più di 100 anni (Garrabou *et al.*, 2002, Roark *et al.*, 2006) ma questi dati non sono mai stati confermati. La mancata conoscenza di tali nozioni deriva dal fatto che è difficile ottenere dati relativi all’età delle colonie e quindi alla struttura demografica delle popolazioni a causa proprio del lungo ciclo vitale della specie associato ad un lento tasso di crescita. Per questo motivo è necessario approfondire gli studi di carattere demografico al fine di migliorare la gestione della risorsa. Gli studi riportati in letteratura hanno finora dimostrato che la tecnica migliore per stimare indirettamente l’età delle colonie è quella della colorazione della matrice organica delle sezioni sottili delle basi delle colonie, ma tali studi sono stati applicati esclusivamente su colonie di popolazioni superficiali perciò al di sopra dei 50 m di profondità (Abbiati *et al.*, 1992; Bramanti *et al.*, 2005; Cerrano *et al.*, 1999; Gallmetzer *et al.*, 2010; Garcia-Rodríguez & Massò, 1986; Garrabou & Harmelin, 2002; Santangelo *et al.*, 1993; Vielmini *et al.*, 2010).

L’obiettivo di questo studio è estendere le conoscenze riguardanti la demografia del corallo rosso alle popolazioni profonde (>80 m). Viste le differenze morfologiche presenti tra le colonie raccolte nelle diverse aree di indagine, anche la determinazione dell’età è stata portata avanti separatamente per zona, analizzando le aree che mostravano una più marcata differenza morfologica, ovvero la costa settentrionale e quella nord occidentale.

La relazione tra l’età delle colonie e i parametri biometrici attraverso i quali si descrive principalmente la morfologia della colonia, come diametro basale, altezza, peso secco e ramificazione, ha messo in evidenza che la misura che meglio descrive l’età della colonia è il diametro basale, andando a confermare quanto già osservato nelle colonie superficiali (Garcia-Rodríguez & Massò, 1986; Garrabou & Harmelin, 2002; Santangelo *et al.*, 1993). Una buona correlazione è stata osservata anche con il peso secco delle colonie nell’area settentrionale infatti la robustezza è un parametro che viene incrementato sicuramente per accrescere la stabilità della colonia. Tale conferma non si è avuta però per l’età e i pesi dell’area nord occidentale, forse per la numerosità campionaria inferiore.



L'assenza di correlazione con il parametro dell'altezza e il numero totale di ramificazioni invece ha sottolineato come questi parametri non possano da soli descrivere al meglio la struttura della popolazione in quanto ampiamente variabili in colonie con diametri basali simili ma presenti in diverse aree geografiche.

Dato il forte legame tra età e diametro basale sono stati indagati perciò i tassi di accrescimento basali. Tutte le colonie da noi analizzate hanno mostrato gli stessi caratteristici anelli di crescita. Ancora non è noto come i vari polipi della colonia, disposti in maniera variabile lungo l'asse centrale e nelle ramificazioni, riescano a produrre il carbonato di calcio in maniera concentrica e organizzare la matrice organica alla stessa maniera intorno ad essi, quest'ultima è stata descritta biochimicamente (Allemand *et al.*, 1994) ma la sua precisa funzione non è stata stabilita (Marschal *et al.*, 2004). Le colonie delle aree indagate hanno mostrato degli accrescimenti differenti, dimostrando come il tasso di accrescimento nell'area nord occidentale sia più alto (0,31 mm/anno) rispetto a quello della costa settentrionale (0,29 mm/anno). Tali risultati sono leggermente diversi da quanto osservato sulle colonie superficiali: a Marsiglia le colonie raccolte ad una profondità compresa tra 25 e 40 m hanno mostrato un tasso di accrescimento medio superiore pari a 0,35 mm/anno (Marschal *et al.*, 2004), mentre studi effettuati da Vielmini *et al.* (2010) in Cape de Creus (Spagna) e a Portofino (Italia) hanno rilevato dei tassi di accrescimento inferiori ai nostri e pari rispettivamente 0,24 e 0,22 mm/anno. Altri studi effettuati su colonie raccolte tra i 36 e i 42 m nel mar Ligure hanno rilevato un tasso di accrescimento pari a 0,2 mm/anno (Gallmetzer *et al.*, 2010), perciò molto vicino ai valori riscontrati da Vielmini *et al.* (2010) e molto più bassi del valore fornito da Marschal *et al.* (2004). Gli studi effettuati mediante metodo diretto, (ossia tramite un monitoraggio fotografico che permette di raccogliere dati su colonie vive, su colonie di corallo rosso presenti nei mari presso Calafuria e Portofino, hanno stimato un tasso di accrescimento molto più elevato rispetto a quelli ottenuti con la colorazione della matrice organica pari a 0,62 mm/anno (Bramanti *et al.*, 2005; Cerrano *et al.*, 1999). La stessa metodica applicata nei mari di Marsiglia a 27 m di profondità ha fornito invece un tasso di accrescimento inferiore uguale a 0,24 mm/anno a Marsiglia (Garrabou & Harmelin, 2002), quindi che si avvicina ai risultati ottenuti più recentemente attraverso la tecnica indiretta.

La relazione tra età e tasso di accrescimento ha messo in evidenza che all'aumentare dell'età delle colonie e quindi del diametro basale si ha un calo significativo



dell'accrescimento, andando a confermare quanto già osservato per i tassi di accrescimento delle popolazioni superficiali (Marschal *et al.*, 2004). Le due aree di indagine hanno inoltre mostrato differenze significative solo tra colonie con diametro basale inferiore agli 8 mm, indicando quindi che la velocità di accrescimento della base è diversa probabilmente solo nei primi decenni di vita, mentre successivamente i tassi si equilibrano dato il rallentamento dello sviluppo della colonia.

Le curve di crescita ottenute dai dati delle colonie di popolazioni profonde hanno ulteriormente confermato le differenze tra le aree di indagine, mostrando che a parità di età le colonie settentrionali e nord occidentali raggiungono diametri e pesi diversi.

I nostri sono i primi risultati che riguardano l'accrescimento di popolazioni di acque profonde. Da quanto ottenuto è apparso chiaro che il diametro basale delle colonie è il parametro che meglio descrive l'età, perciò il suo tasso di crescita è un fattore cruciale da analizzare da tenere in considerazione durante la stesura dei piani di gestione (Garrabou & Harmelin, 2002). Lo sfruttamento della risorsa va sicuramente indirizzato prendendo in considerazione le dimensioni del diametro basale, infatti solo in base ad esso siamo in grado di capire se la colonia ha raggiunto l'età dopo la quale il tasso di accrescimento inizia a presentare un andamento costante e quindi permette di raccogliere la risorsa in maniera sostenibile.

Date le differenze tra i tassi di accrescimento nell'area settentrionale e nord occidentale e data l'importanza della dimensione raggiunta dal diametro basale, la taglia ideale di prima raccolta dovrebbe essere senza dubbio definita localmente.

La determinazione dell'età delle colonie degli stock commerciali dei mari sardi ha permesso l'applicazione del *biomass model* (Caddy, 1993), che ha chiaramente indicato come per il massimo valore di mortalità considerato per la specie, la condizione di sfruttamento si trova in condizioni ottimali, assicurando come la gestione della risorsa corallo rosso in questi ultimi 30 anni sia stata applicata adeguatamente e possa solamente essere migliorata definendola ed impiegandola ad un livello geografico più localizzato.



CAPITOLO 7

7.1 INTRODUZIONE

Lo studio della biologia riproduttiva (fecondità, sex ratio, periodo di riproduzione) è fondamentale per capire le dinamiche di popolazione degli organismi marini. La produzione di gameti è la componente chiave della *fitness* che definisce il successo riproduttivo degli individui (Beiring & Lasker, 2000) e la sex ratio e l'età di maturità sessuale rappresentano dati cruciali per studiare la demografia degli invertebrati marini (Harvell & Grosberg, 1988), quest'ultima inoltre viene raggiunta in un determinato momento del ciclo vitale dell'individui, stabilito dal bilancio tra crescita e rischio di mortalità ma che dipende anche dal tempo di durata delle generazioni (Harvell & Grosberg, 1988). La fecondità e i tassi riproduttivi degli organismi modulari come *Corallium rubrum* sono fortemente determinati dal numero di moduli riproduttivi. In particolare, negli antozoi marini la produzione di gameti è in funzione sia della fertilità dei moduli (polipi) che del numero di polipi fertili per colonia (Sakai, 1998).

Fino ad oggi, tranne che per le informazioni storiche di Lacaze-Duthiers (1864), sono stati pubblicati alcuni dati riguardanti la riproduzione di popolazioni di corallo rosso del mar Ligure, a Portofino in grotte di profondità tra i 25 e i 55 m (Vighi, 1970) e vicino a Livorno in due fenditure rocciose presenti a 25 e 35 m (Santangelo *et al.*, 2003). Gli studi effettuati nel Mediterraneo nord occidentale riguardano popolazioni presenti a profondità comprese tra i 35 e i 40 m nei pressi di Marsiglia in Francia (Torrents *et al.*, 2005), e lungo la Costa Brava (Spagna) a profondità comprese tra i 20 e i 45 m (Tsounis *et al.*, 2006a).

Nonostante la riproduzione asessuale sia comune tra gli invertebrati marini modulari (Jackson, 1986; Karlson, 1986) e sia stata suggerita come modello di riproduzione anche nel corallo rosso (Russo *et al.*, 1999), in realtà nella specie *C. rubrum* non è mai stato osservato alcun caso di questo tipo di riproduzione (Santangelo & Abbiati, 2001). Lo stato sessuale della popolazione appare completamente gonocorico sia a livello di colonia che a livello di polipo (Santangelo *et al.*, 2003; Tsounis *et al.*, 2006a;



Vighi, 1970) anche se Lacaze-Duthiers (1864) non escluse la possibilità di trovare forme di ermafroditismo persino all'interno di uno stesso polipo.

Le gonadi femminili e quelle maschili sono immerse nei tessuti del setto mesenterico e si separano da questi non appena raggiungono la maturità. Polipi femminili e polipi maschili possono essere facilmente distinti: gli oociti sono tondeggianti e di colore giallo chiaro mentre le gonadi maschili sono bianco latte, allungate e hanno forma irregolare (Lacaze-Duyhiers, 1864; Vighi, 1972). Le gonadi sono ben riconoscibili da novembre a giugno. La maturazione delle gonadi segue un ciclo stagionale ed avviene in maniera diversa nei due sessi: il ciclo degli oociti si compie nell'arco di due anni ed in ogni stagione riproduttiva coesistono due popolazioni di oociti, una matura, più grande (450-1000 μm) ed una in fase di maturazione (50-400 μm). Le gonadi maschili, invece, seguono un ciclo annuale: lo sviluppo comincia in autunno-inverno e termina in estate (Vighi, 1972; Tsounis, 2006).

Il corallo rosso è una specie iteropara, presenta una fecondazione interna che avviene nella cavità gastrovascolare dei polipi femminili, dove sporge l'oocita maturo. Trascorso il periodo embrionale che dura 20-30 giorni le planule si portano nello stomodeo del polipo dove vi rimangono per alcune ore prima di fuoriuscire dall'apertura boccale. La larva, lecitotrofica, è di colore bianco, a forma di clava ed è fornita di ciglia. Una volta emessa nella colonna d'acqua, sopravvive solo per pochi giorni e non riesce ad allontanarsi molto dalle colonie parentali (Fig. 59). La durata del periodo di vita libera in natura della larva non è ancora nota. Le larve appena emesse presentano un comportamento geotattico negativo e comportamento gregario (Weinberg, 1979). Questo comportamento geotattico negativo è solo iniziale, dura solo poche ore o giorni, e diviene positivo prima dell'insediamento (Weinberg, 1979). Ciò comporta una limitata dispersione delle larve, spiegando il perché le popolazioni di corallo rosso siano geneticamente isolate. Tale isolamento genetico potrebbe migliorare la sopravvivenza perché le larve si insediano un'un'area dove le colonie parentali sono state in grado di accrescersi e riprodursi con successo, ma minimizza lo scambio tra popolazioni perciò quelle danneggiate, da eventi di mortalità di massa o da prelievi commerciali eccessivi, potrebbero richiedere diverse decadi per potersi riprendere. Le colonie non si fondono insieme (in natura) e ciascuna colonia adulta ha origine da una singola planula (Weinberg, 1979; Stiller & Rivoire, 1984).



Come tutte le larve degli invertebrati marini sessili, anche la planula del corallo rosso necessita di specifiche condizioni per l'insediamento. Studi effettuati in acquario hanno mostrato una netta preferenza delle larve per substrati coralligeni, con basse percentuali d'insediamento su vetro e plexiglass (Chessa *et al.*, 1992), mentre studi fatti su substrati artificiali, in ambiente naturale, hanno mostrato una preferenza del marmo rispetto a cotto e PVC (Bertuccelli, 1999).

Poiché i dati rilevati fino ad oggi comprendono esclusivamente popolazioni di corallo rosso di acque superficiali (20-50 m), lo scopo del presente lavoro è quello di dare informazioni sulla capacità riproduttiva di popolazioni presenti a batimetrie molto più elevate (114 m) che fanno parte dello stock commerciale, ipotizzando che sia la dimensione che la profondità influenzano l'output riproduttivo di *C. rubrum*, ed effettuare un confronto con popolazioni superficiali (38 m) della stessa area.

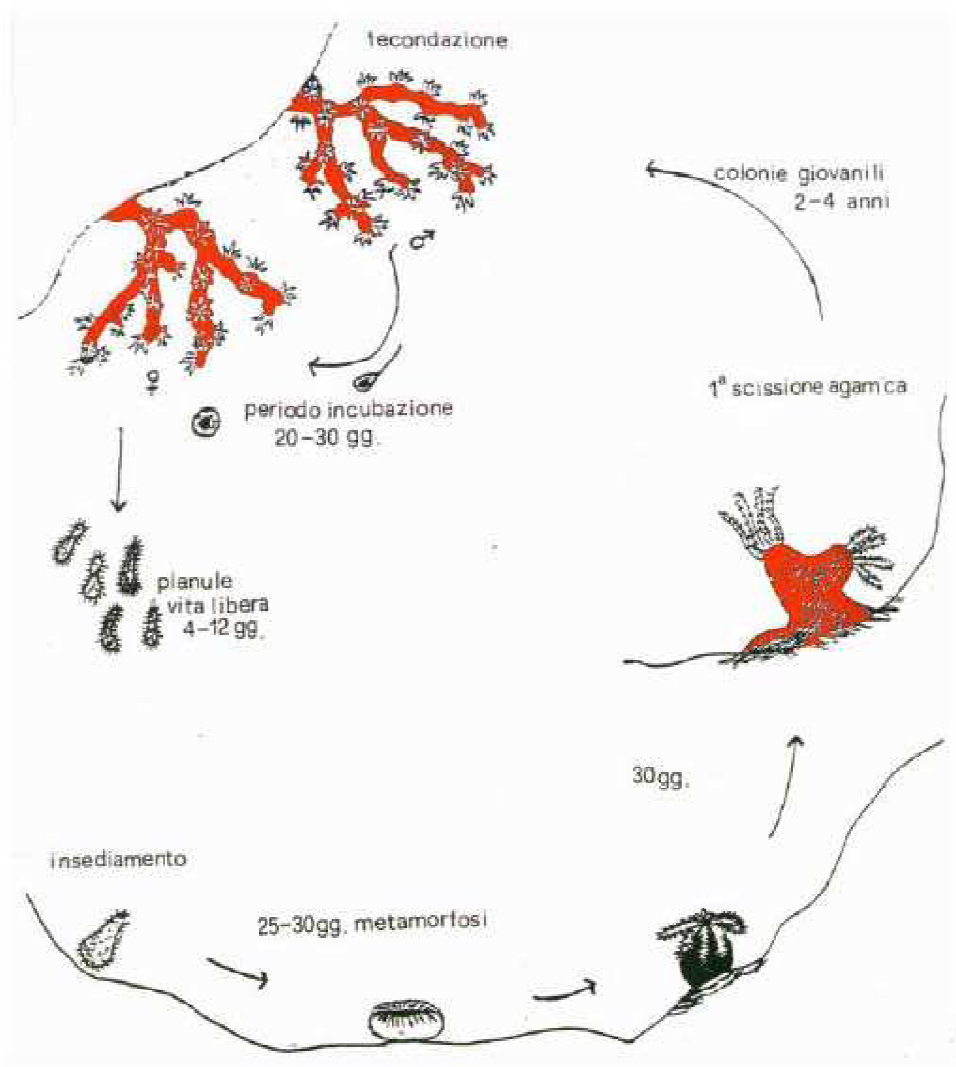


Fig. 59- Ciclo vitale in *Corallium rubrum*



7.2 MATERIALI E METODI

Sono stati esaminati i dati relativi al sesso e allo stadio di maturità macroscopica e microscopica delle gonadi di due popolazioni di *Corallium rubrum*, campionate nell'area nord occidentale della Sardegna a due differenti profondità: a giugno del 2009 a 114 m e a fine maggio 2010 ad una profondità di 38 m. Entrambi i campioni relativi alle due popolazioni sono stati raccolti e analizzati separatamente.



Popolazione profonda

Sono state campionate 31 colonie ad un range batimetrico di 113-115 m. Sono stati analizzati 461 polipi per un totale di 1894 gonadi.



Popolazione superficiale

Sono state campionate 9 colonie ad una profondità di 38 m. Sono stati analizzati 330 polipi per un totale di 188 gonadi.

Il sesso e gli stadi macroscopici delle gonadi sono stati identificati in base alla loro struttura, dimensione, forma e colorazione mediante dissezione al microscopio binoculare (40, 60, 80x) (Fig.). È stato quindi fatto il conteggio degli oociti e delle sacche spermatiche attraverso l'ausilio di un catturatore di immagini (PixeLINK Capture SE 3.2) sono stati misurati il diametro massimo e minimo degli oociti, di cui è stata poi calcolata la media e la dimensione lungo l'asse maggiore delle sacche spermatiche. Infine il sesso di ciascuna colonia è stato successivamente confermato attraverso un'analisi istologica dei gameti. Vedi metodica (Annesso II).

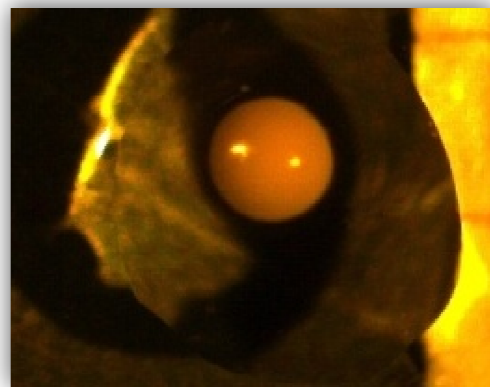
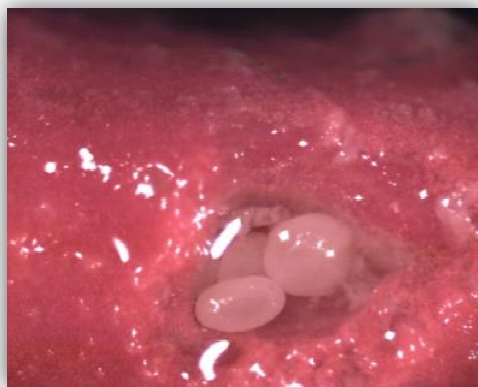


Fig. 60- Spermatori e oociti di *C. rubrum* fotografati al microscopio binoculare in seguito alla dissezione dei polipi



Per ciascuna colonia integra, sono stati rilevati il diametro basale ($D, \pm 0,1$ mm), l'altezza massima ($H, \pm 0,1$ cm) e il peso secco ($P, \pm 0,1$ g). Delle colonie della popolazione superficiale non è conosciuto il peso secco in quanto sono tuttora tenute vive in acquario. Per tali colonie è stato misurato un parametro aggiuntivo che è la lunghezza massima delle ramificazioni ($LR \pm 0,1$ mm).

Dapprima è stato calcolato il rapporto dei sessi espresso come:

$$FF/(FF+MM)$$

Dove FF è il numero totale di colonie femminili e MM è il numero totale di colonie maschili.

Per testare la sex ratio è stato utilizzato il test del Chi Quadrato (X^2 -test; Zar 1999).

In seguito è stata misurata la dimensione media dei gameti sia a livello di popolazione totale che suddividendo le colonie per classi di taglia: considerando il diametro alla base sono state fatte classi da 1 mm, mentre valutando l'altezza massima sono state fatte classi da 4 cm.

I parametri considerati per valutare la capacità riproduttiva della popolazione analizzata sono la fecondità, che è stata valutata esclusivamente per le colonie femminili e corrisponde al numero medio di oociti rilevati per polipo, e la fertilità espressa come:

$$P_{if}/P_i$$

dove P_{if} è il numero di polipi fertili mentre P_i è il numero di polipi analizzati (%).

Per testare i parametri ottenuti con più gruppi di classi di taglia, è stato utilizzato il *Fisher's Least Significant Difference Test (LSD)*, mentre per l'analisi a coppie è stato utilizzato il *t test* (Zar 1999).

Output riproduttivo

L'indagine sulle colonie di sesso femminile ha permesso di stimare quale fosse il potenziale riproduttivo medio della popolazione considerata per l'approfondimento della dinamica di popolazione.

Tale potenziale viene indicato come output riproduttivo (b_i) che è dato da:

$$P_{i(\text{size})} * N_{c(\text{size})} * SR * N_p$$

dove $P_{i(\text{size})}$ è il numero medio di polipi per colonia di una determinata classe, $N_{c(\text{size})}$ è il numero di colonie della classe, SR è la sex ratio ed infine N_p è il numero medio di planule prodotte da ogni polipo fertile. Il numero di planule prodotto dalle colonie è stato



considerato come il numero medio di oociti maturi presenti per polipo nel periodo che va da fine maggio a giugno prima del rilascio delle planule (Santangelo et al. 2003).

Nello specifico il numero medio di polipi per colonia è stato stimato sulla base della relazione tra numero di polipi (P) e taglia del diametro alla base (D):

$$P_i = aD^b$$

dove P_i è il numero di polipi per colonie con diametro D (Abbiati et al. 1992; Santangelo et al. 1993). Tale relazione si ottiene in quanto il numero di polipi per colonia è strettamente correlato al peso (biomassa) delle colonie stesse. Poiché il peso è a sua volta correlato al diametro secondo la relazione funzionale peso/diametro, è stato possibile stimare il numero medio di polipi delle colonie di ciascuna classe di taglia.

Per tale motivo è stato analizzato un campione di 63 colonie nella costa nord occidentale della Sardegna con diametro alla base, altezza massima e peso secco noti. Effettuando la conta diretta dei polipi su tali colonie (precedentemente fotografate), è stato possibile ottenere la relazione tra diametro alla base e numero di polipi necessaria per costruire la curva che ci permettesse di stimare il numero di polipi delle colonie.

Grazie al numero di polipi e al numero di oociti maturi prodotti per polipo all'anno, è stato possibile stimare il numero di planule che le colonie di ciascuna classe di taglia sarebbero in grado di rilasciare.

Nella popolazione superficiale, la conta dei polipi è stata realizzata direttamente sulle colonie in acquario ed è stata effettuata per ciascun livello di ramificazione, così come i parametri di fecondità e fertilità e confrontate con un'analisi della varianza (ANOVA).



7.3 RISULTATI

Nella totalità del campionamento sono state rinvenute 31 colonie profonde e 9 colonie superficiali, la cui struttura di popolazione è risultata chiaramente gonocorica sia a livello di colonia che di polipo.

7.3.1 Popolazione profonda

In totale la popolazione profonda è risultata costituita da 16 colonie di sesso femminile e 15 di sesso maschile presentando una struttura che non devia statisticamente da 1:1 ($\chi^2 = 0,06$; P value = 0,79) con un rapporto sessi pari a 0,51.

Femmine

Le gonadi rilevate presentano un diametro minimo e massimo rispettivamente pari a 101,19 e 985,57 μm . Il diametro medio degli oociti sull'intera popolazione è pari a 561,68 \pm 163,92 μm .

La distribuzione mostra due coorti ben definite (Fig. 61): la prima composta da oociti che misurano 150-450 μm che identificano la coorte immatura che continua a crescere fino all'anno successivo quando verrà rilasciata, la seconda costituita da oociti con diametro compreso tra 450 e 1000 μm che rappresentano la coorte di gonadi sessualmente matura che viene rilasciata in luglio/agosto.

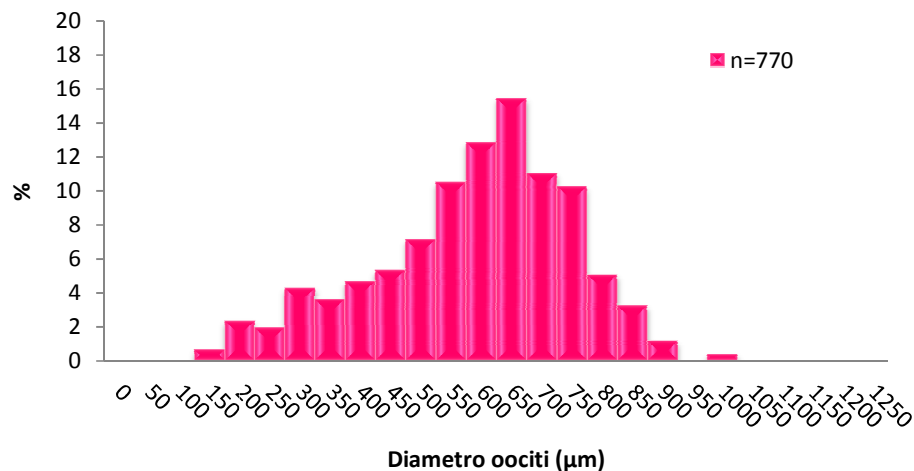


Fig. 61- Distribuzione taglia-frequenza degli oociti della popolazione profonda di *C. rubrum*

L'analisi è stata effettuata su colonie di sesso femminile con diametri basali compresi tra 6,1 mm e 15,4 mm ed altezza minima pari a 8,73 cm e massima pari a 38,6 cm.



Per quanto riguarda l'analisi delle dimensioni medie degli oociti per ciascuna classe di diametri alla base delle colonie, i gameti con dimensioni minori si osservano nella prima classe, il diametro medio aumenta nelle classi di diametro superiore sino a riabbassarsi leggermente dalla quinta classe in poi (Tab. 12). Il *Fisher's Least Significant Difference Test*, evidenzia quattro gruppi omogenei ed il *t-test* evidenzia che la classe di taglia più piccola (6-7mm) presenta differenze significative con tutte le altre (Tab. 13).

Tab. 12- Dimensioni medie degli oociti per classi di diametro basale nella popolazione profonda

Classe	Diametro (mm)	Dimensione oociti (μm)	\pm Dev. St.
I	6-7	384,93	102,00
II	7-8	611,96	121,50
III	8-9	640,30	156,27
IV	9-10	610,05	144,28
V	10-11	586,00	149,19
-*	11-12	-	-
VI	12-13	434,40	170,38
-*	13-14	-	-
VII	14-15	594,39	124,53
VIII	15-16	582,96	188,99

*Non è stata campionata alcuna colonia per questa classe di taglia

Tab. 13- Differenze statisticamente significative (DS) e non (NDS) con il t test

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
I		DS	DS	DS	DS	DS	DS	DS
II	DS		NDS	NDS	NDS	DS	NDS	NDS
III	DS	NDS		NDS	DS	DS	DS	NDS
IV	DS	NDS	NDS		NDS	DS	NDS	NDS
V	DS	NDS	DS	NDS		DS	NDS	NDS
VI	DS	DS	DS	DS	DS		DS	NDS
VII	DS	NDS	DS	NDS	NDS	DS		NDS
VIII	DS	NDS	NDS	NDS	NDS	NDS	NDS	

Analizzando le dimensioni degli oociti secondo la struttura di altezza della popolazione studiata, anche in questo caso si osserva come la dimensione media aumenti all'aumentare della classe di taglia fino all'ultima classe analizzata, dove invece si osserva una diminuzione del diametro medio (Tab. 14). Il *Fisher's Least Significant Difference Test*



evidenzia tre gruppi omogenei, il primo composto dalla prima classe (8-12 cm), il secondo dalla seconda e terza classe (12-16 cm e 16-20 cm) e l'ultimo composto dalla classe maggiore (>24 cm), come confermato anche dal t test. Effettuando il confronto prendendo due classi alla volta il t-test infatti dimostra che le classi considerate sono tutte diverse significativamente, solo la seconda (12-16 cm) e la terza (16-20 cm) classe non sono statisticamente differenti tra loro ($P > 0,05$).

Tab. 14- Dimensioni medie degli oociti per classi di altezza nella popolazione profonda

Classe	Altezza (cm)	Dimensione oociti (μm)	\pm Dev. St.
I	8-12	532,03	168,68
II	12-16	642,41	151,15
III	16-20	620,67	111,42
-*	20-24	-	-
IV	>24	489,30	166,36

*Non è stata campionata alcuna colonia per questa classe di taglia

Considerando la fecondità totale questa è risultata in media pari a $3,06 \pm 2,34$ oociti per polipo.

L'analisi svolta per classi di diametro alla base evidenzia la più alta fecondità nella colonie con diametro compreso tra 6 e 7 mm ($5,57 \pm 1,65$ oociti per polipo) (Fig. 62). Nelle classi successive i valori si abbassano e risultano simili tra loro per poi mostrare un alto valore pari a $5,13 \pm 1,92$ oociti per polipo nella settima classe (14-15 mm). L'ottava classe (15-16 mm) presenta invece un valore anomalo di fecondità pari a $0,20 \pm 0,56$ oociti per polipo. Si potrebbe ipotizzare che in tale classe le colonie avessero già rilasciato le planule prima del campionamento, ma la scarsa numerosità campionaria (una sola colonia) non rende attendibile tale ipotesi escludendo completamente il dato.

Il confronto tra classi di taglia secondo il diametro alla base delle colonie con il *Fisher's Least Significant Difference Test* evidenzia la presenza di quattro gruppi omogenei. Il t test conferma quanto osservato con LSD test. Tutte le classi sono diverse significativamente ($P < 0,05$) dalla prima classe e dalla settima; mentre queste ultime due tra loro non evidenziano differenze statistiche ($P > 0,05$).

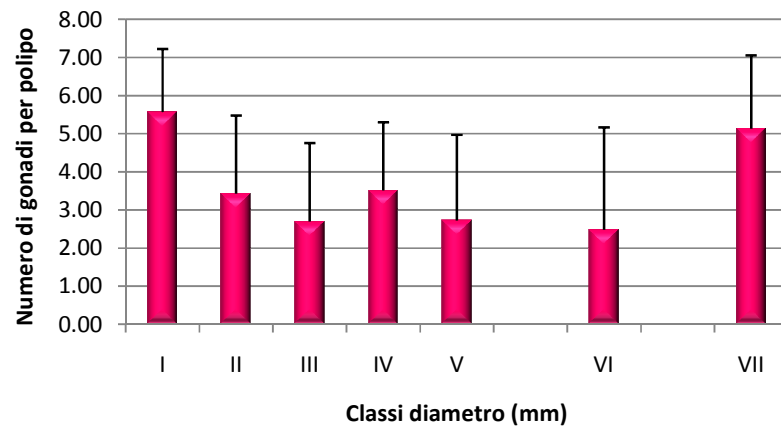


Fig. 62- Numero di oociti per polipo per classi di diametro basale nella popolazione profonda. La popolazione suddivisa in classi di altezza mostra alti valori di fecondità già nella prima classe di taglia di 8-12 cm ($3,74 \pm 2,11$ oociti per polipo), quindi in colonie abbastanza basse (Fig. 63). Il Fisher's Least Significant Difference Test evidenzia la presenza di due gruppi omogenei, confermata dal t test che mostra esclusivamente la differenza tra la prima e la seconda classe ($P=0,02$).

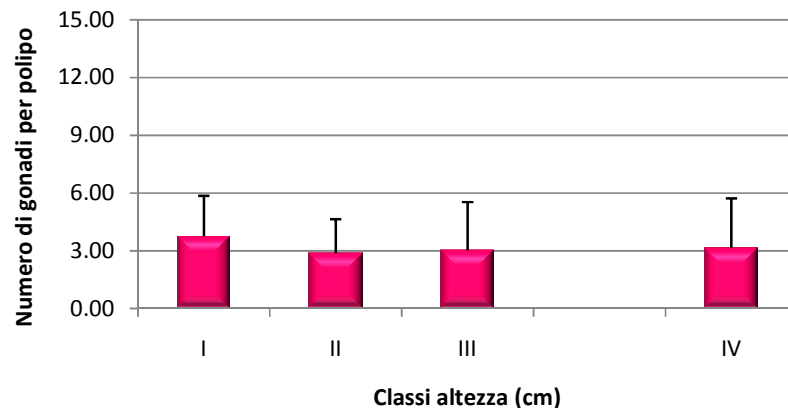


Fig. 63- Numero di oociti per polipo per classi di altezza nella popolazione profonda

Considerando esclusivamente il numero di oociti maturi presenti nei polipi delle colonie è stato stimato che la nostra popolazione produrrebbe all'anno un numero medio di planule per polipo pari a 2,4. Tale stima è stata calcolata anche per classi di diametro (Tab. 15). Tutte le classi presentano una buona produzione di planule per polipo, ma la classe più produttiva è la settima, rappresentata dalle colonie con diametro alla base più grosso (14-15 mm).

Tab- 15- Stima del numero di planule prodotte da ciascun polipo nelle classi di diametro basale della popolazione profonda



Classe	Diametro (mm)	N° planule per polipo
I	6-7	1,2
II	7-8	3,2
III	8-9	2,5
IV	9-10	3,0
V	10-11	2,4
-*	11-12	-
VI	12-13	1,2
-*	13-14	-
VII	14-15	4,6

*Non è stata campionata alcuna colonia per questa classe di taglia

Nelle diverse classi di altezza invece il numero medio di oociti maturi presenti in ciascun polipo, risulta abbastanza simile ed alto già nelle colonie di altezza più piccola campionata (8-12 cm) (Tab.16).

Tab- 16- Stima del numero di planule prodotte da ciascun polipo nelle classi di altezza della popolazione profonda

Classe	Altezza (cm)	N° planule per polipo
I	8-12	2,5
II	12-16	2,6
III	16-20	2,3
-*	20-24	-
IV	>24	2,1

*Non è stata campionata alcuna colonia per questa classe di taglia

Infine una stima importante per capire la capacità riproduttiva delle colonie analizzate è il valore percentuale della fertilità. Questa si presenta molto alta sia suddividendo le colonie secondo il diametro alla base che secondo l'altezza massima (Figg. 64-65), a dimostrazione che nella nostra popolazione anche le colonie più piccole sono molto fertili.

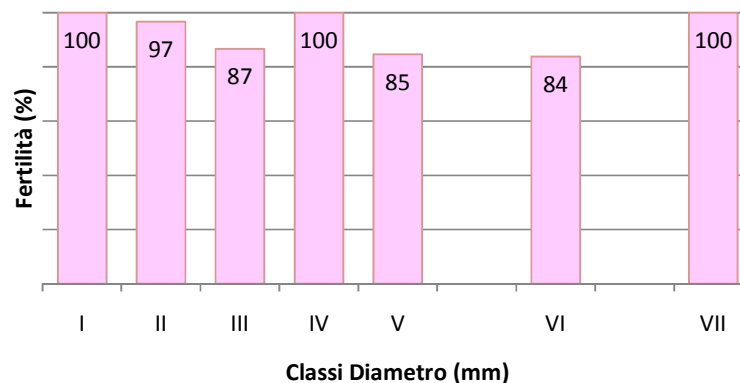




Fig. 64- Percentuale di fertilità osservata per classi di diametro basale nelle colonie della popolazione profonda

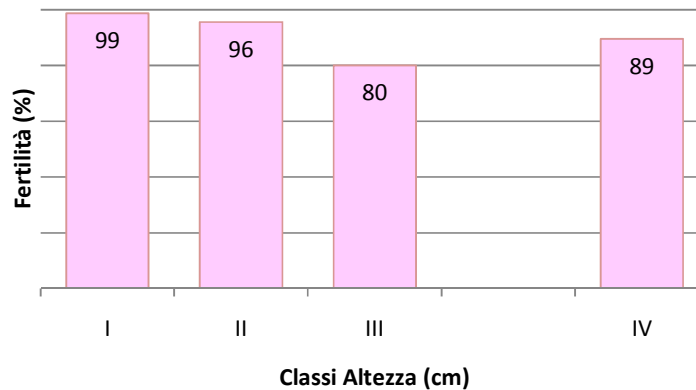


Fig. 65- Percentuale di fertilità osservata per classi di altezza nelle colonie della popolazione profonda

Stimato il numero di polipi per ciascuna colonia, è stato possibile calcolare la produzione di planule (e/o oociti maturi) per ciascuna classe di diametro. Nonostante dai pochi dati rilevati sembri che l'aumento del numero di polipi dipenda dall'incremento del diametro alla base delle colonie (Fig. 66), tale andamento non è significativamente correlato seppur con un P value pari a 0,0532 (*Pearson correlation analysis*) e quindi molto prossimo a 0,05. Potremmo ipotizzare che aumentando i dati, tale correlazione sarebbe confermata dal test.

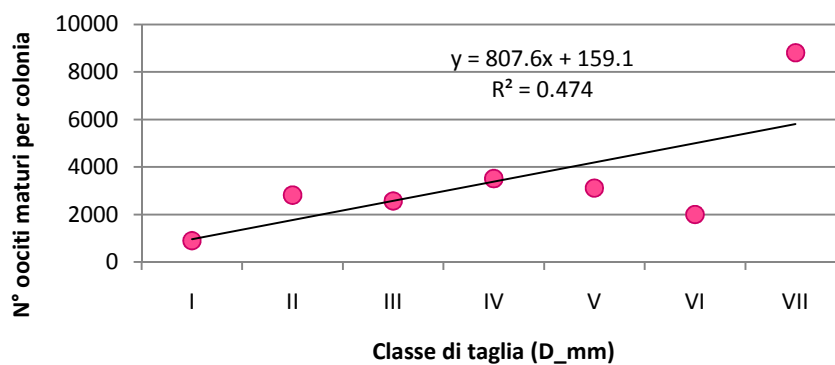


Fig. 66- Produzione di planule per classe di diametro basale nella popolazione profonda

Output riproduttivo

I coefficienti ottenuti dall'indagine come $N_{c(size)}$ (numero di colonie della classe), SR (sex ratio) e N_p (numero medio di planule prodotte da ogni polipo fertile) insieme al numero medio di polipi presenti nelle colonie di ciascuna classe di taglia ($P_{i(size)}$), ci permettono di



stimare quale sia l'output riproduttivo della popolazione di corallo rosso dell'area nord occidentale.

La conta diretta dei polipi è stata effettuata su 63 colonie raccolte ad un range batimetrico compreso tra gli 87m e i 118m. Visto il range batimetrico così ampio, prima di ottenere la curva data dalla relazione tra diametro e numero di polipi osservati, è stata studiata la relazione tra diametro alla base (D) e peso (P), e tra D e numero di ramificazioni totale della colonia (N_r).

Le colonie sono state divise in tre gruppi facendo riferimento alle seguenti batimetrie: 87-100m, 100-110 m e >110m.

Il confronto tra relazione diametro-peso effettuato attraverso il test dell'ANOVA non ha confermato differenze significative tra i range batimetrici ($P > 0,05$). La comparazione tra le rette di regressione ottenute da diametro basale (D) e numero di ramificazioni (N_r) ha evidenziato che tra il campione presente nelle fasce 87-100m e 100-110m non vi sono differenze statisticamente significative ($P > 0,05$), mentre tali campioni sono significativamente diversi ($P < 0,05$), da quello della fascia batimetrica più profonda. Per tale motivo i campioni dei due primi range sono stati uniti per l'analisi.

Le curve ottenute dalla relazione tra i diametri alla base e il numero di polipi contati sulle colonie (Tab. 17) descrivono due differenti situazioni (Fig. 67) che mostrano come a parità di diametro alla base le colonie presentano un diverso numero di polipi in base alla profondità. Tale differenza è correlata anche al numero di ramificazioni che la colonia è in grado di sviluppare durante l'accrescimento, capacità che è sicuramente influenzata da un'alta quantità di variabili.

Tab. 17- Relazione diametro basale (D) e numero di polipi per colonia (P_i) nei due range batimetrici

Profondità (m)	Relazione D/ P_i
87-110	$P_i = 23,775D^{1,8351}$
>110	$P_i = 85,558D^{1,1621}$

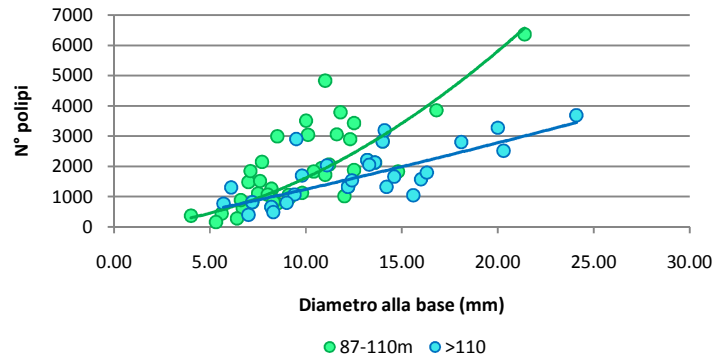


Fig. 67- Relazione diametro basale-numero di polipi per colonia nei due range batimetrici

Ciò indica che a parità di diametro le colonie presenti nei due range batimetrici mostrano una differente produzione di planule (Fig. 68). Dai risultati ottenuti è stata osservata una correlazione positiva confermata statisticamente (*Pearson correlation analysis*), che indica come all'aumentare del diametro delle colonie aumenti la produzione larvale.

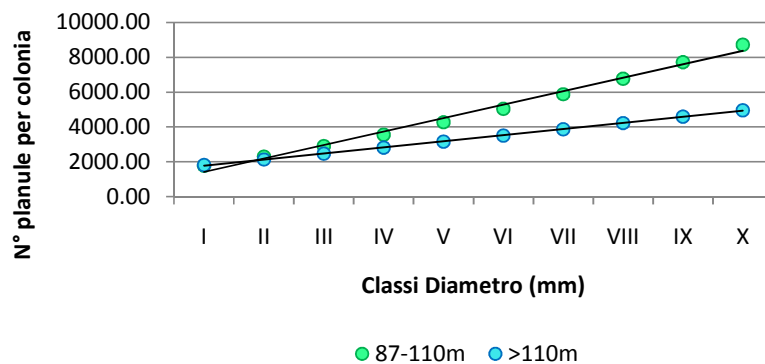


Fig. 68- Produzione planule per classe di diametro dei due range batimetrici

Ovviamente è risultato diverso anche il potenziale riproduttivo per i due diversi range batimetrici. La stima è stata fatta solo per le classi di diametro basale per le quali è stato possibile effettuare l'analisi delle gonadi (classi da 5 a 16mm). I coefficienti stimati (b_i 87-110m e b_i >110m) sono sicuramente elevati ed indicano un'ottima produzione di planule (Tab. 18).

Tab. 18- Potenziale output riproduttivo (b_i) per classe di diametro basale nei due range batimetrici



Diametro alla base			
Classi	(mm)	b_i (87-110m)	b_i (>110m)
I	6-7	30701,40	32269,83
II	7-8	170253,04	130656,79
III	8-9	425472,11	333707,26
IV	9-10	751918,25	427042,31
V	10-11	881741,84	500641,12
VI	11-12	681764,56	425849,32
VII	12-13	602611,71	258245,32
VIII	13-14	383266,11	213421,47
IX	14-15	342489,78	140546,18
X	15-16	182416,24	108841,61

Nonostante le due produzioni di planule siano apparse chiaramente diverse, il maggior output riproduttivo è risultato quello dato dalla quinta classe in entrambi i range batimetrici (Fig. 69). Lo stesso vale per la prima e la decima classe che, in entrambi i casi, hanno mostrato di avere la minore capacità riproduttiva.

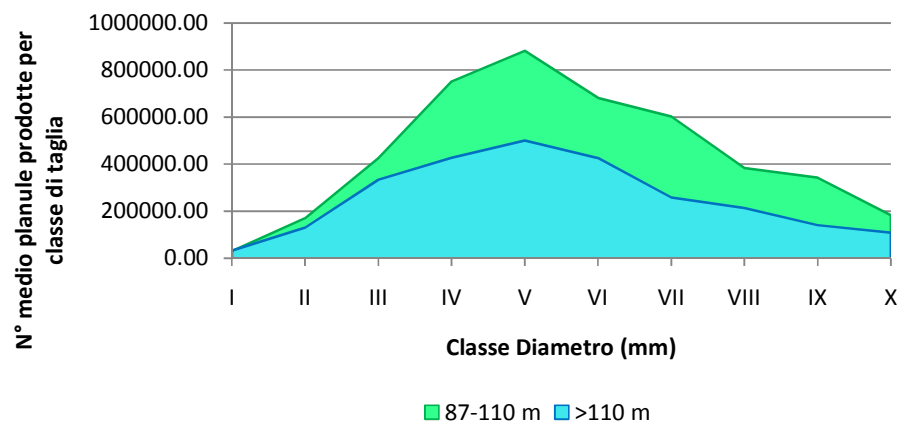


Fig. 69- Produzione di planule per classe di diametro basale nei due range batimetrici

**Maschi**

Le sacche spermatiche hanno presentato una dimensione minima di 156,16 μm e una dimensione massima pari a 1246,34 μm , con una dimensione media delle gonadi per l'intera popolazione pari a $534,26 \pm 178,71 \mu\text{m}$. Tali sacche, contrariamente agli oociti, presentano una distribuzione normale, con un picco tra 450 e 600 μm (Fig. 70).

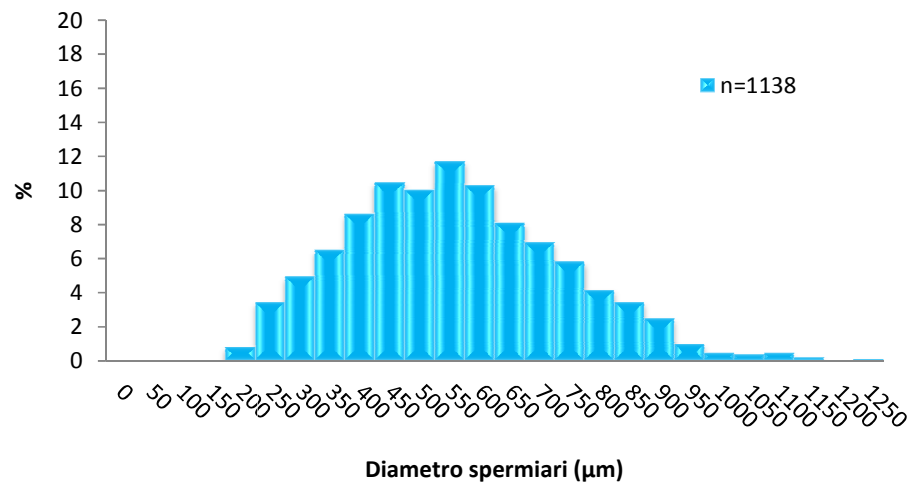


Fig. 70- Distribuzione taglia-frequenza delle sacche spermatiche della popolazione profonda di *C. rubrum*

L'analisi è stata effettuata su colonie con diametro basale compreso tra 5,2 e 18,8 mm e altezza massima compresa tra 8,7 e 38,6 cm.

L'analisi delle dimensioni delle sacche spermatiche per classi di diametro basale delle colonie, ha evidenziato come già nella prima classe (5-6 mm) le dimensioni medie siano abbastanza alte (Tab. 19). Il *Fisher's Least Significant Difference Test* identifica ben sei gruppi omogenei e anche il *t test* conferma differenze statistiche tra le classi ($P < 0,05$). Entrambi i test dimostrano che all'interno delle classi di taglia vi è quindi una grande variabilità (Tab. 20).



Tab. 19- Dimensioni medie delle sacche spermatiche per classi di diametro basale nella popolazione profonda

Classe	Diametro (mm)	Dimensione sacche spermatiche	
		(μm)	\pm Dev. St.
I	5-6	535,20	179,92
.*	6-7	-	-
II	7-8	442,59	119,47
III	8-9	521,55	128,64
IV	9-10	659,25	197,96
V	10-11	541,59	156,69
VI	11-12	479,58	155,71
VII	12-13	624,69	137,02
VIII	13-14	444,47	157,58
IX	14-15	418,02	145,84
X	15-16	676,86	151,46

*Non è stata campionata alcuna colonia per questa classe di taglia

Tab. 20- Differenze statisticamente significative (DS) e non (NDS) con il t test

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
I		DS	NDS	DS	NDS	NDS	DS	DS	DS	DS
II	DS		DS	DS	DS	NDS	DS	NDS	NDS	DS
III	NDS	DS		DS	NDS	NDS	DS	DS	DS	DS
IV	DS	DS	DS		DS	DS	NDS	DS	DS	NDS
V	NDS	DS	NDS	DS		DS	DS	DS	DS	DS
VI	NDS	NDS	NDS	DS	DS		DS	NDS	DS	DS
VII	DS	DS	DS	NDS	DS	DS		DS	DS	DS
VIII	DS	NDS	DS	DS	DS	NDS	DS		NDS	DS
IX	DS	NDS	DS	DS	DS	DS	DS	NDS		DS
X	DS	DS	DS	NDS	DS	DS	DS	DS	DS	

Dall'analisi per classi di altezza le dimensioni medie delle sacche spermatiche sembrano crescere all'aumentare delle dimensioni delle colonie, fatta eccezione per la quinta classe (24-28 cm) dove si osserva una leggera diminuzione del valore medio della dimensione delle gonadi maschili. Il *Fisher's Least Significant Difference Test* identifica cinque gruppi omogenei. Anche il confronto delle medie per coppie di gruppi evidenzia differenze significative tra tutte le classi di taglia (*t test*: $P < 0,05$) tranne tra la seconda (12-16 cm) e la quarta (20-24 cm) classe (*t test*: $P > 0,05$) (Tab. 21).



Tab. 21- Dimensioni medie delle sacche spermatiche per classi di altezza nella popolazione profonda

Classe	Altezza (cm)	Dimensione sacche spermatiche (μm)	Dev. St.
I	8-12	547,72	162,63
II	12-16	488,81	172,82
III	16-20	603,79	187,46
IV	20-24	505,78	155,49
V	24-28	419,29	139,37
.*	28-32	-	-
.*	32-36	-	-
VI	>36	676,86	151,46

*Non è stata campionata alcuna colonia per questa classe di taglia

Osservando il numero medio di gonadi presenti all'interno dei polipi maschili, il totale della popolazione ha mostrato un valore medio pari a $5,49 \pm 3,07$ sacche spermatiche per polipo. Nell'analisi effettuata per classi di taglia sono stati rilevati dei polipi fecondi già a partire dalla classe di diametro basale più piccola considerata (Fig. 71).

Il confronto multiplo delle medie (*LSD test*) ed il confronto per coppie (*t test*) dimostrano talvolta differenze significative tra le classi considerate ($P < 0,05$) (Tab. 22), perciò viene evidenziata una grande variabilità tra le colonie appartenenti a diverse classi di taglia.

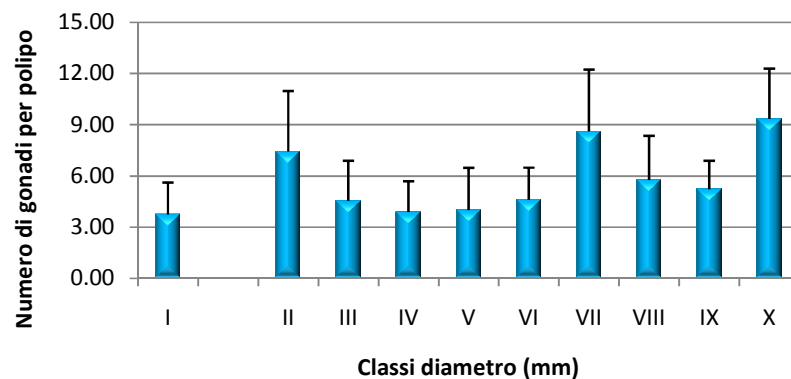


Fig. 71- Numero di sacche spermatiche per polipo per classi di diametro basale nella popolazione profonda



Tab. 22- Differenze statisticamente significative (DS) e non (NDS) con il t test

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
I		DS	NDS	NDS	NDS	NDS	DS	DS	DS	DS
II	DS		DS	DS	DS	DS	NDS	NDS	DS	NDS
III	NDS	DS		NDS	NDS	NDS	DS	NDS	NDS	DS
IV	NDS	DS	NDS		NDS	NDS	DS	DS	DS	DS
V	NDS	DS	NDS	NDS		NDS	DS	DS	NDS	DS
VI	NDS	DS	NDS	NDS	NDS		DS	NDS	NDS	DS
VII	DS	NDS	DS	DS	DS	DS		DS	DS	NDS
VIII	DS	NDS	NDS	DS	DS	NDS	DS		NDS	DS
IX	DS	DS	NDS	DS	NDS	NSD	DS	NDS		DS
X	DS	NDS	DS	DS	DS	DS	NDS	DS	DS	

L'analisi per classi di altezza rileva un numero minimo di gonadi per polipo nella prima classe di taglia (8-12 cm) e un numero massimo nella classe di taglia più grande (>36 cm). L'LSD test conferma la presenza di tre gruppi omogenei. Anche il t test dimostra che la classe più grande è statisticamente diversa da tutte le altre.

Nell'indagine per classi di altezza i test statistici rilevano molta meno variabilità rispetto all'analisi svolta per classi di diametro.

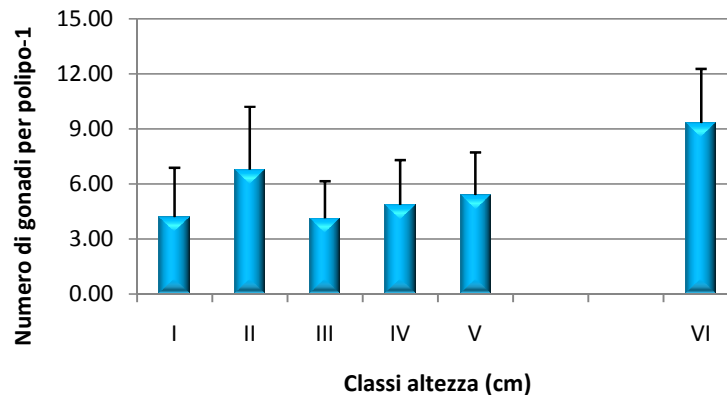
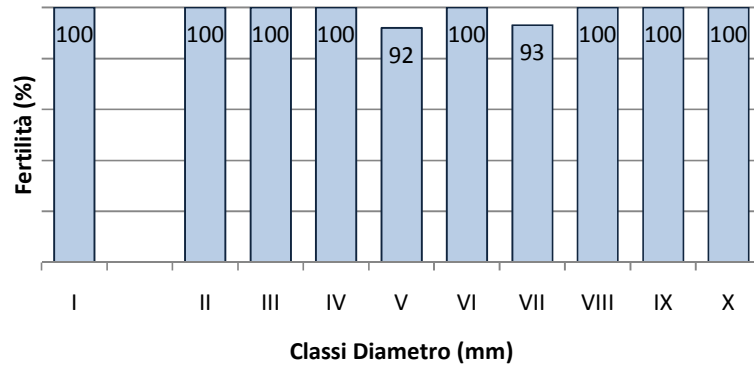


Fig. 72- Numero di sacche spermatiche per polipo per classi di altezza nella popolazione profonda

Anche le colonie maschili presentano degli ottimi valori di fertilità, raggiungendo nella maggior parte delle classi il 100%. Ciò indica che la popolazione maschile indagata, pur



comprendendo colonie di piccole dimensioni ha una capacità riproduttiva piuttosto alta



(Figg. 73-74).

Fig. 73- Percentuale di fertilità osservata per classi di diametro basale nelle colonie della popolazione profonda

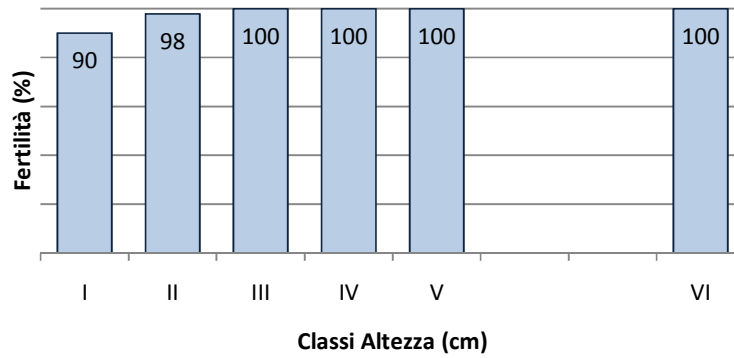


Fig. 74- Percentuale di fertilità osservata per classi di altezza nelle colonie della popolazione profonda



7.3.2 Popolazione superficiale

In totale la popolazione superficiale è risultata costituita da 5 colonie di sesso femminile e 4 di sesso maschile presentando una struttura che non deviava statisticamente da 1:1 ($\chi^2=0,22$; P value=0,64) con un rapporto sessi pari a 0,56.

Femmine

Le gonadi femminili hanno presentato un diametro variabile tra 213,57 e 859,30 μm , con un valore medio di $594,19 \pm 124,38$ ($\mu\text{m} \pm \text{DS}$).

La distribuzione dei diametri degli oociti ha messo in evidenza principalmente due coorti (Fig. 75). La prima caratterizzata da oociti immaturi, la seconda, più numerosa, con gonadi in vitello genesi.

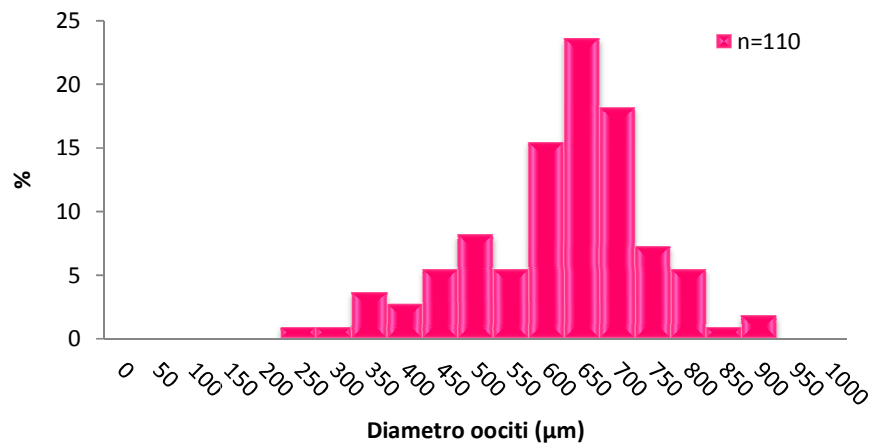


Fig. 75- Distribuzione taglia-frequenza degli oociti della popolazione superficiale di *C. rubrum*

Le colonie di sesso femminile presentavano un diametro basale compreso tra i 5,2 e i 7,3 mm ed un altezza massima compresa tra 6,04 e 7,24 cm.

Suddividendo le colonie per classi di diametro basale di 1 mm, le dimensioni medie degli oociti per ciascuna di esse non mostrano alcuna differenza significativa ($P > 0,05$) (Tab. 23).

Tab. 23- Dimensioni medie degli oociti per classi di diametro basale nella popolazione superficiale

Diametro			
Classe	(mm)	Dimensione oociti (μm)	\pm Dev. St.
I	5-6	605,51	141,03
II	6-7	586,90	114,66
III	7-8	625,15	*



*Solo un oocita

Le classi di altezza rilevate sono state solamente due e il t test non ha rilevato nessuna differenza statistica tra le dimensioni medie misurate per gli oociti ($P > 0,05$) (Tab. 24).

Tab. 24- Dimensioni medie degli oociti per classi di altezza nella popolazione superficiale

Classe	Altezza (cm)	Dimensione oociti (μm)	\pm Dev. St.
I	6-7	590,88	109,05
II	7-8	595,49	130,53

Per quanto riguarda la fecondità totale, questa è risultata pari a $0,57 \pm 0,91$ oociti per polipo. Inoltre essa è stata calcolata anche per ciascun livello di ramificazione e per classi di taglia di diametro basale e di altezza.

La fecondità osservata nelle ramificazioni di primo secondo e terzo livello ha mostrato valori rispettivamente pari a: 0,64 (0,95), 0,59 (1,00) e 0,40 (0,62) oociti per polipo (Fig. 76). Nonostante i valori di fecondità ottenuti sembrano decrescere all'aumentare del livello di ramificazione sia il *Fisher's Least Significant Difference Test* che il t test non hanno messo in evidenza alcuna differenza significativa ($P > 0,05$).

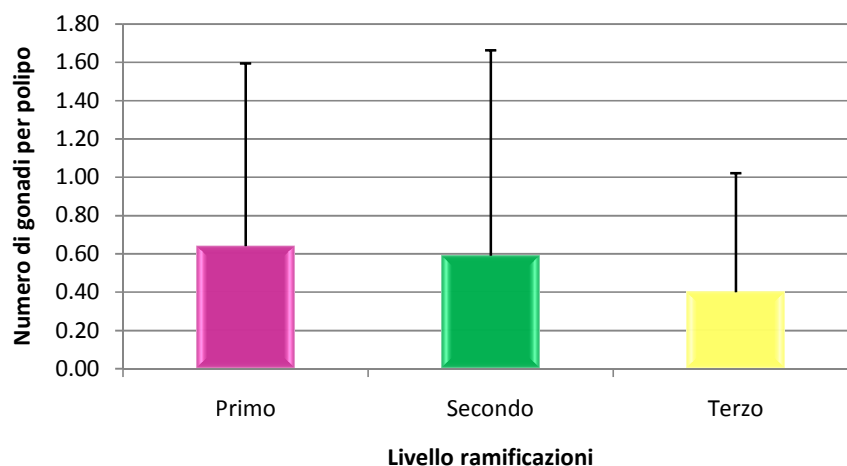


Fig. 76- Numero di oociti per polipo osservate nelle ramificazioni di I, II e III livello

Dall'analisi per classi di diametro basale si è osservato che la prima e la seconda classe (5-6 e 6-7 mm) hanno valori simili tra loro (t test $P > 0,05$) pari rispettivamente a $0,91 \pm 1,04$ e



0,65±0,94 oociti per polipo (Fig. 77). Entrambe le classi hanno mostrato differenze significative con la classe dei 7-8 mm, che ha presentato una fecondità molto bassa (0,02±0,15 t test $P < 0,05$). Tale classe di taglia, che su 45 polipi analizzati ne possedeva solo uno fertile con un solo oocita, è rappresentata da un'unica colonia; per tale motivo la scarsa numerosità campionaria non rende attendibile alcuna ipotesi.

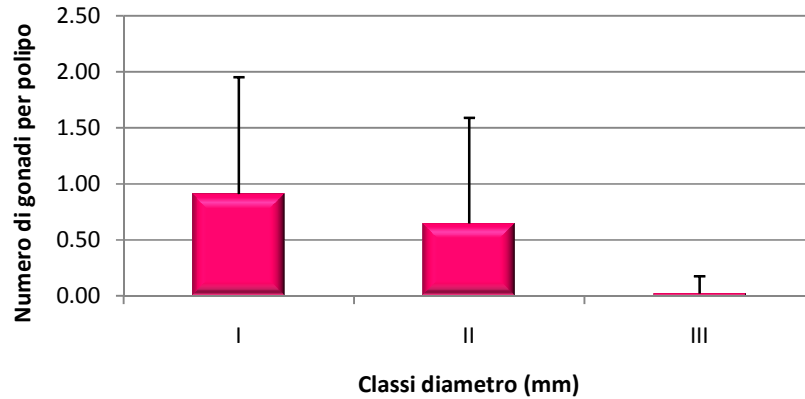


Fig. 77- Numero di oociti per polipo per classi di diametro basale nella popolazione superficiale

La fecondità ottenuta per le classi di altezza è risultata significativamente diversa (t test $P < 0,05$), pari a 0,30±0,15 oociti per polipo nella I classe (6-7 cm) e pari a 0,88±1,05 oociti per polipo nella classe 7-8 cm (Fig. 78).

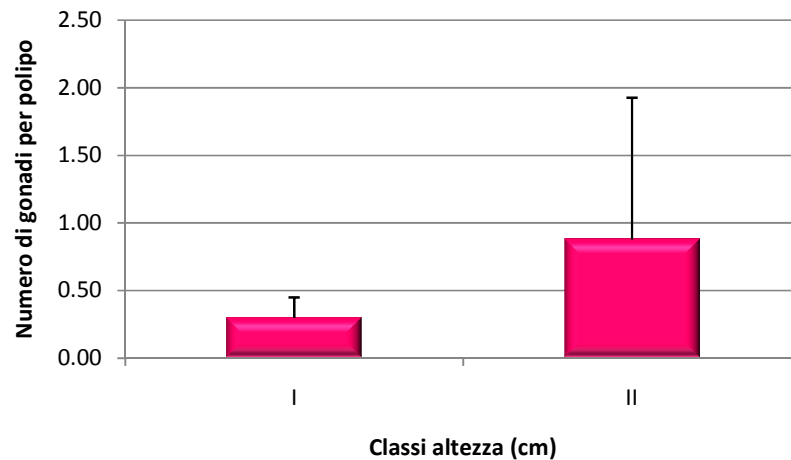


Fig. 78- Numero di oociti per polipo per classi di altezza nella popolazione superficiale



Considerando il numero di oociti maturi come il numero di planule che i polipi sarebbero in grado di produrre, è stato stimato che la popolazione totale superficiale sarebbe in grado di produrre 0,97 planule per polipo.

Per quanto riguarda la fertilità, intesa come percentuale di polipi contenenti gonadi, il valore rilevato per l'intera popolazione femminile è pari al 15 %. Effettuando l'indagine separatamente nelle ramificazioni di differente livello sono stati ottenuti dei valori di fertilità percentuali molto simili, con la percentuale massima nelle ramificazioni di primo livello (38%) (Fig. 79). Ciò indica che nelle colonie superficiali la fertilità è più alta nei rami più distali per decrescere in quelli più prossimi alla base.

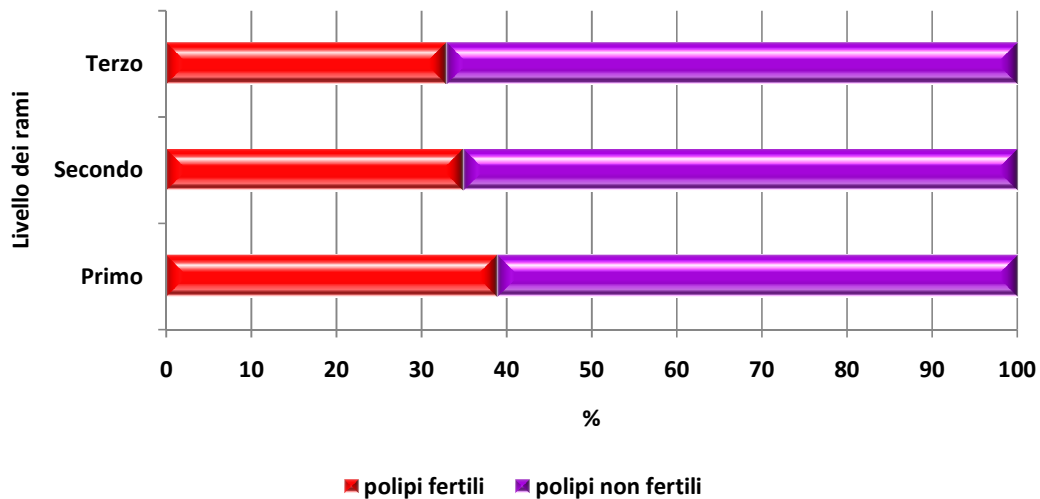


Fig. 79- Percentuale polipi fertili e non nelle ramificazioni di I, II e III livello

L'analisi per classi di taglia ha messo in evidenza dei valori ridotti in tutte le classi di diametro basale con valori simili nella prima e seconda classe (5-6 e 6-7 mm) (Fig. 80).

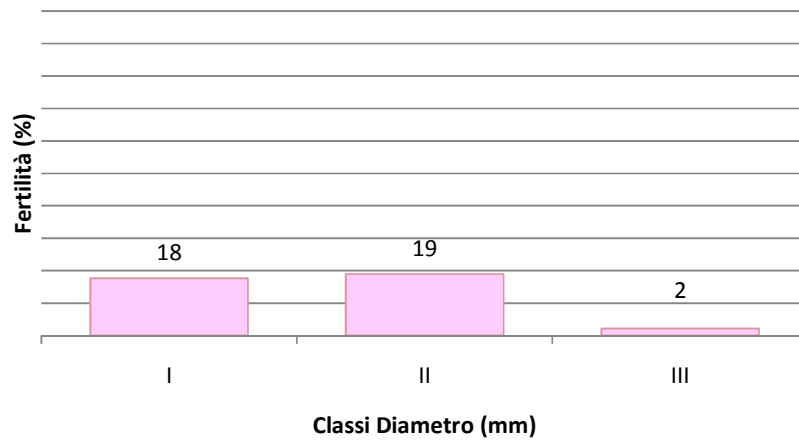


Fig. 80- Percentuale di fertilità osservata per classi di diametro basale nelle colonie della popolazione superficiale

Nell'analisi per classi di altezza la fertilità più alta è stata osservata nelle colonie di dimensioni maggiori (7-8 cm) (Fig. 81).

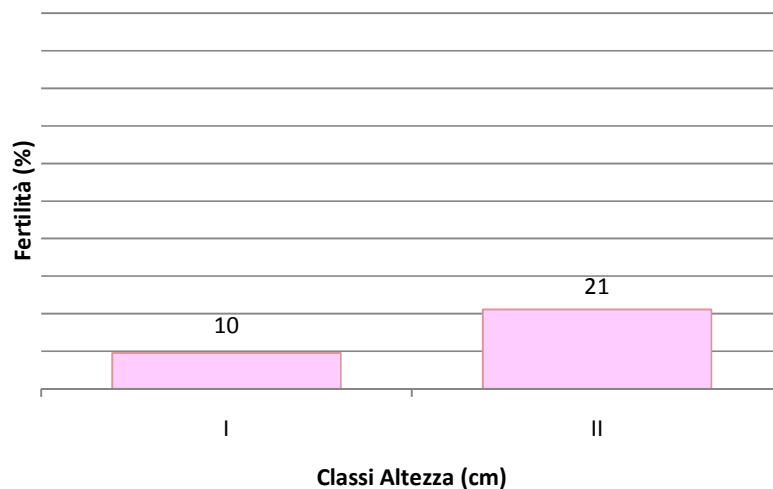


Fig. 81- Percentuale di fertilità osservata per classi di altezza nelle colonie della popolazione superficiale

Attraverso la conta diretta dei polipi delle colonie analizzate, è stato possibile stimare la produzione di planule (e/o oociti maturi) per ciascuna classe di diametro, considerando il numero medio di oociti per polipo precedentemente stimato per l'intera popolazione (vedi pag. 129). Dati i bassi valori di fertilità dovuti alla presenza di numerosi polipi privi di



gonadi, non è stato possibile ipotizzare che ogni polipo sarebbe in grado di produrre delle planule.

La quantità più alta di planule sarebbe prodotta dalla seconda classe, che presenta un valore pari al doppio della prima (Tab. 25).

Tab- 25- Stima del numero di planule prodotte da ciascun polipo nelle classi di diametro basale della popolazione superficiale

Classe	Diametro	
	(mm)	n° planule
I	5-6	86,09
II	6-7	196,17

**Maschi**

Le sacche spermatiche analizzate hanno presentato una dimensione minima e massima rispettivamente pari a 358,33 e 981,79 μm , con un valore medio uguale a $577,41 \pm 127,07$ μm . Le classi di taglia più frequenti sono state quelle comprese tra 500 e 700 μm .

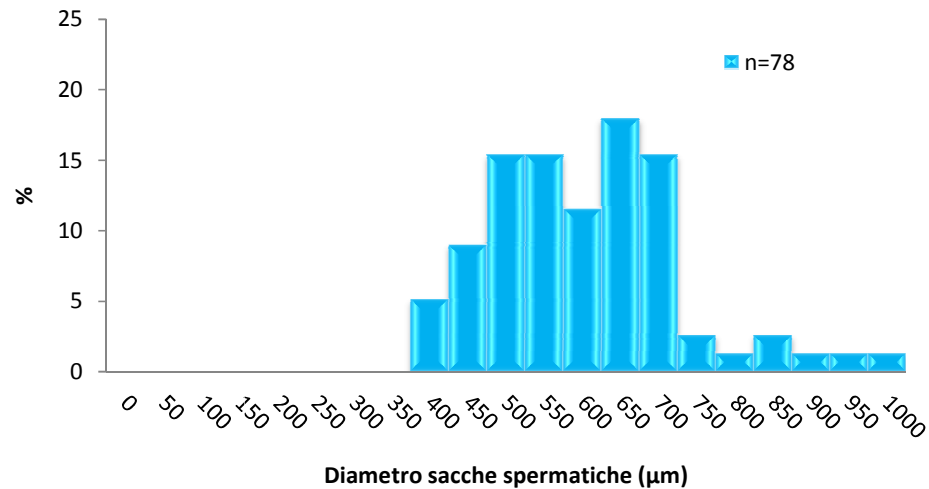


Fig. 82- Distribuzione taglia-frequenza delle sacche spermatiche della popolazione superficiale di *C. rubrum*

Le colonie di sesso maschile hanno mostrato un diametro basale minimo di 6,5 mm e massimo di 8,4 mm mentre l'altezza minima e massima sono rispettivamente pari a 5,05 cm e 7,91 cm.

Le dimensioni medie delle sacche spermatiche nelle classi di taglia analizzate per diametro basale non hanno mostrato differenze significative presentando nei vari confronti un p value > 0,05 (LSD test e t test) (Tab. 26).

Tab. 26- Dimensioni medie delle sacche spermatiche per classi di diametro basale nella popolazione superficiale

Classe	Diametro		
	(mm)	Dimensione sacche spermatiche (μm)	\pm Dev. St.
I	6-7	591,88	88,18
II	7-8	595,92	108,36
III	8-9	573,93	133,92



Medesimo risultato è stato osservato per le due classi di altezza analizzate ($P > 0,05$ t test) (Tab. 27).

Tab. 27- Dimensioni medie delle sacche spermatiche per classi di altezza nella popolazione superficiale

Classe	Altezza (cm)	Dimensione sacche spermatiche (μm)	\pm Dev. St.
I	5-6	576,14	128,81
II	7-8	595,92	108,36

Il numero di sacche spermatiche per ciascun polipo è risultato di $0,58 \pm 1,22$ gonadi. La stessa analisi effettuata separatamente per ciascun livello di ramificazione, come per le colonie femminili, ha mostrato che i rami di primo livello presentano un numero maggiore di gonadi rispetto ai livelli successivi, differenza confermata anche statisticamente dal t test ($P < 0,05$), mentre nel terzo livello non è stata rilevata alcuna gonade (Fig. 83).

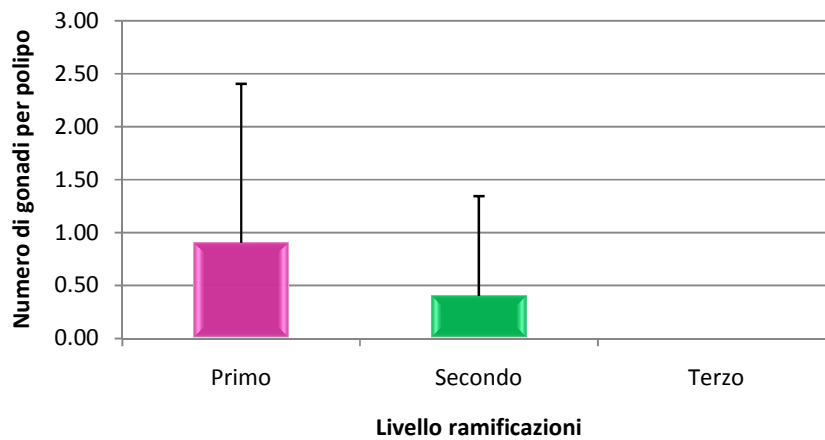


Fig. 83- Numero di sacche spermatiche per polipo osservate nelle ramificazioni di I, II e III livello

L'analisi per classi di diametro basale ha rilevato un maggior numero di sacche spermatiche in quella più alta, confermata anche dall' LSD test e dal t test ($P < 0,05$). Gli stessi test statistici non hanno rilevato alcuna differenza significativa ($P > 0,05$) tra le prime due classi di taglia (Fig. 84).

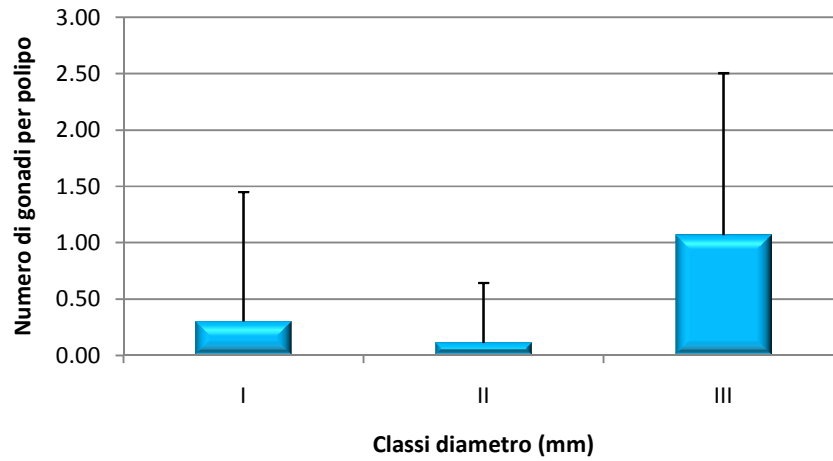


Fig. 84- Numero di sacche spermatiche per polipo per classi di diametro basale nella popolazione superficiale

Le due classi di altezza hanno presentato un numero di gonadi significativamente differente secondo il t test ($P < 0,05$), che è risultato maggiore nelle colonie della I classe di taglia (5-6 cm) (Fig. 85).

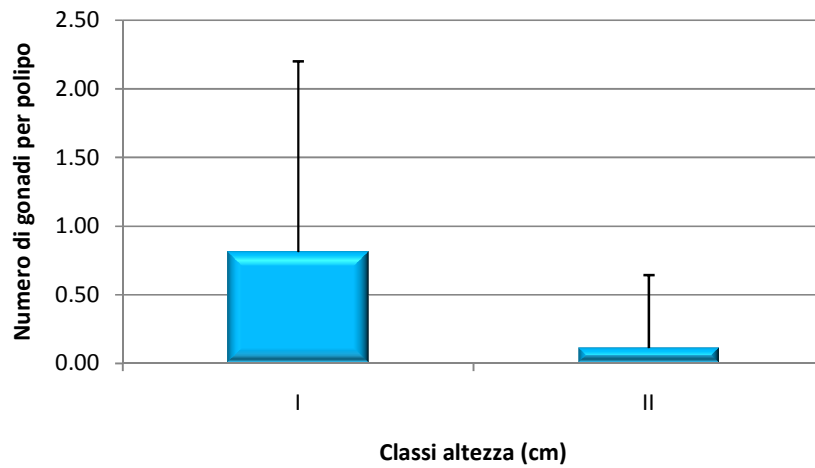


Fig. 85- Numero di sacche spermatiche per polipo per classi di altezza nella popolazione superficiale



Per la popolazione totale maschile è stata rilevata una fertilità pari al 25% mostrando la maggior capacità riproduttiva nelle ramificazioni di primo livello che hanno presentato una maggiore fertilità pari al 35%, mentre il secondo livello ha presentato una fertilità pari a 22%. Infine il terzo livello di ramificazione non ha mostrato alcun polipo con gonade risultando perciò non fertile (Fig. 86).

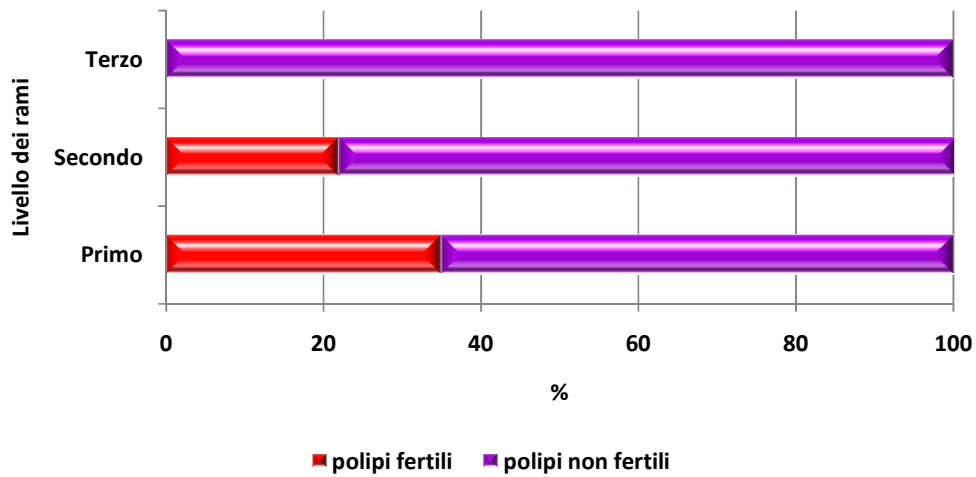


Fig. 86- Percentuale polipi fertili e non nelle ramificazioni di I, II e III livello

Lo studio per classi di diametro ha messo in evidenza la maggior percentuale di polipi fertili nella III classe (8-9 cm, 48%) mentre le prime due hanno mostrato una fertilità nettamente inferiore (Fig. 87).

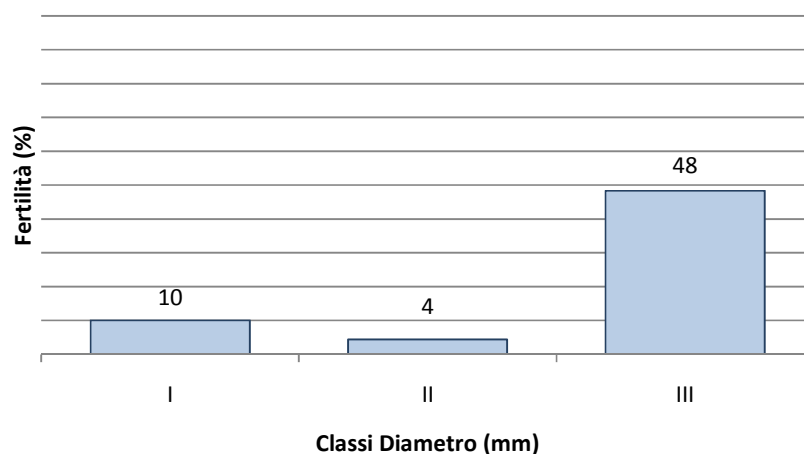


Fig. 87- Percentuale di fertilità osservata per classi di diametro basale nelle colonie della popolazione superficiale



Per quanto riguarda le classi di altezza invece sono le colonie di dimensione inferiore che hanno riportato una percentuale maggiore di fertilità (36%) (Fig. 88).

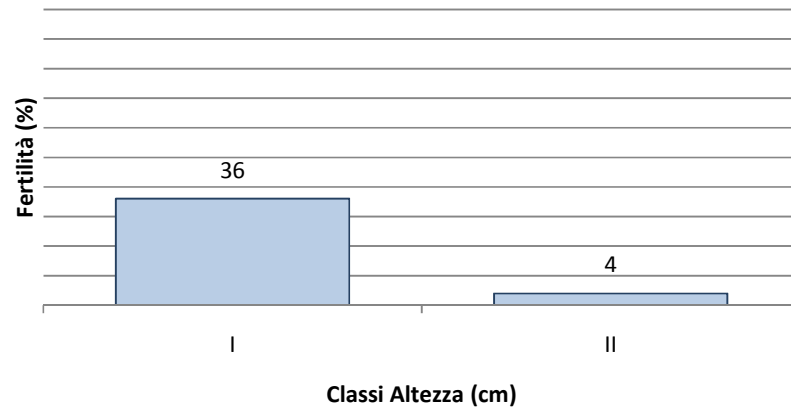


Fig. 88- Percentuale di fertilità osservata per classi di altezza nelle colonie della popolazione superficiale



7.3.3 DESCRIZIONE ISTOLOGICA

Come è solito negli antozoi della sottoclasse degli ottocoralli, anche le gonadi di *C. rubrum* si sviluppano nei mesenterici tra i filamenti mesenteriali e le bande muscolari.

L'analisi istologica delle gonadi ha confermato la gonocoricità del corallo rosso osservato attraverso lo studio macroscopico.

Oociti in differenti stadi di sviluppo sono stati ritrovati simultaneamente all'interno dello stesso polipo, mentre nessuno stadio embrionico o planula è stato osservato nella cavità gastrovascolare dei polipi analizzati.

Gli oociti immaturi (*Primary Oocytes*) hanno mostrato ridotte dimensioni variabili tra 50 e 450 μm . Essi sono immersi nei tessuti del setto mesenterico e circondati da uno strato endodermale. Il citoplasma è omogeneo e fortemente basofilo ed il nucleo (N) appare voluminoso con un unico nucleolo (NC) ben evidente (Figg. 89: a, b). Gli oociti maturi (*Mature Oocytes*) caratterizzati da un aumento considerevole delle diametro cellulare (450-1000 μm) si presentano avvolti da uno strato di cellule follicolari (CF), e sono ricchissimi di granuli di vitello proteico (VP) in seguito al processo vitello genetico in atto, che appaiono in colore rosa e di vescicole lipidiche (VL). Il nucleo non è più visibile in quanto migrato al polo animale dell'oocita. Tali oociti sono connessi ai mesenterici del polipo attraverso un corto peduncolo (P) di natura mesogleale circondato da una sottile mesolamella ricoperta dal gastroderma (Figg. 89: c, d).

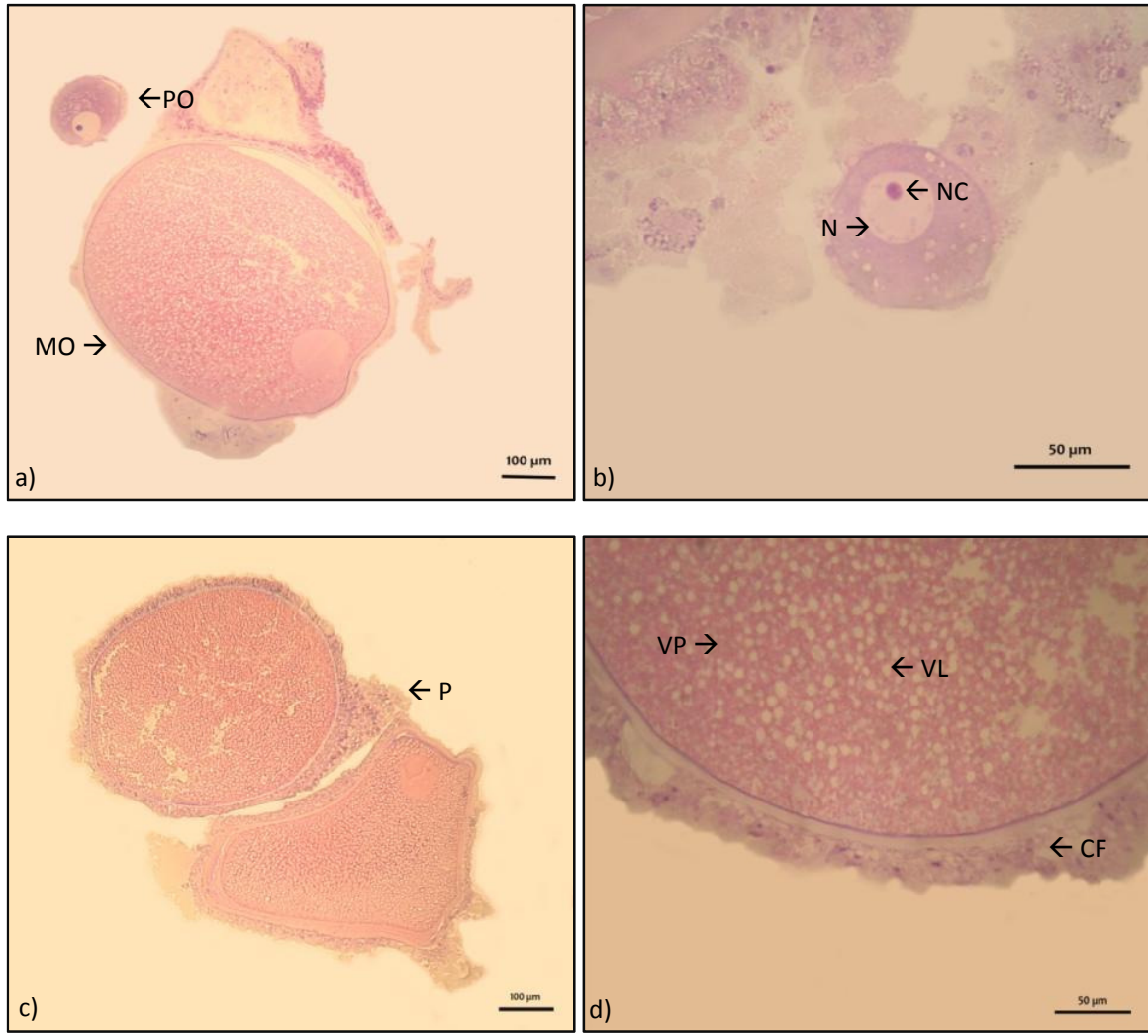


Fig. 8g- Caratteristiche istologiche degli oociti di *C. rubrum*



Nelle colonie maschili le cellule germinali occupano gli spermari. Sono stati rinvenuti esclusivamente cisti spermatiche mature che risultano essere impacchettate e che presentano gli spermatozoi intensamente colorati. Lo spazio centrale è solitamente cospicuo e talvolta sono visibili le code di alcuni spermatozoi (Fig. 90).

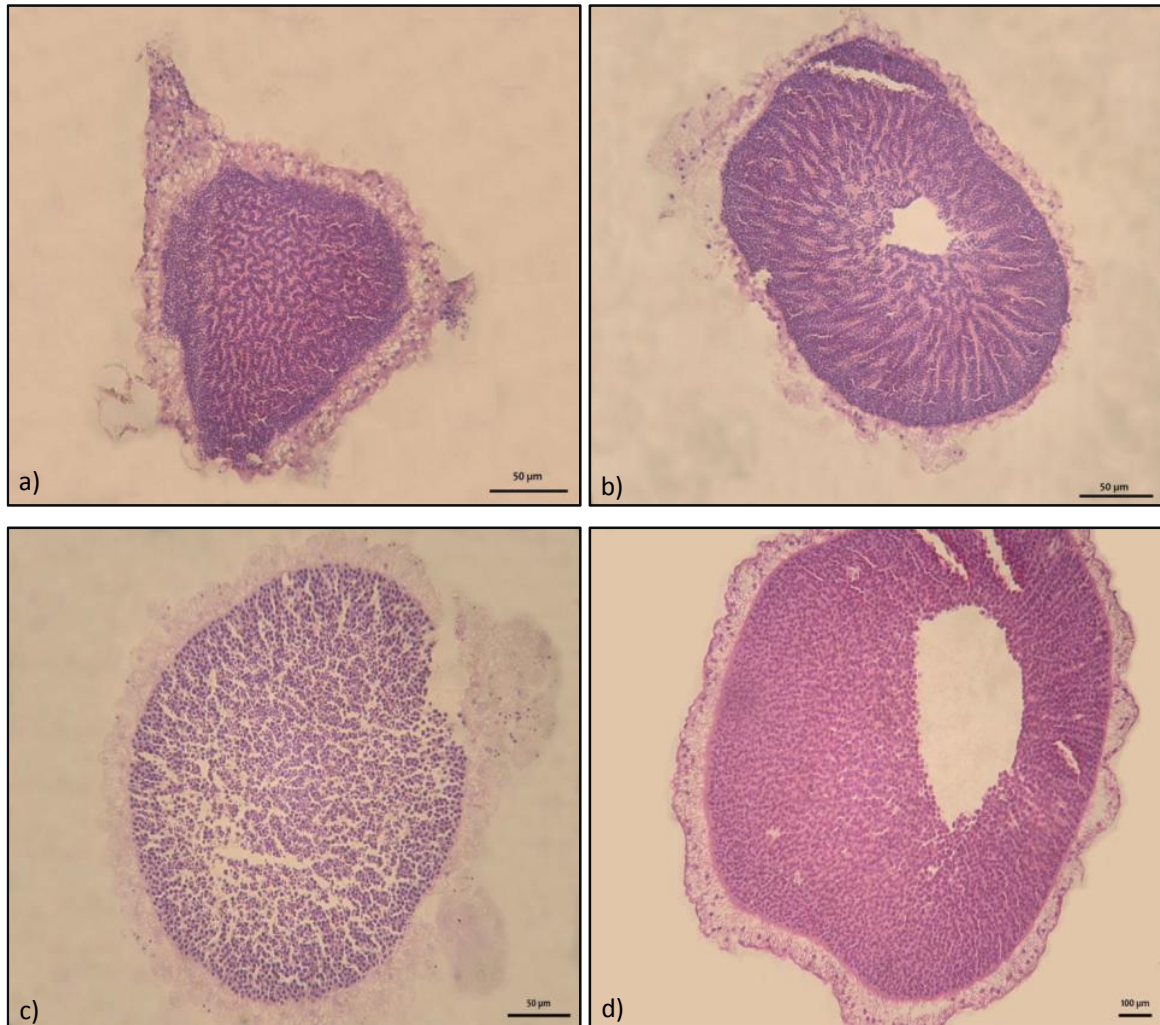


Fig. 90- Caratteristiche istologiche delle sacche spermatiche di *C. rubrum*



7.4 DISCUSSIONE

Diversi aspetti della biologia riproduttiva di *Corallium rubrum* sono stati studiati in passato, ma le conoscenze attualmente apprese sono comunque scarse. Fino ad oggi, eccetto per il lavoro storico di Lacaze-Duthiers (1864) realizzato in acque algerine, pochi lavori scientifici riguardano la riproduzione del corallo rosso in Mediterraneo (Vighi, 1970; Weinberg, 1979; Santangelo *et al.*, 2003; Torrents *et al.*, 2005; Tsounis, 2005; Tsounis *et al.*, 2006) che focalizzano l'analisi esclusivamente su popolazioni superficiali (<50 m). Non esistono pertanto lavori riguardanti la riproduzione e il ciclo vitale delle popolazioni di corallo rosso a livello profondo (>80 m) che indichino realmente quale sia l'output riproduttivo (fecondità, fertilità, etc.) delle colonie di grandi dimensioni.

Per questo motivo lo studio da noi effettuato ha cercato di fornire delle importanti informazioni, seppur preliminari, sulla biologia riproduttiva delle popolazioni profonde delle acque nord occidentali della Sardegna comprendendo l'analisi di una popolazione superficiale sempre della stessa area.

In primo luogo tutte le colonie da noi analizzate sono risultate gonocoriche sia a livello di polipo che a livello di colonia, andando a confermare quanto già osservato nei passati studi (Santangelo *et al.*, 2003; Tsounis *et al.*, 2006a; Vighi, 1970) ed escludendo qualsiasi forma di ermafroditismo della specie. L'analisi macroscopica delle gonadi rinvenute all'interno dei polipi ha permesso il riconoscimento del sesso delle colonie che è stato in seguito confermato attraverso l'osservazione di preparati istologici. La sex ratio non ha deviato significativamente da 1:1, sia nella popolazione profonda che in quella superficiale, come già noto dagli studi effettuati nel promontorio di Portofino (Vighi, 1970), nei mari liguri (Santangelo *et al.*, 2003) ed in Costa Brava (Mediterraneo nord occidentale, Tsounis *et al.*, 2006).

Le colonie campionate nei mesi di maggio e giugno hanno mostrato i polipi femminili e maschili con gonadi principalmente mature. Ciò va ad indicare che questi rappresentano sicuramente i mesi più prossimi alla fecondazione e al conseguente rilascio delle planule sia per le colonie profonde che per quelle superficiali, andando a confermare quanto già riportato in bibliografia nei quali veniva indicato un periodo riproduttivo con emissione larvale tra luglio ed agosto (Vighi, 1970; Weinberg, 1979; Santangelo *et al.*, 2003; Torrents *et al.*, 2005; Tsounis *et al.*, 2006). In entrambe le popolazioni femminili analizzate nel nostro studio, è stata rilevata la presenza di due classi oocitarie, la prima,



meno numerosa, composta da oociti immaturi con dimensioni comprese tra 50 e 450 μm , mentre la seconda, più abbondante, formata da oociti di elevate dimensioni ($>450 \mu\text{m}$) che a livello istologico sono risultati in vitello genesi terminale, quindi maturi. Per quanto riguarda le popolazioni maschili, le sacche spermatiche hanno presentato in entrambe una distribuzione di tipo unimodale, con spermatozoi ben visibili nel lume delle sacche a livello istologico. Anche in questo caso il nostro studio avvalorava quanto osservato in bibliografia, ovvero che gli oociti necessitano di uno sviluppo che va oltre i 12 mesi, mentre per le sacche spermatiche è sufficiente un anno (Vighi, 1972; Tsounis, 2006).

L'analisi delle dimensioni medie degli oociti nella popolazione di corallo profonda ha messo in evidenza che questi crescono all'aumentare delle classi di taglia delle colonie, mentre per le sacche spermatiche non è stato evidenziato alcun legame tra le dimensioni medie e la taglia delle colonie. Per quanto riguarda la popolazione superficiale sia le dimensioni medie degli oociti che delle sacche spermatiche non mostrano alcuna differenza significativa tra le classi analizzate. Il risultato delle colonie femmine conferma quanto già osservato da Tsounis *et al.* (2006), che sottolinea invece come nelle colonie maschili le dimensioni delle sacche spermatiche aumentino nelle colonie di dimensione maggiore.

L'elevato valore di fecondità totale (3,06 oociti per polipo) e il grande numero di gonadi maschili (5,49 sacche spermatiche per polipo) rilevati nella popolazione profonda, nettamente superiori ai valori rinvenuti per la popolazione superficiale, avvalorano l'ipotesi che la taglia di queste colonie (che a profondità $> 80 \text{ m}$ raggiungono altezze e livelli di ramificazione nettamente superiori) influisce sulla capacità riproduttiva di questa specie (Santangelo *et al.*, 2003; Torrents *et al.*, 2005; Tsounis *et al.*, 2006). La stessa indagine effettuata per classi di taglia ha evidenziato come a tali profondità anche le colonie di classe più piccola presentano un buon output riproduttivo.

Nella popolazione superficiale invece la fecondità totale rilevata è risultata abbastanza bassa, essendo pari a 0,57 oociti per polipo avvicinandosi ai valori trovati da Tsounis *et al.* (2006; 0,66 oociti per polipo nelle colonie di taglia maggiore e 0,58 oociti per polipo in quelle di taglia inferiore), mentre valori più alti pari a 0,87 oociti per polipi sono stati rinvenuti nella popolazione di Calafuria (Santangelo *et al.*, 2003). Per quanto riguarda le colonie di sesso maschile è stato da noi stimato che esse producono un numero medio di sacche spermatiche pari a 0,58 con un minimo di 1 gonade per polipo ed



un massimo di 6. Questi valori si discostano molto da quelli rinvenuti in bibliografia, dove si ritrovano 2,42 sacche spermatiche per polipo nelle colonie di grandi dimensioni e 1,74 sacche spermatiche per polipo in quelle più piccole (Tsounis *et al.*, 2006), mentre Santangelo *et al.*, (2003) riportano un valore di 6 in media. Lo studio da noi effettuato sulle ramificazioni di diverso livello ha evidenziato che sia nelle colonie di sesso femminile che in quelle di sesso maschile la fecondità aumenta nella porzione più distale della colonia per ridursi sulle ramificazioni più interne e quindi più prossime alla base discostandosi in parte da quanto riportato nei precedenti studi nei quali non sono state rilevate differenze significative tra tutti i livelli di ramificazione (Santangelo *et al.*, 2003).

Le colonie profonde di entrambi i sessi hanno presentato alti valori di fertilità quasi sempre prossimi al 100%. Mentre le colonie superficiali hanno mostrato valori molto bassi per la totalità della popolazione (15% nelle colonie di sesso femminile e 25% in quelle di sesso maschile) con una fertilità in diminuzione nei rami più prossimi alla base. Ciò non corrisponde a quanto osservato in bibliografia dove non sono presenti differenze tra le ramificazioni di diverso livello. Il dato bibliografico sottolinea inoltre che, per colonie con diametro basale inferiore ai 4,6 mm, è stata rilevata una fertilità che va dal 57% nella classe più piccola fino al 100% in quella più grande (Santangelo *et al.*, 2003), mentre nella popolazione della Costa Brava le colonie con 2-4 cm di altezza presentavano una fertilità pari al 60% e quelle con 4-6 cm di altezza una fertilità pari al 100% (Tsounis *et al.*, 2006). Tale limitata fertilità delle nostre colonie superficiali sarde potrebbe comunque essere dovuta alla numerosità limitata del campione, che verrà sicuramente ampliato in successive indagini.

La colonia femminile fertile più piccola da noi campionata nella popolazione profonda aveva un diametro pari a 6,1 mm corrispondente ad un'età di 19,7 anni (secondo il tasso di accrescimento stimato per la popolazione profonda dell'area della Sardegna nord-occidentale, vedi Capitolo 6) La colonia di sesso maschile più giovane, con diametro pari a 5,2 mm, risultava avere approssimativamente 16,7 anni. Assumendo che le colonie superficiali abbiano lo stesso tasso di accrescimento le età minime di prima maturità campionate sono state di 17 anni per le colonie femminili e 21 anni per quelle maschili. La taglia di prima maturità riportata dai nostri studi è sicuramente più elevata rispetto a quanto ritrovato in bibliografia, dove secondo l'accrescimento stimato da Marschal *et al.* (2004) sarebbe compresa tra 7 e 10 anni (in colonie di circa 3,6 mm di diametro basale, 24



mm di altezza e 0,6 g di peso umido, Torrents *et al.* (2006). Studi più recenti hanno evidenziato che l'età di prima maturità potrebbe essere più alta (Gallmetzer *et al.*, 2010) in quanto sembrerebbe che le colonie necessitino di 2 o 3 anni in più per sviluppare il primo anello di accrescimento. Conseguentemente l'età alla quale le colonie femminili diventano fertili raggiungerebbe approssimativamente i 10 anni (2 mm di diametro basale). Contrariamente le colonie maschili potrebbero sviluppare i gameti molto prima, infatti la colonia maschile fertile più giovane campionata presentava, infatti, un diametro basale di 1,2 mm, corrispondente ad un'età di 6 anni (Gallmetzer *et al.*, 2010).

La nostra è la prima indagine svolta sulla struttura sessuale e riproduttiva delle popolazioni di corallo rosso nei mari sardi e soprattutto a batimetrie superiori agli 80 m. I risultati ottenuti, insieme agli studi passati sul corallo rosso e altri otto coralli (Beiring & Lasker, 2000; Coma *et al.*, 1995; Santangelo *et al.*, 2003; Torrents *et al.*, 2005; Tsounis *et al.*, 2006) confermano come l'output riproduttivo del corallo rosso aumenti esponenzialmente all'aumentare delle dimensioni delle colonie. Infatti le colonie della popolazione profonda contengono un maggior numero di oociti e sacche spermatiche e possono produrre centinaia di planule in più rispetto alle colonie di piccole dimensioni, che durante la fase giovanile danno meno priorità alla riproduzione (Santangelo *et al.*, 2003; Torrents *et al.*, 2005; Tsounis *et al.*, 2006) grazie anche al numero di polipi che compongono le colonie senza dubbio superiore in quelle di grandi dimensioni.

Questo indica che ci si dovrebbe orientare su differenti strategie di gestione della risorsa che focalizzino sulla conservazione della struttura di taglia delle popolazioni tenendo conto delle differenze esistenti tra le popolazioni di diversi range batimetrici assicurando la conservazione di un output riproduttivo ottimale che salvaguardi la specie .



CAPITOLO 8

CONCLUSIONI

Negli ultimi decenni le risorse rinnovabili sono state soggette a numerosi disturbi di origine antropica (Bostford *et al.*, 1997; Harvell *et al.*, 1999; Jackson *et al.*, 2001). Tra questi uno dei principali è sicuramente l'eccessiva attività di pesca che causa una progressiva riduzione delle taglie e dell'abbondanza delle risorse (Dayton *et al.*, 1995; Jennings & Kaiser, 1998).

Tra le risorse biologiche marine esposte a tale disturbo nel *Mare nostrum*, il corallo rosso è sicuramente una delle più vulnerabili. Specie endemica del Mediterraneo *Corallium rubrum* (L. 1758), infatti, differisce in numerosi aspetti della sua biologia, da quella di altri organismi marini commercialmente sfruttati non trattandosi di un singolo individuo, ma di una colonia composta da una serie di moduli (polipi) ognuno di essi atti a produrre gameti. Essendo una specie sedentaria, almeno nello stadio adulto, l'unica capacità di dispersione, tra l'altro veramente limitata, dipende esclusivamente dai gameti e dalle larve, che in genere si fissano al substrato vicino alle colonie parentali. Questo comportamento porta ad una connessione flebile tra le popolazioni che diventa quasi nulla all'aumentare della distanza tra i siti, con conseguente isolamento genetico delle popolazioni (Abbiati *et al.* 1992,1993; Costantini *et al.* 2007a,b, 2010; Cannas *et al.* 2010). Per questo motivo, quando una popolazione di corallo rosso subisce un'eccessiva pressione di raccolta, non può contare sulle reclute delle popolazioni vicine per riuscire a ristabilirsi.

La forte richiesta di *C. rubrum* è principalmente attribuibile all'alto valore economico del suo scheletro assiale in carbonato di calcio utilizzato da secoli per la realizzazione di gioielli (Morel *et al.* 2000) oltre che per il suo uso apotropaico e curativo. All'inizio degli anni 80 cominciò ad accrescersi l'interesse della comunità internazionale per il cosiddetto "oro rosso" ma, data la difficoltà nel raggiungere gli habitat profondi nel quale si trovano le popolazioni di interesse commerciale, tutte le conoscenze sulla struttura dei banchi di corallo rosso e sulla biologia di questa specie fino ad oggi pervenute sono principalmente



risultati di studi effettuati su popolazioni di acque superficiali (<50 m) in acque spagnole (García-Rodríguez & Massò 1986), nelle acque italiane nei pressi di Toscana e Liguria (Bramanti *et al.* 2005, 2007, 2009, 2010; Cattaneo-Vietti *et al.* 1993; Cerrano *et al.* 2000, Santangelo *et al.* 1988, 1993, 1997, 1999, 2003, 2009; Vighi 1970) e in Francia presso Marsiglia (Garrabou & Harmelin 2002, Marschal *et al.* 2004). L'unica indagine riguardante le popolazioni profonde finora è quella svolta da Rossi *et al.* (2008) che, tramite l'utilizzo di un ROV, ha indagato un intervallo batimetrico compreso tra 50 e 230 m a Cap de Creus in Spagna.

Tutti questi lavori hanno evidenziato un generale sovrasfruttamento con conseguente marcato decremento delle taglie delle colonie presenti (Garrabou & Harmeling, 2002). Nonostante ciò, nel Mediterraneo nord-occidentale la risorsa si può considerare ancora abbondante (Torrents *et al.*, 2005). Ciò che maggiormente viene temuto per essa infatti non è un'estinzione ecologica ma piuttosto un'estinzione commerciale (Santangelo *et al.*, 2004).

A seguito della carenza di conoscenze riguardanti le popolazioni profonde, in questi ultimi quattro anni si è cercato di acquisire le nozioni riguardanti la loro bioecologia. A questo scopo sono stati effettuati dei campionamenti nella costa settentrionale ed occidentale della Sardegna su banchi commerciali di corallo (>80 m), grazie alla collaborazione del Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia dell'Università degli Studi di Cagliari con i subacquei corallari professionisti.

La pesca del corallo in Sardegna ha una storia millenaria (Tescione 1965). Essa si intreccia con le aspirazioni egemoniche di genovesi, pisani, marsigliesi e catalani. Da ciò si potrebbe dedurre che la pesca del corallo in Sardegna fosse una prerogativa dei forestieri e che i sardi stessi non fossero coinvolti nella raccolta della preziosa raccolta e tantomeno nella sua lavorazione (Zanetti, 1946). Si deve agli studi di Parona (1883), condotti in Sardegna per il Ministero dell'Industria e del Commercio nel 1882, il merito di aver fornito una mappa dettagliata dei maggiori banchi coralliferi sardi. Si susseguono perciò nei secoli una serie di regolamenti e carte reali per il controllo delle attività di prelievo. In tutto questo tempo la raccolta del prezioso oro rosso è stata accompagnata da un'evoluzione degli attrezzi da pesca, passando dalla raccolta fortuita sulla spiaggia, a mezzi distruttivi come l'ingegno e la croce di Sant'Andrea per arrivare alle moderne tecnologie che consentono ai subacquei di immergersi fino a 120 m di profondità e prelevare le colonie



per mezzo di una piccozza. Quest'ultimo è l'unico mezzo ad oggi concesso in Sardegna per lo sfruttamento di tale risorsa. Secondo quanto stabilito dalla L.R. n. 59 con i vari decreti ad essa annessi. Approfondire quindi le conoscenze riguardanti la dinamica di popolazione del corallo rosso profondo e la sua biologia studiandone l'ecologia, l'accrescimento e l'aspetto riproduttivo, si è rivelato utile anche per il perfezionamento della regolamentazione regionale ormai in atto da 30 anni e in continuo miglioramento grazie al supporto tecnico e scientifico da noi apportato.

La struttura demografica ottenuta dai dati raccolti per il nostro lavoro ha evidenziato come le dimensioni delle colonie siano molto più elevate negli ambienti profondi, esse infatti mostrano altezze e diametri maggiori rispetto alle colonie degli ambienti superficiali riportate dagli studi trovati in bibliografia (Abbiati *et al.*, 1999; Bramanti *et al.*, 2005; Santangelo *et al.*, 1993; 1999; 2007).

Ciò infatti concorda con quanto osservato da Rossi *et al.* (2006) e Tsounis *et al.* (2007) che hanno effettuato un confronto tra popolazioni superficiali (15-60 m) e profonde (61-100 m) della Costa Brava (Spagna). Questi autori hanno infatti messo in evidenza le maggiori dimensioni presenti nelle colonie profonde rispetto a quelle superficiali. Tuttavia, le dimensioni individuate per la popolazione profonda, risultano inferiori a quelle da noi rilevate.

Dalla nostra analisi, svolta sia mediante il monitoraggio ROV sia dallo studio morfometrico, è emerso come *C. rubrum* presenti delle differenti strutture di popolazione nelle tre macroaree indagate: costa settentrionale, nord occidentale e sud occidentale. Infatti le popolazioni hanno mostrato dei diametri medi molto simili tra loro raggiungendo delle altezze massime completamente diverse. In particolare le colonie dell'area settentrionale appaiono più corte e tozze mentre quelle nord occidentali più alte e più sottili. Nella Sardegna sud occidentale invece le colonie presentano una morfologia intermedia tra quelle appena descritte. Le analisi effettuate hanno messo in evidenza un rallentamento nella crescita con l'aumentare dell'età della colonia, quindi parametri come l'altezza subiscono nel tempo un rallentamento nell'accrescimento. Sicuramente nella prima fase dell'accrescimento l'aumento dell'altezza per la colonia è indispensabile per potersi elevare rispetto al substrato, successivamente è più importante aumentare il numero di moduli e quindi di superficie disponibile per la nutrizione e per la riproduzione. Tale incremento si effettua indirizzando una maggior energia allo sviluppo delle



ramificazioni (Cocito *et al.* 2003). Questo va quindi a conferma del fatto che la crescita degli organismi modulari può essere illimitata (Jackson *et al.* 1986, Sebens 1983), ma subisce comunque l'influenza di fattori ambientali (Coma *et al.* 1998).

La differenza riscontrata nella morfologia delle colonie delle diverse aree di indagine potrebbe essere attribuita sia a fattori antropici che ambientali. Le diverse correnti alle quali sono sottoposte l'area settentrionale e nord occidentale possono essere uno di questi fattori. La costa settentrionale infatti è soggetta ad un vortice di venti orientali ed occidentali, queste determinano correnti che limiterebbe lo sviluppo in altezza delle colonie, che dunque concentrano le energia nell'ispessimento delle ramificazioni. La costa nord occidentale invece è soggetta ai forti venti di maestrale che individuano principalmente una corrente proveniente da nord con velocità inferiore, caratteristiche queste che sembrerebbero consentire una maggiore crescita in altezza delle colonie.

Data questa spiccata differenza tra le colonie dell'area settentrionale e nord occidentale, su di esse è stata rivolta l'attenzione per effettuare lo studio riguardante l'accrescimento. Le nostre analisi hanno confermato quanto già osservato dagli studi sulle colonie superficiali (Garcia-Rodríguez & Massò 1986, Garrabou & Harmelin 2002, Santangelo *et al.* 1993) ovvero che la misura che meglio descrive l'età è il diametro basale. Le misurazioni del diametro basale sono quindi uno strumento utile, insieme al tasso di accrescimento basale medio della popolazione, per ottenere una stima indiretta dell'età delle colonie.

Il metodo indiretto della colorazione della matrice organica delle sezioni sottili delle basi delle colonie (Marschal *et al.* 2004) ha consentito pertanto di individuare e leggere gli anelli di crescita in esse presenti, e stimare l'età delle colonie campionate e i tassi di accrescimento delle diverse zone. Tale analisi ha permesso di constatare che le colonie delle due aree hanno effettivamente un diverso tasso di accrescimento basale, più lento nelle colonie della costa settentrionale e più veloce in quelle della costa nord occidentale, confermando così la diversa morfologia delle colonie nelle due aree di indagine.

Tale differenza è stata ulteriormente confermata dalle curve di crescita, mostrando che a parità di età le colonie settentrionali e nord occidentali raggiungono diametri e pesi maggiori, quindi le colonie della popolazione nord occidentale sono risultate caratterizzate da accrescimenti più rapidi.

Il confronto con i tassi di accrescimento delle colonie superficiali italiane e spagnole (Vielmini *et al.* 2010, Gallmetzer *et al.* 2010), ha permesso di evidenziare tassi di



accrescimento superiori per le colonie profonde, indicando dunque che queste presentano una maggiore velocità di crescita.

La valutazione dell'aspetto riproduttivo della popolazione superficiale e profonda della costa nord occidentale ha confermato quanto già osservato nei passati studi (Santangelo *et al.* 2003; Tsounis *et al.* 2006a; Vighi 1970), ovvero che le colonie sono gonocoriche sia a livello di polipo che a livello di colonia escludendo qualsiasi forma di ermafroditismo della specie. La popolazione profonda ha mostrato gonadi femminili e maschili per lo più mature andando a dimostrare che maggio e giugno sono i mesi più prossimi alla fecondazione e al conseguente rilascio delle planule, similmente a quanto osservato per le colonie superficiali (Vighi 1970, Weinberg 1979, Santangelo *et al.* 2003, Torrents *et al.* 2005, Tsounis *et al.* 2006). L'andamento bimodale degli oociti e quello unimodale degli spermari hanno dimostrato che gli oociti necessitano di uno sviluppo che va oltre i 12 mesi, mentre per le sacche spermatiche è sufficiente un anno, similmente a quanto osservato in bibliografia (Vighi 1972, Tsounis 2006). Nella popolazione profonda è stato riscontrato un valore di fecondità totale molto alto rispetto a quello stimato per la popolazione superficiale, che presentava invece un valore molto ridotto. Ugualmente per i valori di fertilità, le colonie della popolazione profonda hanno presentato percentuali massime pari anche al 100% contrariamente a quelle della popolazione superficiale. Ciò non corrisponde a quanto osservato in bibliografia nella quale vengono riportati valori di fertilità abbastanza alti (57% in Santangelo *et al.* 2003) anche se non paragonabili a quelli delle popolazioni profonde; unica eccezione si ha per i valori rinvenuti da Tsounis *et al.* (2006) che talvolta per colonie superficiali ha riportato una fertilità uguale al 100%. Si denota quindi come le popolazioni profonde, rispetto a quelle superficiali (Beiring & Lasker 2000, Coma *et al.* 2006, Santangelo *et al.*, 2003; Torrents *et al.*, 2005; Tsounis *et al.*, 2006), abbiano una capacità riproduttiva molto più elevata, confermando come l'output riproduttivo del corallo rosso aumenti esponenzialmente all'aumentare delle dimensioni delle colonie. Queste colonie, infatti, possedendo un numero di polipi molto più elevato sarebbero in grado di produrre centinaia di planule in più rispetto alle colonie di piccole dimensioni (Santangelo *et al.*, 2003; Torrents *et al.*, 2005; Tsounis *et al.*, 2006).

Quanto ottenuto non fa altro che provare con più robustezza, una maggior resilienza delle popolazioni di corallo profonde rispetto a quelle superficiali. Le colonie profonde infatti hanno un accrescimento più veloce e una maggior capacità riproduttiva che



consentirebbe loro di ristabilirsi, in seguito ad una perturbazione sia ambientale che di natura antropica, in maniera più veloce rispetto alle colonie superficiali, che non solo hanno un accrescimento più lento ma anche un ridotto output riproduttivo, dato dal limitato numero di moduli presenti.

Nonostante la regolamentazione vigente in Sardegna per 30 anni abbia permesso di conservare la risorsa corallo rosso in una “buona condizione ecologica”, come indicato dall’applicazione del *biomass model* (Caddy, 1993) ai valori di età da noi stimati per le colonie sarde raccolte, le differenze tra i tassi di accrescimento riscontrate nelle diverse aree di indagine e la diversa capacità riproduttiva a differenti batimetrie, insieme all’isolamento genetico che caratterizza questa specie, renderebbe opportuno non incrementare in futuro lo sforzo di raccolta e definire la gestione della risorsa ad un livello geografico più localizzato supportato da continui monitoraggi scientifici.



BIBLIOGRAFIA

- Abbiati M., Buffoni G., Caforio G., Di Cola G., Santangelo G. (1992). Harvesting, predation and competition effects on a red coral population. *Netherlands Journal of Sea Research*, 30: 219-228.
- Abbiati M., Santangelo G., Novelli S. (1993). Genetic variation within and between two Tyrrhenian populations of the Mediterranean alcyonarian *Corallium rubrum*. *Marine Ecology Progress Series* 95: 245-250.
- Abel E.F. (1970). Über den Tentakelapparat der Edelkoralle *Corallium rubrum* und seine Funktion beim Beutefangverhalten. *Oecologia* 4: 133-142.
- Allemand D., Cuif J.P., Watanabe N., Oishi M., Kawaguchi T. (1994). The organic matrix of skeletal structures of the Mediterranean red coral, *Corallium rubrum*. In: Allemand, D., Cuif, J.P. (Editors), 7th Int. Symp. Biomineralization, Monaco, 17-20 November 1993. , *Bull Inst Océanogr Monaco*, no spécial 14 (1): 129-139.
- Arntz W.E., Gili G.M., Reise K. (1999). Unjustifiably ignored: Reflections on the role of benthos in marine ecosystems. In: Gray JS et al. (eds) *Biogeochemical cycling and sediment ecology Kluwer academic publishers, Netherlands* pp 105-124.
- Bak R.P.M., Meesters E.H. (1998). Coral population structure: the hidden information of colony size frequency distributions. *Mar Ecol Prog Ser* 162: 301-306.
- Ballesteros E. (1991). Structure of a deep-water community of *Halimeda tuna* (Chlorophyceae, Caulerpales) from the northwestern Mediterranean. *Collectanea Botanica* 20: 5-21.
- Ballesteros E. (1992). Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució. *Barcelona: Institut d'Estudis Catalans, Arxius Secció Ciències* 101: 1-616.
- Bavestrello G., Cattaneo-Vietti R., Cerrano C. and Pronzato R. (1997). Studio morfologico degli scleriti di *Corallium rubrum* provenienti da diverse popolazioni mediterranee. *Eds Cicogna, Bavestrello, Cattaneo*.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR (1987). *Ecology. Individuals populations and communities. Blackwell Scientific Publications, Oxford*.
- Beiring E.A., Lasker H.R. (2000). Egg production by colonies of a gorgonian coral. *Marine Ecology-Progress Series* 196: 169-177.
- Bertuccelli M. (1999). Dinamica della formazione del popolamento a coralligeno su substrati artificiali. *Tesi di Laurea. Università degli studi di Pisa*.
- Boccone P. (1674). Recherches & observations touchant le corail, la



- pierre étoilée, les pierres de figure de coquilles, etc., Amsterdam.
- Botsford L.W., Castilla J.C., Peterson C.H. (1997). The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277: 509-515.
- Boudouresque C.F. (1970). Recherches sur bionomie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles en Méditerranée occidentale (fraction algale). Thèse. Université d'Aix-Marseille II.
- Boudouresque C.F. (2004). Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 20: 997-146.
- Bramanti L. (2003). Dinamica di popolazione ed adattamenti demografici di una popolazione costiera di corallo rosso (*Corallium rubrum* L. 1758) con particolare riferimento al reclutamento. PhD Thesis, Università degli Studi di Pisa.
- Bramanti L., Iannelli M., Santangelo G. (2009). Mathematical modelling for conservation and management of gorgonians corals: young and old, could they coexist? *Ecological Modelling*, 220(21): 2851-2856.
- Bramanti L., Magagnini G., De Maio L., Santangelo G. (2005). Recruitment, early survival and growth of the Mediterranean red coral *Corallium rubrum* (L 1758), a 4-year study. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology* 314: 69-78.
- Bramanti L., Rossi S., Tsounis G., Gili J., Santangelo G. (2007). Settlement and early survival of red coral on artificial substrates in different geographic areas: some clues for demography and restoration. *Hydrobiologia* 580(1): 219-224.
- Bramanti L., Vielmini I., Santangelo G. (2010). Long-term settlement plates: some clues for demography and restoration of mediterranean red coral (*Corallium rubrum*) shallow water populations. In: Bussoletti, E., Cottingham, D., Bruckner, A., Roberts, G., Sandulli, R. (Editors), *Proceedings of the International Workshop on Red Coral Science, Management, and Trade: Lessons from the Mediterranean*. NOAA Technical Memorandum CRCP-13, Silver Spring, MD, Napoli pp. 159-164.
- Brazeau D.A., Lasker H.R. (1988). Inter- and intraspecific variation in gorgonian colony morphology: quantifying branching patterns in arborescent animals. *Coral Reefs* 7: 139-143.
- Brazeau D.A., Lasker H.R. (1989). The Reproductive Cycle and Spawning in a Caribbean Gorgonian. *Biol. Bull.* 176: 1-7.
- Bruckner A.W., Roberts G.G. (2009). Proceedings of the First International Workshop on Corallium Science, Management, and Trade. NOAA Technical Memorandum. NMFS-OPR-43 and CRCP-8, NOAA, Silver Spring, MD.



- Caddy J.F. (1993). Background concepts for a rotating harvesting strategy with particular reference to the mediterranean red coral, *Corallium rubrum*. *Mar. Fish. Rev.* 55(1): 10-18.
- Cannas R., Caocci F., Follesa M.C., Grazioli E., Pedoni C., Pesci P., Sacco F., Cau A. (2010). Multidisciplinary data on the status of red coral (*Corallium rubrum*) resource in Sardinian seas (central western Mediterranean). In: Bussoletti, E., Cottingham, D., Bruckner, A., Roberts, G., Sandulli, R. (Editors), *Proceedings of the International Workshop on Red Coral Science, Management, and Trade: Lessons from the Mediterranean*. NOAA Technical Memorandum CRCP-13, Silver Spring, MD, Napoli pp. 40-57.
- Caswell H (2001). Matrix population models. construction, analysis and interpretation. *Sinauer Associates Publishers, Sunderland, MA*.
- Cattaneo-Vietti R., Bavestrello G., Senes L. (1993). Red coral from the Portofino promontory. In: Cicogna, F., Cattaneo, R. (Eds.), *Red coral in the Mediterranean sea: Art, History and Science*. . Min. Ris. Al. Agr. For , Roma pp. 181-200.
- Cerrano C., Bavestrello G., Bianchi C.N., Cattaneo-Vietti R., Bava S., Morganti C., Morri C., Picco P., Sara G., Schiaparelli S., Siccardi A. & Sponga F. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters* 3(4): 284-293.
- Cerrano C., Bavestrello G., Cicogna F., Cattaneo-Vietti R. (1999). Nuove esperienze sul trapianto e sugli effetti del prelievo di corallo rosso nel mar ligure. In: Cicogna, F., Bavestrello, G., Cattaneo-Vietti, R. (Eds.), *Biologia e tutela del corallo rosso e di altri ottocoralli del Mediterraneo*. Ministero per le Politiche Agricole, Roma pp. 57-73.
- Chappell J. (1980). Coral morphology, diversity and reef growth. *Nature* 286: 249-252.
- Chessa L.A., Cudoni S. (1989). Red coral, *Corallium rubrum* (L.), fishing in the "Bocche di Bonifacio" (Northern Sardinia, Italy). *FAO Fisheries Report (FAO)*, *FAO, Rapport sur les Peches (FAO)*, no. 413 *Conference: Technical Consultation on Red Coral of the Mediterranean*. 2, *Consultation Technique sur le Corail Rouge de la Mediterranee*. Torre del Greco (Italy), 27-30 Sep 1988. *FAO, Rome (Italy)*. *General Fisheries Council for the Mediterranean, FAO, Rome (Italy)*. *Conseil General des Peches pour la Mediterranee* 113-123 pp.
- Chessa L.A., Pais A., Cudoni S. (1992). Indagine su *Corallium rubrum* (L) nel promontorio di Punta Giglio (Sardegna nord-occidentale). *Oebalia*, suppl. XVII: 485-493.
- Chintiroglou H., Dounas C., Koukouras A. (1989). The presence of *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758) in the eastern Mediterranean Sea. *Mitteilungen aus dem*



- Zoologischen Museum in Berlin 65: 145-149.
- Cicogna F. (2000). Il corallo rosso del Mediterraneo (*Corallium rubrum*): pesca e legislazione per una corretta gestione della risorsa Corallo di ieri, corallo di oggi. *Atti del Convegno, Ravello, Villa Ruffolo, 13-15 dicembre 1996. Edipuglia, Bari.*
- Cloern J.E. (1982). Does the benthos control phytoplankton biomass in the south San Francisco bay? *Mar Ecol Prog Ser* 117: 173-183.
- Cocito S., Chiantore M., Santangelo G., Bavestrello G., Cerrano C., Mistri M., Peirano A., Pannacciulli F., Metalpa R.R. & Zupo V. (2003). Monitoraggio delle popolazioni animali naturali. *Biol Mar Medit* 10 (suppl): 327-366.
- Coma R., Gili J. M., Zabala M., Riera T. (1998). An energetic approach to the study of life-history traits of two modular benthic invertebrates. *Mar Ecol Prog Ser* 162: 89-103.
- Coma R., Gili J., Zabala M., Riera T. (1994). Feeding and prey capture cycles in the aposymbiotic gorgonian *Paramuricea clavata*. *Mar Ecol Prog Ser* 115: 257-270.
- Coma R., Gili J.M. (1995). Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Mar Ecol Prog Ser* 117: 173-183.
- Coma R., Linares C., Ribes M., Diaz D., Garrabou J., Ballesteros E. (2006). Consequences of a mass mortality in populations of *Eunicella singularis* (Cnidaria: Octocorallia) in Menorca (NW Mediterranean). *Mar Ecol Prog Ser* 327: 51-60.
- Costantini F., Fauvelot C., Abbiati M. (2007a). Fine-scale genetic structuring in *Corallium rubrum*: evidence of inbreeding and limited effective larval dispersal. *Marine Ecology-Progress Series* 340: 109-119.
- Costantini F., Fauvelot C., Abbiati M. (2007b). Genetic structuring of the temperate gorgonian coral (*Corallium rubrum*) across the western Mediterranean Sea revealed by microsatellites and nuclear sequences. *Molecular Ecology*, 16: 5168-5182.
- Costantini F., Taviani M., Remia A., Pintus E., Schembri P. J., Abbiati M. (2010). Deep-water *Corallium rubrum* (L., 1758) from the Mediterranean Sea: preliminary genetic characterisation. *Marine Ecology*, 31(2): 261-269.
- Cupido R., Cocito S., Sgorbini S., Bordone A., Santangelo G. (2008). Responses of a gorgonian (*Paramuricea clavata*) population to mortality events: recovery or loss? . *Aquat Cons Mar Freshw Ecosyst* 18: 984-992.
- Dantan J.L. (1928). Recherches sur la croissance du corail rouge (*Corallium rubrum* Lamarck). . *Bull Soc Zool France* 53: 42-46.
- Dayton P.K., Robilliard G.A., Paine R.T., Dayton L.B. (1974). Biological accommodation in the benthic



- community at Mc Murdo Sound, Antarctica. *Ecol Monographs* 44: 105-128.
- Dayton P.K., Thrush S.F., Agardy T., Hofman R.J. (1995). Viewpoint: Environmental effects of marine fishing. Aquatic conservation. *Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 205-232.
- De Toni G.B. (1915). Materiali raccolti nella Campagna di Esplorazione dei Banchi di Corallo eseguita dalla nave "Volta" nell'estate del 1913. Estratto della Rivista di pesca e idrobiologia Pavia Tipografia Collaborativa 1-3.
- Di Geronimo I., Rosso A., Sanfilippo R. (1994). I banchi fossiliferi di *Corallium rubrum* al largo di Sciacca (Canale de Sicilia). In: Cicogna, F., Bavestrello, G., Cattaneo-Vietti, R. (Eds.), *Il corallo rosso in Mediterraneo, arte, storia e scienza. Ministero Risorse Agricole Alimentari Forestali, Roma* pp. 75-107.
- Dodge R.E. (1982). Effects of drilling mud on the reef-building coral *Montastrea annularis*. *Mar Biol* 71: 141-147.
- Doneddu G., Fiori A. (2003). La pesca in Italia tra età moderna e contemporanea. Produzione, mercato, consumo. Editrice Democratica Sarda.
- FAO (1992) Fisheries Technical Paper T306/1Rev.1.
- Feldmann J. (1937). Recherches sur la Végétation Marine de la Méditerranée: la Côte des Albères. Rouen:Wolf.
- Fréchette M., Butman C.A., Geyer W.R. (1989). The importance of boundary-layer flow in supplying phytoplankton to the benthic suspension feeder, *Mytilus edulis*. *Limnol Oceanogr* 34: 19-36.
- Freiwald A., Beuck L., Rueggeberg A., Taviani M., Hebbeln D. (2009). The white coral community in the Central Mediterranean Sea Revealed by ROV Surveys. *Oceanography* 22(1): 58-74.
- Gallmetzer I., Haselmair A., Velimirov B. (2010). Slow growth and early sexual maturity: Bane and boon for the red coral *Corallium rubrum*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 90(1): 1-10.
- Garcia-Rodriguez M., Massò C. (1986a). Algunas bases para la determinación de la edad del coral rojo (*Corallium rubrum* L.) del Mediterráneo. *Bol Inst Esp Oceanogr* 3: 65-74.
- Garcia-Rodriguez M., Massò C. (1986b). Estudio biométrico de poblaciones del coral rojo (*Corallium rubrum* L.) del litoral de Gerona (NE de España). *Bol Inst Esp Oceanogr* 3: 61-64.
- Garcia-Rodriguez M., Massò C. (1986c). La barra italiana como arte de pesca del coral rojo (*Corallium rubrum* L.) en el mar del Alborán (SE de España). *Bol Inst Esp Oceanogr* 3: 83-92.
- Garcia-Rodriguez M., Massò C. (1986d). Modelo de explotación por buceo



- del coral rojo (*Corallium rubrum* L.) del Mediterráneo. *Bol Inst Esp Oceanogr* 3: 75-82.
- Garrabou J., Harmelin J.G. (2002). A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. *Journal of Animal Ecology*, 71(6): 966-978.
- Garrabou J., Perez T., Sartoretto S., Harmelin J.G. (2001). Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence region (France, NW Mediterranean). *Mar Ecol Prog Ser* 217: 263-272.
- Gatto M. (1985). Introduzione all'ecologia delle popolazioni. *Clup* 332 pp.
- Genin A., Paull C., Dillon W.(1992). Anomalous abundances of deep-sea fauna on a rocky bottom exposed to strong currents. *Deep-sea Res* 39: 293-302.
- GFCM (1984). Technical consultation on red coral resources in the Western Mediterranean. FAO Fisheries Report 306. FAO, Rome.
- GFCM (1989). Report of the second GCFM technical consultation on red coral in the Mediterranean. FAO Fisheries Report 413. FAO, Rome.
- GFCM (1993). Report on the Red Coral Symposium (Vicenza, Italy, 15-17 January), GFCM/FAO, Rome.
- GFCM (2010) Transversal Workshop on Red Coral (Alghero, Italy, 16-17 September). GFCM/FAO, Rome.
- Giannini F., Gili J.M., Santangelo G. (2003). Relationships between the spatial distribution of red coral *Corallium rubrum* and coexisting suspension feeders at Medas Islands Marine Protected Area (Spain). *Italian Journal of Zoology* 70(3): 233- 239.
- Gili J.M., Coma R. (1998) Benthic suspension feeders in marine food webs. *Trends in Ecology and Evolution*. 13(8):297-307.
- Grigg R.W. (1974). Distribution and abundance of precious corals in Hawaii. , Proc. 2nd.Internat. Coral Reef Sym.
- Grigg R.W. (1976). Fisheries management of precious and stony corals in Hawaii. *Unihi-Seagrant, Tr-77-03. Honolulu.*
- Grigg, R.W. (1984). Resource management of precious corals: a review and application to shallow water reef building corals. *Marine Ecology* 5: 57-74.
- Grigg, R.W. (1993). Precious coral fisheries of Hawaii and the U.S. Pacific Islands. . *Marine Fisheries Review* 55: 50-60.
- Harmelin J.G. (2010). Lacaze-Duthiers' legacy: advances in scientific knowledge of *Corallium rubrum* from french works after 1864. In: Bussoletti, E., Cottingham, D., Bruckner, A., Roberts, G., Sandulli, R. (Editors), *Proceedings of the International Workshop on Red*



- Coral Science, Management, and Trade: Lessons from the Mediterranean*. NOAA Technical Memorandum CRCP-13, Silver Spring, MD, Napoli pp. 10-18.
- Harmelin J.G., Charbonnier D., Garcia S. (1984). Biologie du corail rouge. Parametres de populations, croissance et mortalite naturelle. *Etat des connaissances en France*. *FAO Fisheries Report (FAO)*, n°. 306 *Conference: Technical Consultation on Red Coral Resources of the Western Mediterranean and their Rational Exploitation*. Palma de Mallorca (Spain), 13 Dec 1983. FAO: 99-103 pp.
- Harvell C.D., Grosberg R.K. (1988). The timing of sexual maturity in clonal animals. *Ecology* 69:1855-1864.
- Harvell C.D., Kim K., Burkholder J.M., Colwell R.R., Epstein P.R., Grimes D.J., Hofmann E.E., Lipp E.K., Osterhaus A.D.M.E., Overstreet R.M., Porter J.W., Smith G.W. & Vasta G.R. (1999). Emerging marine diseases - climate links and anthropogenic factors. *Science* 285: 1505-1510.
- Hong J S. (1982). Contribution à l'étude des peuplements d'un fond coralligène dans la région marseillaise en Méditerranée Nord-Occidentale. *Bulletin of Korea Ocean Research and Development Institute* 4, 27-51.
- Horton R.E. (1932) Drainage basin characteristics. *Eos Trans Am Geophys Union* 13:350-361.
- Horton R.E. (1945) Erosional development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geol Soc Am Bull* 56:275-370.
- Hubbard J.A.E.B., Pocock Y.P. (1972). Sediment rejection by recent scleractinian corals: a key to paleoenvironmental reconstruction. *Geol Rundsch* 61: 598-626.
- Hughes T.P. & Connell J.H. (1999). Multiple stressors on coral reefs: a long-term perspective. *Limnology and Oceanography*, 44: 932-940.
- Hughes T.P. & Tanner J.E. (2000). Recruitment failure, life histories, and long-term decline of Caribbean corals. *Ecology* 81: 2250-2263.
- Jackson J (1986) Models of dispersal of clonal benthic invertebrates: consequences for species' distributions and genetic structure of local populations. *Bull Mar Sci* 39:588-606.
- Jackson J.B.C., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R., Erlandson J., Estes J.A., Hughes T.P., Kidwell S., Lange C.B., Lenihan H.S., Pandolfi J.M., Peterson C.H., Steneck R.S., Tegner M.J., Warner, R.R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- Jennings S. & Kaiser M.J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34, 351 pp.



- Jones C.J., Lawton J.H., Shachak. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Karlson R.H. (1986). Disturbance, colonial fragmentation, and size-dependent life history variation in two coral reef cnidarians. *Mar Ecol Prog Ser* 28:245-249.
- Kinzie R.A. (1973). The zonation of west Indian gorgonians. *Bull Mar Sci* 23: 93-155.
- Laborel J. (1987). Marine biogenic constructions in the Mediterranean. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 13: 97-126.
- Laborel J., Vachelet J. (1961). Etude de Peuplement d'une grotte sous-marine du golfe de Marseille. *Bull Ist Ocean Monaco* 1120:1-20.
- Lacaze-Duthiers H. (1864). Histoire naturelle du corail. *J.B. Bailière et Fils. Paris: XXV + 371 pages.*
- Lasker H.R. (1980). Sediment rejection by coral reefs: the roles of behaviour and morphology of *Montastrea cavernosa*. *J Exp Mar Biol Ecol* 47: 77-87.
- Lasker H.R., Coffroth M.A. (1999). Responses of clonal reef taxa to environmental change. *Am Zool* 39: 92-103.
- Laubier L. (1966). Le coralligène des Albères: monographie biocénotique. *Annales de l'Institut Océanographique de Monaco* 43, 139-316.
- Linares C., Coma R., Diaz D., Cabala M., Hereu B., Danart L. (2005). Immediated and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 305: 127-137.
- Liverino B. (1998). Il corallo : dalle origini ai nostri giorni Arte tipografica, Napoli.
- Marchetti R. (1965) Ricerche sul corallo rosso della costa ligure e Toscana. Distribuzione geografica. *Rend Ist Lomb ci Lett B* 99:255-278.
- Marini M., Ferru M.L. (1989). Il corallo : storia della pesca e della lavorazione in Sardegna e nel Mediterraneo. Cagliari.
- Marschal C., Garrabou J., Harmelin J., Pichon M. (2004). A new method for measuring growth and age in the precious red coral *Corallium rubrum* (L.). *Coral Reefs* 23: 423-432.
- Martí R., Uriz J.M., Ballesteros E., Turon X. (2005). Seasonal variation in structure of three algal communities under different light conditions. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 64: 613-622.
- Martí R., Uriz J.M., Ballesteros E., Turon X. (2004). Benthic assemblages in two Mediterranean caves: species diversity and coverage as a function of abiotic parameters and geographic distance. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84: 557-572.



- Martin D'A., Le Tissier A. (1988) The growth and formation of branch tips of *Pocillopora damicornis* (Linnaeus). *J Exp. Mar. Biol. Ecol.* 124: 115-131.
- Mattone A., Sanna P. (1994). Per una storia economica e civile della città di Alghero in Alghero, la Catalogna, il Mediterraneo. Gallizzi, Sassari.
- Maxia A. (1956). Documenti inediti sulla pesca del corallo in Sardegna nei secoli XVII e XVIII, Cagliari economica. Tipografia Valdes, Cagliari.
- Mitchell N.D., Dardeau M.R., Schroeder W.W. (1993). Colony morphology, age structures and relative growth of two gorgonian corals, *Leptogoria bebes* (Verrill) and *Leptogoria virgulata*. From the northern gulf of Mexico.
- Morel J. P., Rondi-Costanzo C., Ugolini D. (2000). Corallo di ieri, corallo di oggi : atti del Convegno, Ravello, Villa Ruffolo, 13-15 dicembre 1996. *Edipuglia*, Bari.
- Officer C.B., Smayada T.J., Mann R. (1982). Benthic filter-feeding: A natural eutrophication control. *Mar Ecol Prog Ser* 9:203-210.
- Orejas C., Gili G.M., Lopez-Gonzales P.J., Arntz W.E. (2001). Feeding strategies and diet composition of four Atlantic cnidarian species. *Polar Biol* 24: 620-627.
- Parona C. (1883). Il corallo in Sardegna : relazione presentata a S. E. il Ministro di Agricoltura, Industria e Commercio *Tip. Eredi Botta*, Roma.
- Pax F., Muller I. (1962). Die Anthozoenfauna der Adria. *Fauna et Flora Adriatica*, Split 3: 1-343.
- Pedoni C. Follesa M.C., Cannas R., Matta G., Pesci P., Cau A. (2009). Preliminary data on red coral (*Corallium rubrum*) population of Sardinian Sea (Western Mediterranean). In: *Pergent-Martini, Brichet (Editors), Proceedings of the 1st symposium on conservation of the coralligenous bio-concretions (Tabarka 16-19 January 2009)*. RAC/SPA publ. Tunis.
- Pérès J., Picard J.M. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 31(47): 1-131.
- Peres J.M., Picard J. (1964). Nouveau Manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec Trav Stat Mar Endoume* 47: 1-37.
- Perez T. Garrabou J., Sartoretto S., Harmelin J.G., Francour P., Vacelet J. (2000). Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale Mass mortality of marine invertebrates: an unprecedented event in the Northwestern Mediterranean. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 323(10): 853-865.
- Petersen J. K., Riisgard H. U. (1992). Filtration capacity of the ascidian



- Ciona intestinalis* (L.) and its grazing impact in a shallow fjord. *Mar Ecol Prog Ser* 88: 9-17.
- Picciano M., Ferrier-Pagès C. (2007). Ingestion of pico- and nanoplankton by the Mediterranean red coral *Corallium rubrum*. *Mar Biol* 150: 773-782.
- Pile A.J., Patterson M.R., Witman J.D., 1996. In situ grazing on plancton < 10 µm by the boreal sponge *Mycale lingua*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 141 :95 -102.
- Pitcher T.J., Hart P.J.B. (1982) Fisheries ecology. *Chapman and Hill*. 414 pp
- Ribes M., Coma R., Gili J.M. (1999). Heterogeneous feeding in benthic suspension feeders: the natural diet and grazing rate of the temperate gorgonian *Paramuricea clavata* (Cnidaria: Octocorallia) over a year cycle. *Mar Ecol Prog Ser* 183: 125-137.
- Ricklief R E. (1997). *Ecologia*. Zanichelli, Bologna.
- Riegl B. (1995). Effects of sand deposition on scleractinian and alcyonacean corals. *Mar Biol* 121: 517-526.
- Riegl B., Heine C., Branch G.M. (1996). Function of funnel-shaped coral growth in a high-sedimentation environment. *Mar Ecol Prog Ser* 145: 87-93.
- Riisgard H.U., Jensen A.S., Jørgensen C. (1998). Hydrography, near bottom currents, and grazing impact of filter-feeding ascidian *Ciona intestinalis* in a Danish fjord. *Ophelia*. 49: 1-16.
- Roark E.B., Guilderson T.P., Dunbar R.B., Ingram L. (2006). Radiocarbon-based ages and growth rates of Hawaiian deep-sea corals. *Mar Ecol Prog Ser* 327: 1-14.
- Romano J.C., Bensoussan N., Younes W.A.N., Arlhac D. (2000). Anomalie thermique dans les eaux du golfe de Marseille durant l'été 1999. Une explication partielle de la mortalité d'invertébrés fixés? *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 323(4): 415-427
- Rossi S., Tsounis G. (2007). Temporal and spatial variation in protein, carbohydrate, and lipid levels in *Corallium rubrum* (Anthozoa, Octocorallia). *Marine Biology* 152: 429-439.
- Rossi S., Tsounis, G., Orejas, C., Padrón, T., Gili J.M., Bramanti, L., Teixidó, N., Gutt, J. (2008). Survey of deep-dwelling red coral (*Corallium rubrum*) populations at Cap de Creus (NW Mediterranean). *Marine Biology* 154(3): 533-545.
- Russo G., Ulianich L., Cicogna, F., (1999). Autotomia e frammentazione, una nuova strategia riproduttiva per il corallo rosso. In: Cicogna, F., Bavestrello, G., Cattaneo-Vietti, R. (Eds.), *Red coral and other Mediterranean octocorals: biology and protection*. Ministero per le Politiche Agricole, Roma pp. 45-55.
- Sakai K. (1998). Delayed maturation in the colonial coral *Gonasteria*



- aspera* (Scleractina): whole-colony mortality, colony growth and polyp egg production. *Res Popul Ecol* 40:287-292.
- Santangelo G., Abbiati M. (2001). Red coral: conservation and management of an over-exploited Mediterranean species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11(4): 253-259.
- Santangelo G., Abbiati M., Caforio G. (1993). Age structure and population dynamics in *Corallium rubrum* (L.). In: Cicogna, F., Cattaneo, R. (Eds.), *Red Coral in the Mediterranean Sea*. Min. Ris. Agr. Al. For., Roma pp. 131-157.
- Santangelo G., Abbiati M., Caforio, G. (1988). Structure of a red coral population. *Rapp P-V Réun Comm Int Explor Sci Mer Méditerr Monaco* 31: 19.
- Santangelo G., Bongiorno L., Buffoni G. (1997). Recruitment density-dependence in red coral population. *Biologia Mar Mediterr* 97: 277-281.
- Santangelo G., Bongiorno L., Giannini F., Abbiati M., Buffoni G. (1999). Age structure and population dynamics in *Corallium rubrum* (L. 1758). Ministero Politiche Agricole, Rome.
- Santangelo G., Bramanti L., Iannelli M. (2007). Population dynamics and conservation biology of the over-exploited Mediterranean red coral. *Journal of Theoretical Biology* 244(3): 416-423.
- Santangelo G., Carletti E., Maggi E., Bramanti L. (2003). Reproduction and population sexual structure of the overexploited Mediterranean red coral *Corallium rubrum*. *Marine Ecology-Progress Series* 248: 99-108.
- Santangelo G., Maggi E., Bramanti L., Bongiorno L. (2004). Demography of the over-exploited Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* L. 1758). *Scientia Marina* 68: 199-204.
- Sartoretto S. (1994). Structure et dynamique d'un nouveau type de bioconstruction à *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine (Corallinales, Rhodophyta). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Série III, Life Sciences* 317: 156-160.
- Sartoretto S., Verlaque M., Laborel J. (1996). Age of settlement and accumulation rate of submarine "coralligène" (-10 to -60 m) of the northwestern Mediterranean Sea; relation to Holocene rise in sea level. *Marine Geology* 130: 317-331.
- Sebens K.P. (1983). Larval and juvenile ecology of the temperate octocoral *Alcyonium siderium* Verrill. II. Fecundity, survivorship, and juvenile growth. *J Exp Mar Biol Ecol* 72:263-285
- Secchi Copello B. (1984). Storia di Alghero e del suo territorio (dal Neolitico al 1720). Bastio, Alghero.
- Stafford-Smith M.G. (1993). Sediment rejection efficiency of 22 species of Australian scleractinian corals. *Mar Biol* 115: 229-243.

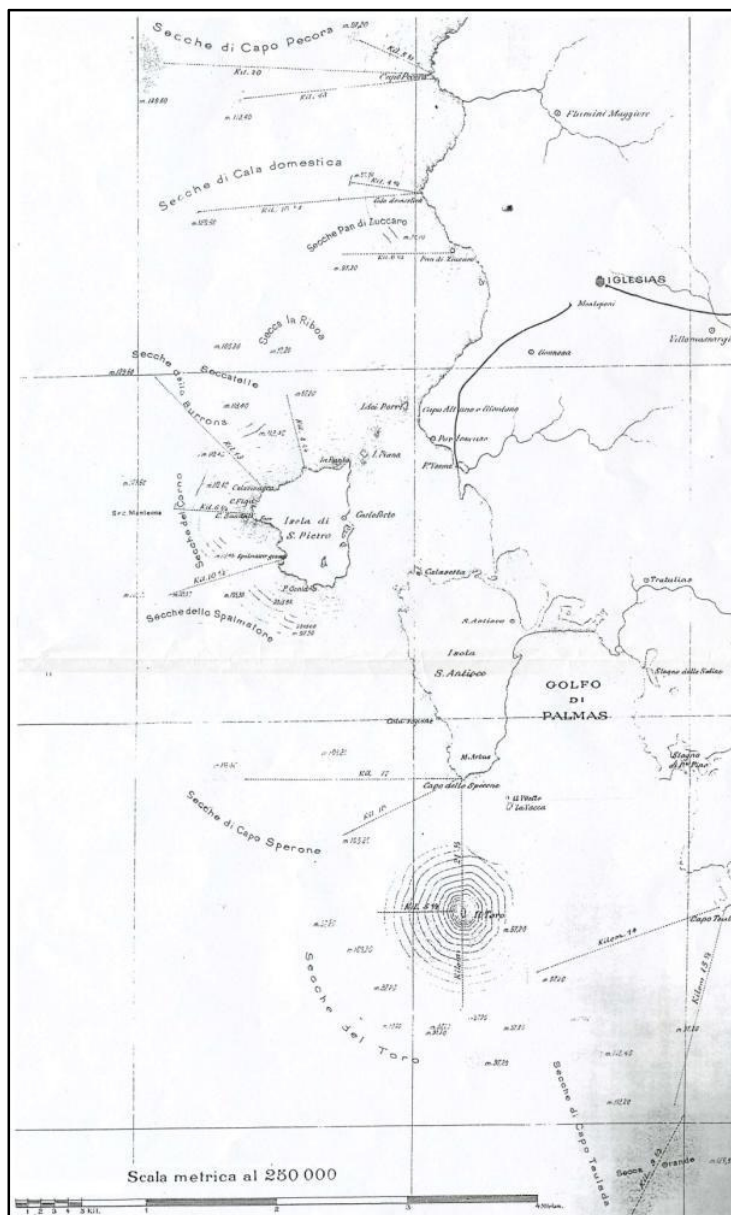


- Stiller M.A., Rivoire G. (1984). Biologie et ecologie du corail rouge en Méditerranée française. *FAO Fish Rep* 306:89-93.
- Strahler A.N. (1952). Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Geol Soc Am Bull* 64:165-176
- Taviani M., Freiwald A., Beuck L., Angeletti L., Remia A., Vertino A. Dimech M., Schembri P.J. (2010). The deepest known occurrence of the precious red coral *Corallium rubrum* (L. 1758) in the Mediterranean Sea. In: Bussoletti, E., Cottingham, D., Bruckner, A., Roberts, G., Sandulli, R. (Editors), *Proceedings of the International Workshop on Red Coral Science, Management, and Trade: Lessons from the Mediterranean*. NOAA Technical Memorandum CRCP-13, Silver Spring, MD, Napoli pp. 87-93.
- Tescione G. (1940). Italiani alla pesca del corallo ed egemonie marittime nel Mediterraneo : saggio di una storia della pesca del corallo con speciale riferimento all'Italia Meridionale. *Industrie tipografiche editoriali assimilate*, Napoli.
- Tescione G. (1965). Il corallo nella storia e nell'arte Montanino, Napoli.
- Todd P.A., Sidle R.C., Lewin-Koh N.J.I., (2004). An aquarium experiment for identifying the physical factors inducing morphological change in two massive scleractinian corals *J. Exp Mar Biol Ecol* 299: 97-113
- Torrents O., Garrabou J., Marschal C., Harmelin J.G. (2005). Age and size at first reproduction in the commercially exploited red coral *Corallium rubrum* (L.) in the Marseilles area. *Biological Conservation* 121(3): 391-397.
- True M.A. (1970). Etude quantitative de quatre peuplements sciaphiles sur substrat rocheux dans la region marseillaise. *Bull Inst Oceanogr Monaco* 69: 1-48.
- Tsounis G. (2005). Demography, Reproductive Biology and Trophic Ecology of Red Coral (*Corallium rubrum* L.) at the Costa Brava (NW Mediterranean): Ecological Data as a Tool for Management. PhD Thesis
- Tsounis G., Orejas C., Reynaud S, Gili J.M., Allemand D., Ferrier-Pages C. (2010). Prey-capture rates in four Mediterranean cold water corals. *Marine Ecology Progress Series* 398: 149-155.
- Tsounis G., Rossi S., Aranguren M., Gili J.M., Arntz W. (2006a). Effects of spatial variability and colony size on the reproductive output and gonadal development cycle of the Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* L.). *Marine Biology* 148(5): 513-527.
- Tsounis G., Rossi S., Gili J. (2009). Fishery Management of the Mediterranean Red Coral: A Call for a Paradigm Shift. In: Bruckner, A.W., Roberts, G.G. (Editors), *Proceedings of the First International Workshop on Corallium Science, Management, and Trade*. NOAA, Silver Spring, MD. 153pp.



- Tsounis G., Rossi S., Gili J.M., Arntz W. (2006b). Population structure of an exploited benthic cnidarian: the case study of red coral (*Corallium rubrum* L.). *Marine Biology* 149: 1059-1070.
- Tsounis G., Rossi S., Gili J.M., Arntz W.E. (2007). Red coral fishery at the costa brava (NW mediterranean): Case study of an overharvested precious coral. *Ecosystems* 10: 975-986.
- Tsounis G., Rossi S., Laudien J., Bramanti L., Fernandez N., Gili J.M., Arntz W. (2006c). Diet and seasonal prey capture rates in the Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* L.). *Marine Biology* 149(2): 313-325.
- Vielmini I., Bramanti L., Tsounis G., Rossi S., Gili J.M., Cattaneo-Vietti R., Santangelo G. (2010). Determination of *Corallium rubrum* population age structure. In: *Bussoletti, E., Cottingham, D., Bruckner, A., Roberts, G., Sandulli, R. (Editors), Proceedings of the International Workshop on Red Coral Science, Management, and Trade: Lessons from the Mediterranean. NOAA Technical Memorandum CRCP-13, Silver Spring, MD, Napoli, pp. 179-182.*
- Vighi M. (1970). Ricerche sul ciclo riproduttivo del corallo rosso (*C. rubrum* (L)) del promontorio di Portofino. *Lincoi-Mem. Sci. fisiche Ser. III* (10): 1-26.
- Vighi M. (1972). Etude de la reproduction du *Corallium rubrum* (L.). *Vie Milieu* 23: 21-32.
- Vosberg F. (1977). The response to drag of the reef coral *Acropora reticulata*. *Proc. 3rd Int. Coral Reef Symp. Miami, USA. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami* pp. 477-488.
- Weinberg S. (1979). Autoecology of shallow- water Octocorallia from mediterranean rocky substrata. I; *The Banylus area Bijdr Dierk* 1: 1-15.
- Weinberg S. (1979a). The light dependent behaviour of planulae larvae of *Eunicella singularis* and *Corallium rubrum* and its implication for octocorallian ecology. *Bijdr Dierkd* 49:145-151.
- Wendt P.H., van Dolah R.F., O-Rourke C.B. (1985). A comparative study of the invertebrate macrofauna associated with seven sponge and coral species collected from the South Atlanti Bight. *J Elisha Mitchell Sci Soc* 101:187-203.
- Zanetti G. (1946). La legislazione sarda relativa all'industria corallina e la pesca del corallo in Sardegna Studi sassaresi. Sezione 1., giurisprudenza / pubblicati per cura di alcuni professori dell'Università di Sassari.
- Zar J.H. (1999). *Biostatistical analysis*. Prentice Hall International. New Jersey 633 pp.
- Zibrowius H., Montero M., Grashoff M. (1984). La ripartition du *Corallium rubrum* dans l'Atlantique. *Thetis* 11:163-170.





Mappa della costa sud occidentale della Sardegna fornita da Parona in seguito agli studi condotti per il Ministero dell'Industria e del Commercio nel 1882



Mappa ottenuta dall'esplorazione delle regioni coralligene della Sardegna sud orientale eseguita dalla nave "Volta" nel 1913



Mappa ottenuta dall'esplorazione delle regioni coralligene della Sardegna nord orientale eseguita dalla nave "Volta" nel 1913



APPENDICE II- Diversa morfologia delle colonie di *C. rubrum* prelevate in differenti aree della Sardegna

Area settentrionale



D_mm= 18,51; H_cm= 12,30



D_mm= 13,70; H_cm= 8,20



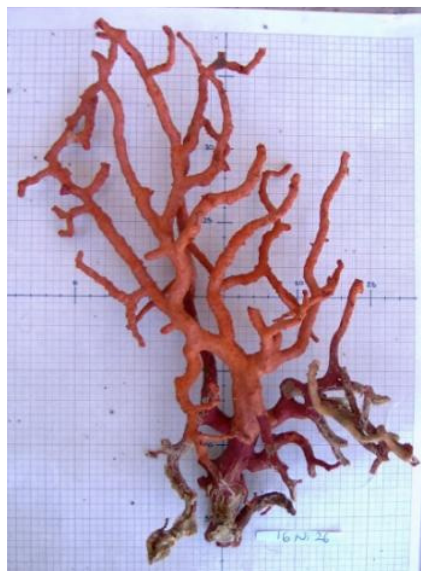
D_mm= 11,50; H_cm= 10,70



D_mm= 10,00; H_cm= 10,20



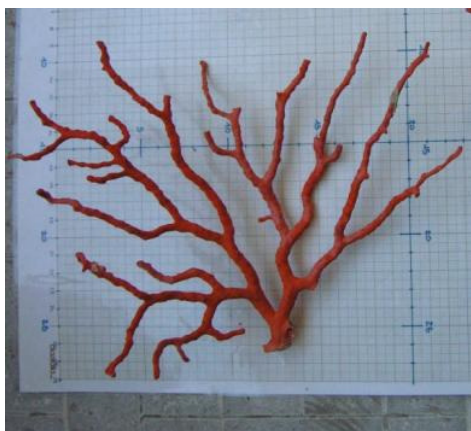
Area nord occidentale



D_mm= 20,30; H_cm= 36,88



D_mm= 12,30; H_cm= 25,17



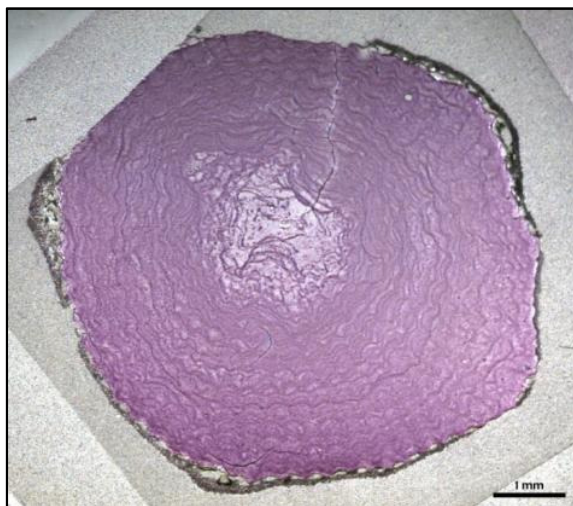
D_mm= 10,00; H_cm= 21,65



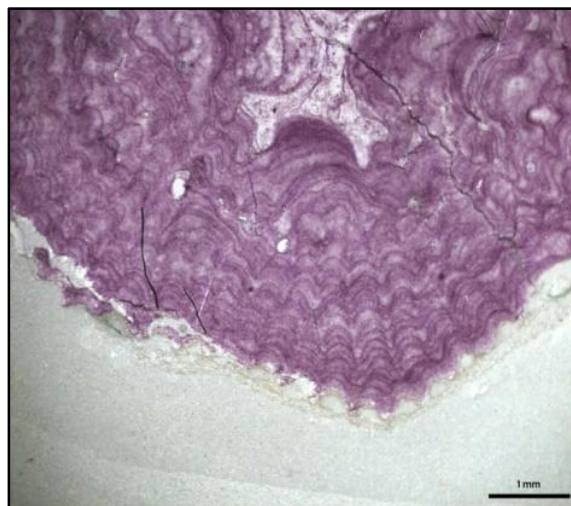
D_mm= 29,90; H_cm= 37,5



APPENDICE III- Vengono riportate alcune foto di sezioni sottili di basi di colonie con differente diametro della quale è stata colorata la matrice organica.



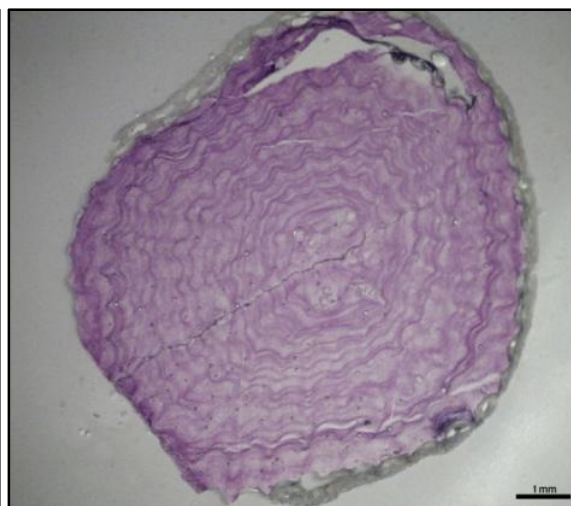
Diametro basale = 6,4 mm



Diametro basale = 7,2 mm



Diametro basale = 7,6 mm

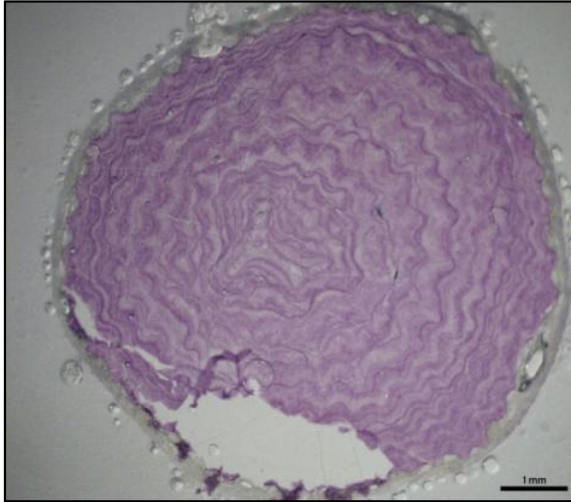


Diametro basale = 7,8 mm





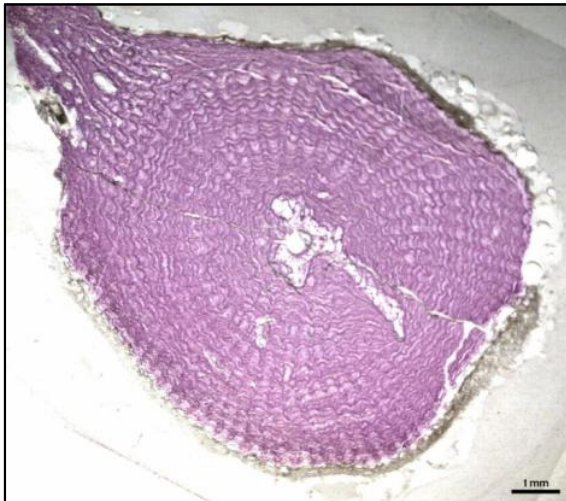
Diametro basale = 7,9 mm



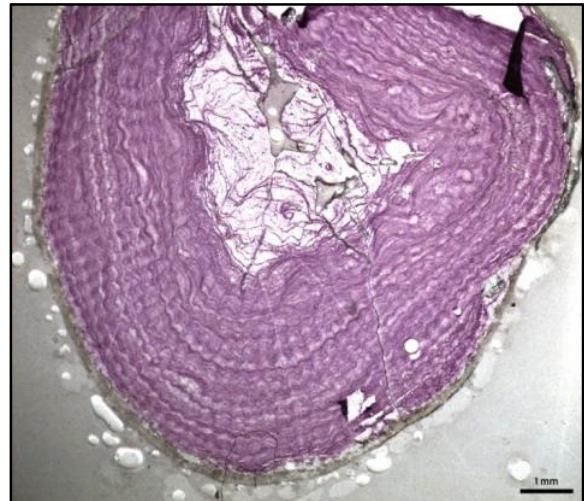
Diametro basale = 8,5 mm



Diametro basale = 9,2 mm



Diametro basale = 9,3 mm



Diametro basale = 10,6 mm



Diametro basale = 12,4 mm





ANNESSO I- ALLESTIMENTO DI SEZIONI SOTTILI CON METODO PETROGRAFICO

1. Le tecniche petrografiche non necessitano di campioni freschi;
2. Il taglio della base della colonia è stato effettuato nel punto misurato con micrometro mediante l'uso di una taglierina dotata di lama diamantata (Discoplan-TS Struers). Si ottiene una fetta dello spessore di 1,0 +/- 0,5 cm.
3. Le fasi seguenti appartengono al processo di levigatura. La prima di queste si effettua con uno smeriglio (carburo di silicio) in grani 180-200 mesh (mesh, in un setaccio indica il numero di fili per pollice, maggiore il numero di fili, minori sono le dimensioni dei granuli che ci passano attraverso) per mezzo di mole automatiche rotanti, attraverso la quale sono eliminate le imperfezioni determinate dalla lama della taglierina così da appianare la superficie del campione.
4. Nel passaggio successivo si sceglie una faccia del vetro porta oggetto e una faccia del nostro Campione e lo si leviga ai cristalli con smeriglio sempre più fino (500/800 & 1000/1200 mesh) sino a portali ad essere spianati e lucidi. Si conclude così la fase di levigatura.
5. Si passa al lavaggio agli ultrasuoni sia del vetrino portaoggetti che del campione al fine di eliminare tutte le impurità.
6. I campioni vengono messi ad asciugare in una piastra elettrica a 220° per eliminare eventuale umidità'.
7. A questo punto è possibile incollare il campione al vetro portaoggetti, in un contenitore in vetro viene preparato la resina epossidica (Epoxy Pack 301 Logitech), formata da resina e catalizzatore indurente in proporzione 12:4 Questo preparato viene spalmato sia sulla parte smerigliata del vetro portaoggetti sia sulla parte levigata del campione, le due parti vengono unite e su di esse si esercita una leggera pressione al fine di eliminare eventuali bolle d'aria.
8. Il campione viene adagiato e lo si lascia per 12 ore ad asciugare. Una volta perfettamente asciutto viene lasciato raffreddare e con l'aiuto dell' acetone e di una lametta vengono rimosse sbavature determinate dalla colla sul vetro portaoggetti.
9. Lo spessore della sezione viene ridotto con una lepatrice (Discoplan-TS Struers), con l'ausilio della corona diamantata portiamo lo spessore a 80/100 micron.

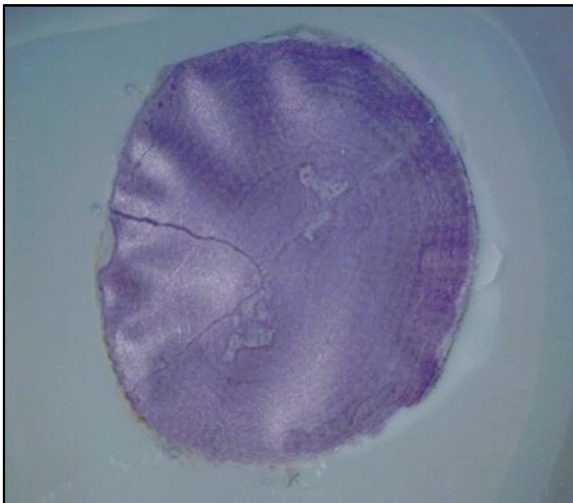
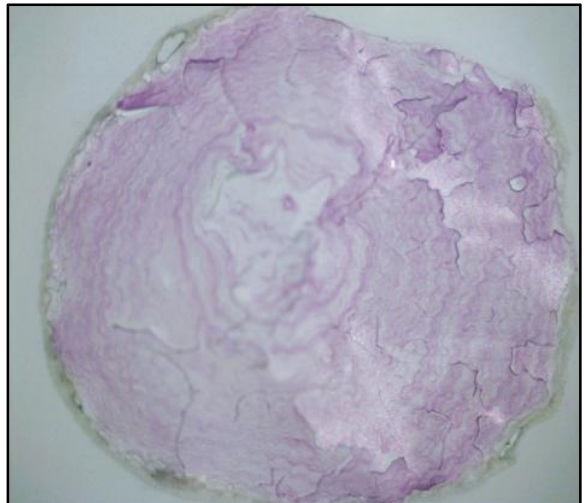
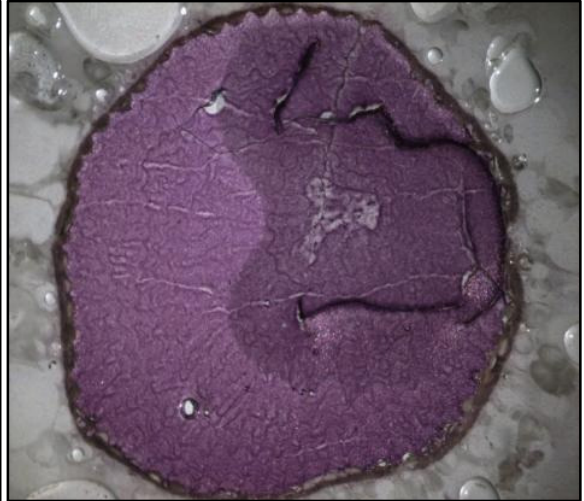


10. Segue un'ulteriore fase di levigatura ai cristalli, utilizzando ancora gli smerigli 500/800 & 1000/1200 mesh , fino a che il campione raggiunge lo spessore 35/40 micron (In queste ultime due fasi di levigatura la sezione viene osservata frequentemente al microscopio).
11. Decalcificazione della sezione sottile con acido acetico (CH_3COOH) per un tempo variabile dalle 2 alle 3 ore (dipendente dallo spessore della sezione).
12. Colorazione con blu di Toluidina per ca. 30 sec. (se non sufficiente la colorazione viene rieseguita per altri 15 sec. dopo osservazione al binoculare e così via)

La realizzazione delle sezioni sottili non sempre è andata a buon fine. Il carbonato di calcio durante la smerigliatura risultava più morbido nelle colonie di Castelsardo rispetto a quelle di Alghero. Talvolta è stato difficile incollarle al vetrino portaoggetto mentre altre volte durante l'idurimento della resina epossidica su piastra si sono improvvisamente formate delle bolle che rendevano ardua la lavorazione della sezione stessa (Fig.).

Una volta decalcificata e colorata la sezione, questa alle volte si presentava nell'osservazione con il microscopio binoculare, come tridimensionale, rendendo ardua la lettura degli anelli di accrescimento. Tale problema si presentava perlopiù con le basi di corallo che esibivano delle forature, dovute a imperfezione della colonia o a parassitismo. Altre volte la matrice organica si sollevava dal vetrino staccandosi e rimanendo incollata solo in alcuni punti o scivolando via.

Non è ancora chiaro il motivo per cui questi problemi si presentassero.





ANNESSO II- ALLESTIMENTO DEL PREPARATO ISTOLOGICO PER L'ANALISI MICROSCOPICA DELLE GONADI

1. Le tecniche istologiche necessitano l'uso di campioni freschi;
2. Piccoli frammenti di corallo rosso (2-3 cm) sono stati fissati in formaldeide al 5% 0.1 M phosphate buffer (pH 7.4);
3. Successivamente sono stati lavati con acqua corrente per ca. 24 h ed in seguito 15 polipi per ciascuna colonia sono stati sezionati sotto microscopio binoculare, estratti e conservati in etanolo (70%);
4. I polipi sono stati poi disidratati attraverso la scala degli alcoli (70°: 1h; : 96° 1h; 100° 1h) e inclusi in resina (2-idrossietilmetacrilato; metodo glicol-metacrilato; Technovit 7100);
5. Le sezioni sono state tagliate con uno spessore di circa 3,5 micron con un microtomo rotativo (LKB Historange Microtome)
6. La colorazione delle sezioni è stata fatta mediante ematossilina (30') ed eosina (30''), in alternativa è stata utilizzata la tricromica di Masson per identificare più chiaramente i dettagli e per la caratterizzazione delle gonadi;
7. Le sezioni così colorate vengono ripassate attraverso la scala degli alcoli, questa volta nella serie ascendente (50°, 70°, 80° velocemente);
8. Viene effettuata la chiarificazione in xilene (in alternativa Histolemon, perché meno tossico);
9. Le sezioni sono state coperte con un montante sintetico;
10. I preparati istologici così allestiti vengono osservati sotto microscopio ottico (...) e per ciascun tipo di cellula sono state rilevate le misure di diametro massimo.

