



**Università degli Studi di Cagliari**

**DOTTORATO DI RICERCA**

**BIOLOGIA E BIOCHIMICA DELL' UOMO E DELL'AMBIENTE**

**Ciclo XXIV**

***LA DUPLICE VALENZA DELLE AREE DI RIPOPOLAMENTO  
ATTIVO DI PALINURUS ELEPHAS: UTILI SITI DI  
SPERIMENTAZIONE E POTENTI STRUMENTI GESTIONALI***

**Settore scientifico disciplinare di afferenza**

**ECOLOGIA BIO/07**

**Presentata da: Dott. ssa Maria Cristina Follesa**

**Coordinatore Dottorato Prof. Emanuele Sanna**

**Tutor Prof. Angelo Cau**

**Esame finale anno accademico 2010 - 2011**



*Ad Ada e Benito*

Maria Cristina Follesa ha svolto la propria attività di ricerca presso il Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente.

La dottoranda ha sviluppato un piano di ricerca inerente la gestione dell'aragosta rossa *Palinurus elephas* attraverso l'istituzione di aree di ripopolamento attivo, approfondendo anche diversi aspetti inerenti l'ecologia e biologia della specie.

Inizialmente la candidata ha effettuato un'approfondita analisi dello stato dell'arte sulla biologia, ecologia e dinamica di popolazione dell'aragosta rossa. L'attività è quindi proseguita attraverso un monitoraggio dell'area di Su pallosu a cui è seguito il programma di ripopolamento dell'area. Gli studi effettuati tra il 1998 e 2009 in questa prima no-take area hanno portato alla pubblicazione di numerosi lavori in riviste nazionali ed internazionali quali:

- Follesa, M.C., Cuccu D., Damele F., Sabatini A., Cau, A. 2003. Evaluation of *Palinurus elephas* (Fabbri. 1787) growth with tagging-recapture experiments in Sardinian Seas. *Biologia Marina Mediterranea* 10, 253-256.
- Follesa, M.C., Cuccu D., Cannas R., Sabatini A., Cau A., 2007a. Emigration and retention of *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) in a central western Mediterranean marine protected area. *Scientia Marina* 71, 279–285.
- Follesa M. C., Cuccu D., Cannas R. & Cau A. 2007b - On the growth of the european spiny lobster, *Palinurus elephas* (fabricius, 1787) in Sardinian seas (central western mediterranean). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 41, 377 - 383
- Follesa, M.C., Cuccu D., Cannas R., Cabiddu S., Murenu M., Sabatini A., Cau A. 2008. Effects of protection on spiny lobster abundance and size (*Palinurus elephas* Fabr. 1787) in a Central Western Mediterranean Area. *Hydrobiologia* 606, 63–68.
- Follesa, M.C., Cuccu D., Cannas R., Sabatini A., Deiana A.M., Cau A. 2009. Movement patterns of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) from a central western Mediterranean protected area. *Scientia Marina* 73, 499–506.

Nel 2009, a seguito dei risultati positivi raggiunti nell'area di Su pallosu, la Regione Autonoma della Sardegna in collaborazione con il Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente ha decretato l'attivazione di altre 14 aree dislocate nei mari della Sardegna attraverso il programma "Allevamento estensivo dell'aragosta rossa (*Palinurus elephas* Fabr. 1787) per fini produttivi e di ripopolamento nei mari della Sardegna. Decreto n. 2069/DecA/84 dell'11 agosto 2009 di cui la candidata è Referente scientifico.

Nel corso dell'anno 2010 la candidata ha partecipato al 39° congresso CIESM—Venezia 10-14 Maggio 2010 dove ha presentato la seguente comunicazione:

- Follesa, M.C, Cuccu D., Cau A. 2010. Spillover effects of a marine protected area on a exploited lobster *Palinurus elephas* resource. *Rapports et Procès-verbaux des Réunions. Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 39, 742

Sempre nello stesso anno la collaborazione con i colleghi del Politecnico di Milano ha portato alla pubblicazione di dati inerenti l'accrescimento e mortalità dell'aragosta all'interno dell'area di Su pallosu e nelle aree circostanti di pesca:

- Bevacqua, D., Melià P., Follesa M.C., De Leo G., Gatto M., Cau A. 2010. Body growth and mortality of the spiny lobster *Palinurus elephas* within and outside a small marine protected area. *Fisheries Research* 106, 543–549.

Nel corso del 2011 la candidata è entrata a far parte di una rete internazionale di ricercatori che si occupano della gestione dell'aragosta rossa nel bacino del Mediterraneo aderendo al progetto "Lanconnect" a cui afferiscono ricercatori spagnoli, francesi e italiani. Nell'ambito "Lanconnect", nel marzo 2010, ha partecipato al primo meeting svoltosi a Palma di Maiorca dove ha relazionato sui risultati finora raggiunti nell'area di ripopolamento di Su pallosu.

Nello stesso anno è stato pubblicato il seguente lavoro:

- Follesa, M.C., Cannas R., Cau Al., Cuccu D., Gastoni A., Ortu A., Pedoni C., Porcu C., Cau A. 2011. Spillover effects of a Mediterranean marine protected area on the European spiny lobster *Palinurus elephas* resource. *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystem* 21, 564–572.

Il tema della ricerca sviluppata dalla dottoranda ricade nell'ambito dell'ecologia applicata (Settore scientifico disciplinare: BIO/07). Titolo della tesi: "*La duplice valenza delle aree di ripopolamento attivo di *Palinurus elephas*: utili siti di sperimentazione e potenti strumenti gestionali*"

Lo scopo della ricerca è stato duplice. Da una parte fornire nuove notizie sulla biologia della specie con particolare riferimento all'accrescimento e riproduzione, notizie che sono poi risultate anche utili nella gestione stessa della risorsa. Dall'altra, sviluppare nuovi modelli di gestione come l'istituzione di aree di ripopolamento che, accanto alle normative attualmente vigenti, possano portare ad un miglioramento della gestione di una risorsa di elevato valore commerciale come l'aragosta rossa.

La dottoranda Maria Cristina Follesa ha mostrato di possedere ottime capacità di ricerca, come risulta dalla consistente, originale e qualificata produzione scientifica. Ha inoltre dimostrato buone capacità didattiche e apprezzabili attitudini relazionali.

Il Direttore del Dottorato di Ricerca

Prof. Angelo Cau

# ABSTRACT

Recent recognition of increased anthropogenic demands and influence on marine resources and ecosystem has led to a strong push for “active” marine conservation (Hockey e Branch, 1997; Lubchenco, 1997). The value of marine protected areas, particularly no-take marine reserves, and the fundamental importance of understanding marine environments is now jointly recognized by politicians, conservation and management scientists and commercial fishermen. In this context are framed the remarkable results achieved by the establishment of restocking areas (no-take areas), established in the seas surrounding Sardinia and aimed at improving the state of a resource of high commercial value such as the spiny lobster *Palinurus elephas*.

Despite the fact that Sardinia, along the eastern part of Sicily, has always been one of the Italian regions with the highest productivity of lobster (data IREPA, 2007), in recent years the international community had become increasingly aware that the current management regulations were not longer sufficient to ensure a rational exploitation of the resource. The worrying picture of the state of the resource has therefore made necessary the search for innovative management policies, through the adoption of new management measures, that would lead to the increase of the stock. In this perspective the Ministry of Agriculture before and after the Autonomous Region of Sardinia, in collaboration with the University of Cagliari, have implemented several measures to protect the resource, including in 1998 the establishment of an area of restocking in the central-western Sardinia.

The restocking action of the reserve Pallosu, that now has lasted 14 years (1998-2011), led to an increase in biomass of the species by 550% compared to 1997, the year before the establishment of the protection. Important results are also the effects recorded in the commercial areas of fishing surrounding the no-take area in which, as a result of a continuous spillover of specimens (Follesa et al., 2007a,2011), an increase in productivity of the lobster up to a distance of about 6 km from the center of restocking has been highlighted, with the record of signs of this effect up to an area of about 20 km away.

The validity of the research undertaken through the activation of restocking areas is actually witnessed not only by management results but also by the possibility of enhancing of knowledge of the lobster biology, that it proved to be useful in the management of the resource itself.

For example, collecting a large amount of data during the breeding season has revealed that the size of the maximum reproductive potential, for Sardinian lobsters, is reached at 75-85 mm LCS, well below the minimum capture imposed since 2006 by the same European Economic Community (LCS = 90 mm). This appeared a remarkably important result which confirmed the validity of the rules of governance currently imposed in the management of the lobster fishing. The minimum legal size (MTL), in our case, being well in excess of 15 mm compared to the size of the maximum reproductive potential (75 mm LCS), would enable females to have the opportunity to reproduce more than once before reaching the legal size.

Protection of the youngest not only through an imposition of a minimum size of capture (MTL) but also of large specimens through the establishment of additional areas of protection and/ or re-stocking and the introduction of controls on landing would be desirable for a more and better management of the resource. A careful enforcement of the management together with the support of the action exerted by the major areas of active recovery could undoubtedly improve the management of this important species of great commercial importance in the Mediterranean Sea.

It is still to be emphasized that these results are important both from a management and scientific perspective, they would not have been achieved without the full cooperation of fishermen which believed in this experimentation.

We hope that initiatives like the ones of the Autonomous Region of Sardinia that, in consequence of the positive results achieved in Su Pallosu, has activated in 2009 other 14 restocking areas, can be multiplied in many other Mediterranean areas. Given the positive result, it is thought that such experiments, together with the management rules currently in force, can contribute to better regulation of the resource in the entire basin.

## INDICE

<b>Capitolo 1 - Introduzione</b>	1
<b>Capitolo 2 - Biologia della specie</b>	5
2.1-Distribuzione	5
2.2 -Biologia ed Ecologia	6
<b>Capitolo 3 - La pesca di <i>Palinurus elephas</i> in Mediterraneo ed Atlantico</b>	17
<b>Capitolo 4 - La pesca di <i>Palinurus elephas</i> in Sardegna</b>	29
<b>Capitolo 5 - Le aree di ripopolamento di <i>Palinurus elephas</i></b>	41
5.1-Introduzione	41
5.2-Materiali e metodi	44
5.3-Risultati-Determinazione biocenotica delle aree di ripopolamento	50
5.4-Risultati-Determinazione qualitativa del pescato nelle aree di ripopolamento di <i>Palinurus elephas</i>	83
5.5-Risultati-L'area di Su Pallosu:la gestione dell'aragosta rossa <i>Palinurus elephas</i>	86
5.6-Risultati-Le risorse associate a <i>Palinurus elephas</i> nell' area di ripopolamento di Su Pallosu	107
5.7-Risultati-Le altre aree di ripopolamento: la gestione dell'aragosta rossa <i>Palinurus elephas</i>	110
5.8-Conclusioni	130
<b>Capitolo 6 - L' accrescimento di <i>Palinurus elephas</i></b>	135
6.1 - Introduzione	135
6.2 - Materiali e metodi	138
6.3 - Risultati	142
6.4 - Conclusioni	159
<b>Capitolo 7 - La riproduzione di <i>Palinurus elephas</i></b>	163
7.1 -Introduzione	163
7.2-Materiali e metodi	165
7.3 -Risultati	170
7.4 - Conclusioni	193
<b>Capitolo 8 - Conclusioni</b>	201
<b>Bibliografia</b>	206
<b>Allegato 1</b>	218

# CAPITOLO 1

## 1.1 - Introduzione

In Mediterraneo, la pesca artigianale è caratterizzata da un'elevata diversità di attrezzi da pesca e specie target, legata alla conoscenza dei pescatori locali sul comportamento delle specie e sul variare della loro abbondanza negli anni (Stelzenmuller et al., 2007).

Tale tipologia di pesca è spesso associata al concetto di "pesca costiera", una pratica che si svolge prevalentemente nella piattaforma continentale (0-200 m), e che sfrutta zone che possono essere facilmente raggiunte in poche ore dalle aree portuali (Colloca et al., 2004). Negli ultimi tempi, gli studi sulle risorse costiere si sono rivelati di particolare interesse in termini di conservazione e di gestione degli ecosistemi costieri, particolarmente vulnerabili dalle azioni umane conducibili a fenomeni di erosione della biodiversità marina e pesca eccessiva (Halpern et al., 2008; Jackson et al., 2001). Il Mediterraneo non è un'eccezione a questo fenomeno. Worm et al., 2006 affermarono che, a meno che misure correttive non vengano immediatamente implementate, molti stock di specie costiere di interesse commerciale diminuiranno entro il 2050, causando uno sconvolgimento dell'ecosistema globale.

A tal proposito le aree costiere protette, quali riserve marine o aree marine protette (MPA<sub>S</sub>), attualmente sono viste non solo come strumenti di conservazione della natura, ma anche come strumenti di gestione della pesca (Harmelin, 2000;

Fraschetti et al., 2002; Ashworth e Ormond, 2005; Boudouresque et al., 2005; Abesamis et al., 2006; Claudet et al., 2006; Floeter et al., 2006). Attualmente in Mediterraneo si contano 94 aree marine protette (41 “no-take aree”), divenute strumento di gestione popolare (Ramos-Esplà et al., 2004; Abdullah et al., 2008). Il blocco della pesca nelle aree marine protette può infatti promuovere incremento della biomassa delle specie commercialmente sfruttate, che può portare, in particolari condizioni, ad uno spillover (esportazione della biomassa) nelle circostanti aree non protette, con un progressivo mantenimento e miglioramento della pesca locale. Negli ultimi anni l’uso di MPAs come zone di “no-take area” è stato affiancato alle norme presenti in materia di pesca. In Sardegna le “no-take areas” sono state adottate come forme alternative di gestione di particolari risorse costiere di notevole valore commerciale.

Un esempio è il caso dell’aragosta rossa *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787). Le attuali regolamentazioni gestionali (Decreto Ministeriale n. 412 del 10 maggio 1995 (divieto di pesca dal 1 settembre al 28 febbraio) e dal Reg. CE n. 1967/2006 (taglia minima di. di cattura di 90 mm di lunghezza carapace e 26 cm di lunghezza totale) non sembrano risultare attualmente sufficienti a garantire uno sfruttamento razionale della risorsa. La crescente richiesta del prodotto nel mercato ha infatti portato, negli anni, ad un aumento progressivo dello sforzo di pesca per la cattura del crostaceo con un netto incremento del prelievo e una netta diminuzione delle classi modali di cattura. Per tale motivo si è resa indispensabile la ricerca di politiche di gestione innovative attraverso nuove regolamentazioni dell’attività di pesca oltre che adozione di provvedimenti che portno all’incremento dello stock.

Un primo esempio, in questa ottica, è l'istituzione nel 1998 di un'area di ripopolamento dell'aragosta (no-take area) al largo delle coste del Sinis in zona Su Pallosu (Sardegna centro occidentale). Questa è stata creata nel 1997 e chiusa alla pesca nell'anno successivo secondo la Legge Regionale N. 776 del 6-5-1998. A seguito dei risultati positivi ottenuti in questa prima area dopo dodici anni di studio, è stato attivato un ulteriore progetto finanziato dalla Regione Autonoma della Sardegna e gestito dall'Università di Cagliari. Tale iniziativa della durata di tre anni (DECRETO N. 2069/DecA/84 DELL'11 agosto 2009) ha l'obiettivo di estendere l'esperienza di Su Pallosu in altre 14 zone di mare selezionate per la gestione del crostaceo.

In questa tesi verranno riportati i risultati relativi all'utilizzo di tali aree come unità di gestione dell'aragosta rossa. I dati raccolti sono stati anche utilizzati per ampliare le conoscenze su nozioni della biologia di base della specie come riproduzione, accrescimento e spostamenti. Attualmente, infatti, a questo tipo di studi si riserva una crescente attenzione: l'abbinamento delle nozioni biologiche a studi gestionali innovativi è una strategia validamente riconosciuta dai più importanti organi di gestione delle risorse commerciali a rischio.



# CAPITOLO 2

## *Biologia della specie*

### **2.1 - Distribuzione**

Solamente tre specie appartenenti al genere *Palinurus* (Weber, 1795) popolano le acque del nord-est Atlantico e del Mediterraneo: *P. charlestoni* (Forest e Postel, 1964), endemica dell'arcipelago di Capo Verde, l'aragosta bianca *P. mauritanicus* (Gruvel, 1911) e l'aragosta comune *P. elephas* (Fabricius, 1787). Tra di esse, quest'ultima risulta essere certamente quella che presenta un areale più ampio. Questo grosso decapode infatti è largamente distribuito nei fondali rocciosi a profondità comprese tra pochi metri e 200 metri (Ceccaldi e Latrouite, 2000; Goni e Latrouite, 2005) dell' Atlantico, dalle acque del sud del Marocco (Goni e Latrouite, 2005) a quelle portoghesi e spagnole; proseguendo poi a latitudini maggiori lo si rinviene comunemente nelle coste orientali francesi, sin poco oltre la Bretagna (Latrouite, 1992), e inglesi, comprendendo tutta l'Irlanda (Mercer, 1973). Nel Mediterraneo abita le coste spagnole, francesi ed italiane, Adriatico compreso (Gamulin, 1955; Soldo et al., 2001), il mar Egeo (Moraitopoulou-Kassimati, 1973) e, per quanto riguarda la costa africana, la sua distribuzione comprende tutte le acque che vanno dal Marocco sino ad arrivare a coprire buona parte della Libia (Goni e Latrouite, 2005).

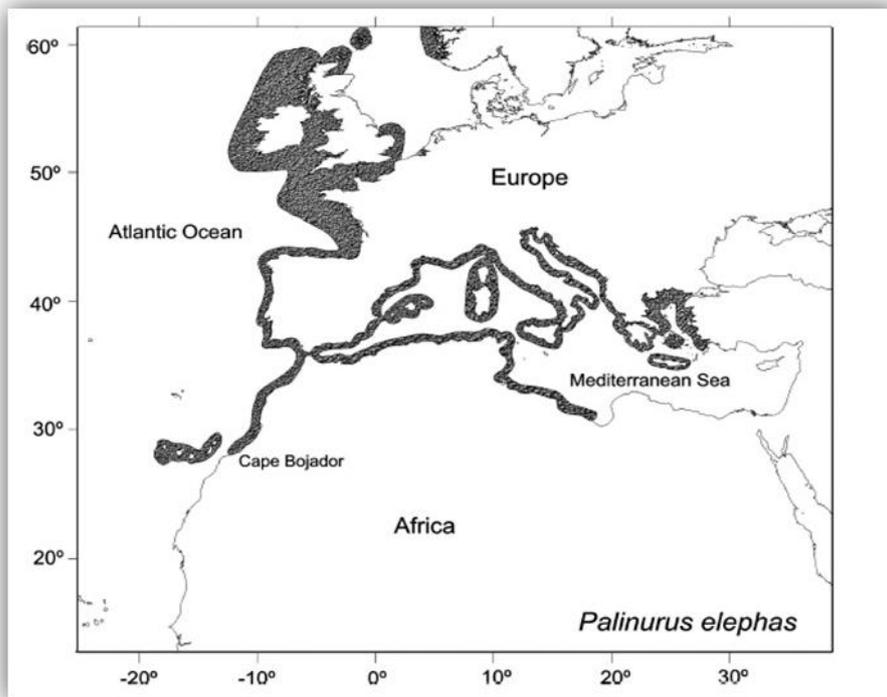


Fig. 2.1 - Distribuzione di *Palinurus elephas* (Goni e Latrouite, 2005).

## 2.2 - Biologia ed ecologia

### Accoppiamento e fertilizzazione

Mercer descrisse, per la prima volta nel 1973, le modalità di accoppiamento di *P. elephas*. I maschi sono attratti dagli stridii emessi dalle femmine, udibili in un raggio di 15 metri. Una volta individuata la femmina inizia il corteggiamento che consiste in un iniziale contatto antennale che prosegue poi in un continuo e insistito sfregamento di antenne e antennule. Lo stimolo finale, che determina poi il vero e proprio accoppiamento, sembra essere fornito dalla femmina che rilascia feromoni.



Fig. 2.2 - Sterno di un esemplare maschio (sinistra) e femmina (destra) di *Palinurus elephas*. Notare i gonopori sul terzo paio di pereiopodi nella femmina e sul quinto nel maschio.

Il maschio così stimolato rovescia la femmina e le depone nello sterno, sotto l'apertura genitale (Fig. 2.2), 2 spermatofore costituite essenzialmente da una massa bianca gelatinosa. La fecondazione è esterna e avviene quando la femmina rompe le spermatofore, graffiandole col quinto paio di pereiopodi (Fig. 2.2) durante l'ovodeposizione, che ha luogo nelle 2 ore immediatamente successive all'accoppiamento (Mercer, 1973).

Le spermatofore di *P. elephas* non sono protette da alcuna matrice protettiva e scompaiono completamente in circa 10 giorni, per questo motivo è raro poterle osservare.

### **Deposizione e sviluppo**

I periodi e le tappe di sviluppo di *P. elephas* risultano essere leggermente sfasati tra gli individui che abitano le coste atlantiche rispetto a quelli mediterranei. La formazione dei cuscinetti di uova, nell'addome della femmina, inizia a giugno nel Mediterraneo centro occidentale e mostra un picco in settembre (Campillo e Amadei, 1978; Marin, 1985; Goni et al., 2003a). Nel bacino orientale, più precisamente in Grecia, questi tempi slittano da agosto a novembre (Moraitopoulou-

Kassimati, 1973). Per quanto riguarda l'Atlantico gli accoppiamenti con la conseguente deposizione avvengono tra giugno ed ottobre (Vasconcellos, 1960; Gibson e O'Riordan, 1965; Mercer, 1973; Hunter et al., 1996), con picco di formazione dei cuscinetti di uova tra settembre ed ottobre (Mercer, 1973; Hunter et al., 1996; Latrouite e Noël, 1997).

L'incubazione dura da 4 a 5 mesi in Mediterraneo, la schiusa avviene tra dicembre e febbraio (Campillo e Amadei, 1978; Marin, 1985; Goni et al., 2003a; Gamulin, 1955). In Atlantico invece l'incubazione delle uova può durare tra i 6 e i 10 mesi, la schiusa è quindi più avanti nel tempo e si ha prevalentemente tra marzo e giugno (Mercer, 1973; Hunter et al., 1996; Latrouite e Noël, 1997).

La fecondità di *P. elephas* aumenta in maniera lineare rispetto alla taglia dell'animale, ciò, nonostante questa specie risulti essere quella che mediamente presenta una fecondità minore rispetto alle altre specie appartenenti al genere *Palinurus* (Goni et al., 2003a). I valori di fecondità tra popolazioni di *P. elephas* atlantiche e mediterranee sembrano piuttosto simili, anche tra aree a diverso grado di sfruttamento (Goni et al., 2003a; Campillo, 1982). In Mediterraneo il massimo relativo di fecondità (MRF) si raggiunge ad una taglia compresa tra 100 e i 110 cm di lunghezza carapace (Goni et al., 2003a; Campillo, 1982). La perdita di uova è stata stimata essere attorno al 10 % in Atlantico (Mercer, 1973) e circa del 26-28% in Mediterraneo (Goni et al., 2003a; Marin, 1985). Questi dati però non risultano essere facilmente paragonabili a causa delle differenti modalità di cattura utilizzate nelle diverse aree.

### Distribuzione larvale e reclutamento di giovanili

Le larve di *P. elephas* sono zoee planctoniche, di forma vagamente foliacea, chiamate phyllosoma (Fig. 2.3). Queste misurano dai 2,9 ai 3,9 mm di lunghezza totale alla nascita (Williamson, 1983), e risultano essere significativamente più grandi di quelle delle altre specie appartenenti alla stessa famiglia (Kittaka e Ikegami, 1988). Le larve risultano quindi morfologicamente adatte alla vita planctonica a largo, benché siano scarse nuotatrici sul piano orizzontale.

La durata dello stadio larvale planctonico va dai 5-6 mesi sino ai 10-12 a seconda delle regioni prese in esame, questo periodo è però significativamente più breve in condizioni di allevamento dove si aggira tra i 65 e 149 giorni, in relazione alle condizioni di coltura e disponibilità di cibo (Kittaka e Ikegami, 1988; Kittaka et al., 2001).

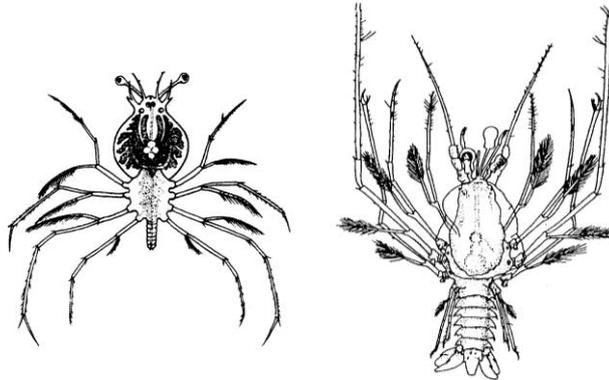


Fig. 2.3 - Phyllosoma di *Palinurus elephas* dopo la schiusa (sinistra). Phyllosoma tardivo di *P. elephas* (destra).

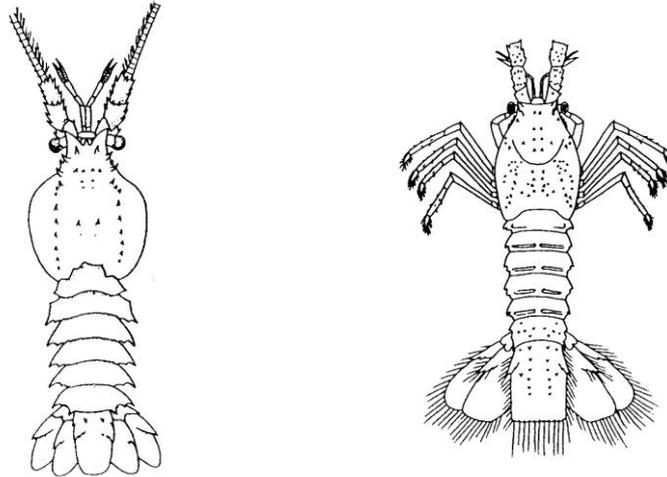


Fig. 2.4 - Puerulus (sinistra) e post-puerulus (destra) di *Palinurus elephas*.

Al termine dell'ultimo stadio di sviluppo, il phyllosoma muta divenendo un puerulus, la postlarva dei palinuridi (Fig. 2.4) . Subito dopo la metamorfosi, il puerulus è lungo circa di 20 mm (Bouvier, 1914), ha un corpo semitrasparente, vagamente simile a quello dell'adulto, con un carapace di forma globosa, molto convesso e poco calcificato; è provvisto di pleopodi ben sviluppati, che gli conferiscono una discreta abilità natatoria (Hunter, 1999).

Il puerulus in un primo momento non si nutre, ma vive esclusivamente delle riserve accumulate durante la fase a phyllosoma (Phillips et al., 2006). Inizialmente è planctonico, o meglio nectonico, poiché è in grado di nuotare attivamente, dirigendosi verso la costa, in acque poco profonde, in cerca di un habitat adatto all'insediamento; durante questa fase alterna periodi di nuoto, durante la notte, a periodi di sosta sul fondo, fino al raggiungimento del sito d'insediamento (Phillips et al., 2006).

In *P. elephas* l'insediamento dei puerili ha luogo soprattutto su rocce calcaree, dove sono presenti gli *holes* dei datteri di mare (*Lithophaga lithophaga* Linnaeus,

1758), rifugio ideale per i puerulii che in questa fase hanno una taglia compresa tra 7,5-8 a 14 mm di LC (nel Mediterraneo occidentale) (Díaz et al., 2001). I puerulii sono particolarmente vulnerabili alla predazione e trascorrono gran parte del tempo nascosti negli *holes*, lasciando uscire all'esterno solamente le seconde antenne e le antennule chemiocettrici (Phillips et al., 1994).

L'insediamento dei puerulii inizia solitamente a maggio-giugno e termina verso febbraio, anche marzo, in base alla profondità. Si hanno diversi picchi d'insediamento durante l'anno, di cui il più importante è quello estivo, da giugno a luglio (Mediterraneo occidentale), quando la temperatura della superficie del mare inizia ad aumentare (Díaz et al., 2001). Secondo quanto descritto per i mari nord irlandesi i giovanili sarebbero infatti presenti durante tutto il periodo estivo (Mercer, 1973). I puerulii sembrano preferire il range batimetrico da 10 a 15 m per l'insediamento, sebbene gli *holes* siano presenti anche sopra e sotto queste profondità (Díaz et al., 2001). Anche l'inclinazione del substrato sembra essere importante, con una netta preferenza per i substrati verticali, meno esposti alla luce (Díaz et al., 2001).

Mentre l'insediamento degli individui più giovani è limitato quasi esclusivamente alle rocce calcaree, i postpuerulii tardivi e i giovanili possono abitare le fratture di qualsiasi tipo di roccia, indipendentemente dalla loro litologia (Goni et al. 2001b; Díaz et al., 2001). Questo cambiamento del tipo di rifugio, accompagnato dal progressivo spostamento verso acque più profonde, è il motivo per cui, dopo il picco estivo, si osserva una lenta ma costante diminuzione del numero d'individui negli *holes* (Díaz et al., 2001).

### **Taglia di prima maturità sessuale**

La taglia di prima maturità di *P. elephas* varia regionalmente. In Bretagna è raggiunta a circa 95 mm di lunghezza carapace (LC) (Latrouite e Noël, 1997). In Irlanda, Mercer (1973) ha stimato una prima maturità delle femmine ad una taglia di 82 mm (LC), e dei maschi a 84,5 mm (LC).

Recenti studi, effettuati su di una popolazione protetta nel Mediterraneo centro-occidentale, hanno dimostrato che la maturità delle femmine viene raggiunta simultaneamente ad una taglia media di 76-77 mm (LC), i maschi invece raggiungono maturità fisiologica a 82,5 mm di lunghezza carapace, sebbene abbiano comunque la stessa età rispetto alle femmine (Goni et al., 2003a). Tuttavia in Corsica Marin (1987) ha osservato un anno di differenza tra il raggiungimento della prima maturità delle femmine rispetto ai maschi, maturi mediamente a 76 mm (LC).

### **Mute e accrescimento**

In Mediterraneo, le femmine di *P. elephas* compiono una o due mute annuali, soprattutto tra aprile e maggio (Marin, 1987), e probabilmente anche in inverno dopo la schiusa (Cuccu et al. 1999; Goni, unpublished data). Nell' Atlantico di contro le femmine compiono un muta all'anno nel periodo che va da aprile a giugno, poco prima dell' accoppiamento (Mercer, 1973; Latrouite e Noël, 1997). Secondo Mercer (1973) i maschi maturi delle acque irlandesi seguono lo stesso andamento sopra descritto solo leggermente più dilatato nel tempo.

La frequenza delle mute cambia in relazione all'età e alla taglia dell'animale: gli individui più giovani arrivano a compere da due a 5 mute annuali (Corral, 1968; Marin, 1987; Cuccu et al., 1999), questa frequenza decresce poi velocemente con la

crescita ed ancora di più nelle femmine rispetto ai maschi (Cuccu et al., 1999; Follesa et al., 2003).

Prima della muta l'animale rimane al riparo per circa una settimana senza nutrirsi, una volta effettuata l'esoscheletro impiegherà dai 7 ai 19 giorni (Karlovac, 1965) o da 4 a 7 (Cuccu et al., 1999) per la completa calcificazione.

*P. elephas* raggiunge taglie massime maggiori nei mari atlantici (200 mm e 170 mm di lunghezza carapace rispettivamente per maschi e femmine in Bretagna, Latrouite e Noël, 1997), in confronto a quelle raggiungibili in Mediterraneo (175 mm e 160 mm LC, Campillo e Amadei, 1978). Queste stime vanno però valutate tenendo in conto la variabilità di tutti i fattori che possono influenzare la crescita di questi animali nelle diverse regioni.

### **Struttura di popolazione e composizione di taglia**

Le informazioni sulla struttura di popolazione di *P. elephas* derivano dalle catture effettuate tramite diversi attrezzi di pesca, tra cui trappole o nasse, pesca subacquea e pesca col tramaglio (Hepper, 1977); questa varietà di metodi di cattura, insieme alla forte dispersione dei dati raccolti, ostacola una facile comparazione di questi ultimi su scala temporale e spaziale (Hunter et al., 1996; Goni e Latrouite, 2005).

In generale in Atlantico *P. elephas* raggiunge taglie modali e dimensioni massime maggiori rispetto ai conspecifici che vivono in Mediterraneo. Nelle ultime quattro decadi si sono però registrate in tutte le regioni di pesca consistenti riduzioni delle taglie medie.

Ad esempio in Cornovaglia tra il 1965-75 i maschi catturati misuravano mediamente 145-160 mm di lunghezza carapace contro i 122-134 mm LC delle

femmine (Ansell e Robb, 1977; Hepper, 1977). Studi più recenti (Hunter et al., 1996) hanno tuttavia dimostrato, in queste acque, una forte diminuzione delle taglie medie sino a 125,6 mm LC negli individui di sesso maschile. Questa diminuzione potrebbe, secondo gli autori, essere stata causata dalla progressiva sostituzione, come metodo principale di cattura, delle trappole con i tramagli, avvenuta principalmente negli anni '70.

Uno studio simile è stato svolto anche nelle acque corse, qui nel 1977 i dati registrati tramite la pesca col tramaglio hanno mostrato mode comprese tra i 95,6 e i 109,7 mm LC , con picchi massimi di lunghezza carapace di 175 mm (maschi) e 160 mm (femmine) (Campillo, 1982). Otto anni dopo la taglia modale era precipitata fino a 75 mm LC per entrambi i sessi, con picchi massimi di 140 mm LC per i maschi e 120 mm per le femmine (Marin, 1987).

Goni et al. (2003b) hanno mostrato come le trappole usate nel bacino occidentale del Mediterraneo, non catturavano e perciò preservavano gli individui di maggior dimensione (prevalentemente maschi). Questi stessi individui però col passaggio all'utilizzo del tramaglio sono risultati essere più che vulnerabili.

### **Migrazioni**

*P. elephas* intraprende una migrazione pre-riproduttiva verso le acque interne nel periodo primaverile, in tardo autunno invece, dopo l'evento riproduttivo, compie una migrazione inversa (Mercer, 1973; Ansell e Robb, 1977; Goni et al., 2000; 2001b). Questi spostamenti sono regolati anche dalle disponibilità di cibo e dalla necessità di nuovi rifugi.

Studi di marcatura e ricattura effettuati in Atlantico ed in Mediterraneo mostrano che gli adulti mediamente compiono movimenti su distanze comprese tra i

5 e 20 km in un periodo che va da 1 a 8 anni (Hepper, 1967,1970; Marin, 1987; Goni et al., 2001b). Sono stati inoltre riportati due spostamenti eccezionali in Mediterraneo, rispettivamente di 50 e 70 km (Relini e Torchia, 1998; Cuccu et al., 1999).

### **Predatori e mortalità naturale**

Gran parte della mortalità naturale del genere *Palinurus* è dovuta essenzialmente alla predazione, in particolare subito dagli stadi larvali e giovanili, ma anche da adulti in muta. I predatori più comuni e conosciuti di *P. elephas* nel Mediterraneo centro-occidentale sono *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) e *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Quetglas et al., 2001).

Gli stadi larvali sono presenti nelle diete di altri teleostei quali *Labrus* spp., *Scorpaena* spp. e *Serranus* spp. (Marin, 1987). *P. elephas* si difende colpendo e trattenendo il predatore con le lunghe antenne, in modo da graffiarlo e costringerlo alla fuga (Barshaw et al., 2003).

Un recente studio rivela che questa specie non presenta un comportamento cannibale in condizioni naturali (Goni et al., 2001a), questo è stato invece osservato in cattività (Marin, 1987). La mortalità naturale è stata stimata essere 0,11 y<sup>-1</sup> (Hepper, 1977) e 0,15 - 0,3 y<sup>-1</sup> (Marin, 1987). Questi valori molto bassi riflettono una strategia di vita ad accrescimento lento ed alta longevità; questa è stata stimata essere mediamente di circa 15 anni ma potrebbe essere ancora maggiore (Marin, 1987).

### **Dieta**

*P. elephas* caccia essenzialmente nelle ore notturne una vasta varietà di piccoli organismi bentonici, tra cui principalmente molluschi, echinodermi e crostacei

(Mercer, 1973; Goni et al., 2001a). I cibi preferiti appaiono variare in base all'abbondanza di prede, i crostacei decapodi, le alghe coralline e gli ophiuroidi sono predati solo quando molluschi e altri echinodermi sono scarsi (Marin, 1987).

## CAPITOLO 3

### ***La pesca di *Palinurus elephas* in Mediterraneo e Atlantico***

*P. elephas* è stata pescata per secoli e documenti sulla attività di pesca commerciale esistono almeno dal diciannovesimo secolo (Von Salvador, 1895). In Francia si sviluppò una flotta dedita alla pesca del prezioso crostaceo che in seguito, nei primi anni del ventesimo secolo, si espanse in Inghilterra, Scozia, Spagna, Portogallo, Marocco e Tunisia (Ceccaldi e Latrouite, 2000).

Tradizionalmente *P. elephas* veniva catturata con le nasse e qualche volta dai subacquei (Hepper, 1977; Hunter et al. 1996; Goni et al., 2003b; Gristina e Gagliano, 2004). Un cambiamento radicale nella tecnologia di sfruttamento si sviluppò durante gli anni 60 e 70 a seguito della progressiva introduzione delle reti a tramaglio che virtualmente sostituirono altri metodi di cattura. Il cambiamento nella strategia di pesca non solo ebbe un impatto sui livelli di sfruttamento, demografia e rapporto sessi delle popolazioni sfruttate (Hunter et al., 1996; Goni et al., 2003b) ma anche sul campionamento delle catture commerciali in quanto i campioni furono influenzati dalla selettività e dalla catturabilità dell'attrezzo. Uno studio sulla comparazione fra le catture effettuate con le nasse e con i tramagli (Goni et al., 2003b) evidenzia una ridotta catturabilità dei grossi maschi nelle nasse rispetto ai tramagli. Lo stesso studio sottolinea come piccole aragoste di Lunghezza Carapace inferiore ai 70 mm sono difficilmente ritenute dalle nasse. Allo stesso modo grossi esemplari di dimensioni

superiori ai 130 mm di LC sono raramente catturati dall'attrezzo probabilmente a causa di una estrema difficoltà ad entrare nelle ceste a seguito di differenze comportamentali o limitazioni fisiche o perché più abili a nutrirsi al di fuori di queste. In generale gli studi mettono in evidenza che le catture dei tramagli, in comparazione con quelle effettuate dalle nasse, presentano una minore selettività generando elevati tassi di bycatch e un maggiore impatto fisico sugli habitats bentonici attraverso catture accidentali di spugne, briozoi, coralli e alghe coralline (Goni et al., 2003b; Cau, unpublished data).

Un sovrasfruttamento delle popolazioni di *P. elephas* fu notato già nei primi anni '30 (Ninni, 1934) ma l'estensione del declino della pesca si registrò intorno al 1960-1980 (Marin, 1985; Ceccaldi e Latrouite, 2000; Hunter, 1999). Lo sforzo di pesca aumentò quindi drammaticamente non appena le nasse furono sostituite dai tramagli, reti a traino e altre tecnologie di pesca più avanzate. Indubbiamente la mancanza di reali dati di cattura e sforzo non permettono di attestare con certezza l'ipotesi che il cambiamento della tipologia di attrezzo abbia portato al sovrasfruttamento della risorsa. In tutta l'Europa e nei paesi africani dove vengono pescati sia *P. elephas* che *P. mauritanicus*, le statistiche dello sbarcato di pesca della FAO per gli anni 1984 e 1996 furono registrati come "*Palinurus* sp." (una distinzione venne fatta solo in Francia). Queste statistiche di pesca, che rappresentano l'unico dato ufficiale, mostrano un declino delle catture tra il 1988 e il 1996, con una diminuzione da 8710 t a 4242 t per anno (Fig. 3.1a, b). Sfortunatamente, l'irregolarità nella consegna dei dati da parte di molti paesi, o l'inclusione di altre specie nelle catture rende il dato di difficile interpretazione. Stime più esatte dello sbarcato di *P. elephas* nel 2004 si aggirano intorno a 500-800 t per anno nel Mediterraneo e tra

150-300 t per anno nell'Atlantico. Questi dati, in ogni caso, contrastano con lo sbarcato di alcune migliaia di tonnellate nella prima metà del ventesimo secolo (un esempio nella sola Francia lo sbarcato si aggirava intorno a 3000 t nel 1940).

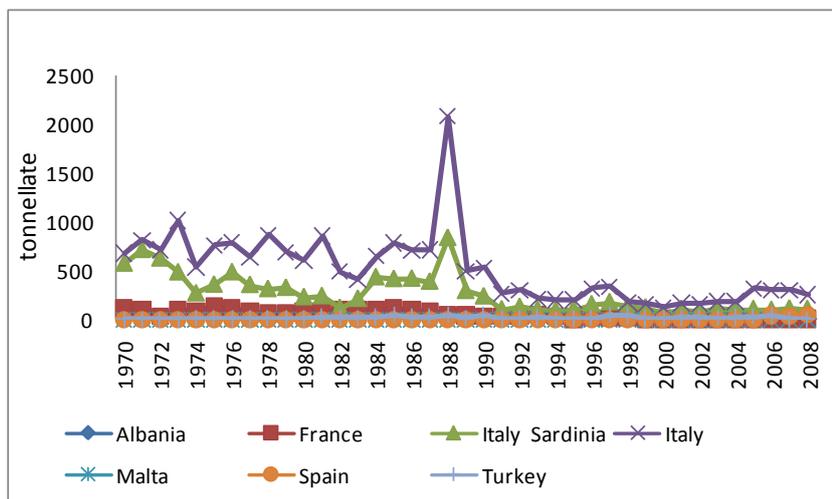


Fig. 3.1a - Statistiche FAO: dati sbarcato aragoste dal 1970 al 2008. Trends dello sbarcato con incluso i dati relativi all'Italia.

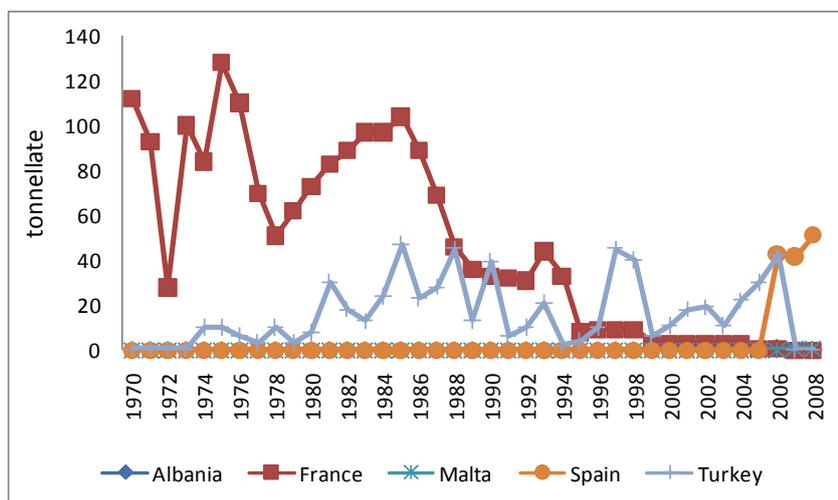


Fig. 3.1b - Statistiche FAO: dati sbarcato aragoste dal 1970 al 2008. Trends dello sbarcato escluso i dati relativi all'Italia

Conoscenza sulla struttura delle popolazioni sfruttate di *P. elephas* provengono principalmente da dati di cattura commerciali o surveys portati avanti in differenti regioni del Mediterraneo a partire dai primi anni '50. Questi dati sono scarsi e discontinui, quindi un'esatta stima spaziale e temporale della struttura di taglia e rapporto sessi della popolazione risulta piuttosto difficile. In Corsica Campillo (1982) studiò per primo la struttura della taglia delle catture commerciali durante un programma di campionamento del 1977. Le taglie massime di cattura furono di 160 e 175 mm di LC rispettivamente per le femmine e i maschi e le corrispondenti taglie modali di 96 e 104 mm di LC. La composizione di taglia delle catture commerciali in Corsica venne quindi in seguito registrata attraverso un campionamento di 2 anni nel 1983-1984. I risultati indicarono un sostanziale decremento delle taglie modali per entrambi i sessi a 75 mm di LC e delle taglie massime a 120 mm e 140 mm rispettivamente per le femmine e per i maschi (Marin, 1987). Sebbene già Campillo (1982) riconosceva che nel 1977 la pesca mostrava già i primi segni di sovrasfruttamento, l'intensificazione dello sforzo e l'estensione dell'introduzione del tramaglio negli ultimi anni del 1970 e i primi del 1980 aveva ridotto notevolmente il numero dei grossi esemplari. Come le nasse usate nel Mediterraneo occidentale escludevano e quindi proteggevano i grossi esemplari (presumibilmente maschi), è plausibile che allo stesso tempo il cambiamento dell'attrezzo e quindi l'incremento dello sforzo di pesca, abbia cambiato la struttura di taglia della popolazione. La struttura di taglia di una popolazione di *P. elephas* dopo 10 anni dall'attivazione di una area marina protetta nelle isole Columbretes (Mediterraneo occidentale) presentava mode intorno a 100 e 100-130 mm di LC rispettivamente per le femmine

e i maschi. Le taglie massime di 148 e 173 mm di LC in femmine e maschi (Goni, unpublished data) assomigliavano a quelli riportati da Campillo (1982).

Dati pubblicati sulle flotte impegnate nella pesca di *P. elephas* in Mediterraneo risultano piuttosto scarsi e le uniche notizie possono essere reperite dalla letteratura grigia (Dr. Oliver Tully per l'Irlanda, Dr. Hicham Masski per il Marocco e Christina Mytilineou per la Grecia)(Goni e Latrouite, 2005).

**Irlanda.** Attualmente la flotta risulta costituita da 20-25 imbarcazioni che nel periodo compreso tra maggio e settembre praticano la pesca dell'aragosta rossa con il tramaglio, sebbene un bycatch viene registrato per le reti fisse e in minor misura nella pesca a strascico. Come accade in altre marinerie, un cambiamento avvenne intorno agli anni '70 quando le nasse vennero sostituite dai tramagli e si registrò una deplezione degli stock con una notevole riduzione delle taglia medie di cattura. Durante il periodo compreso tra il 1990 e 2000 le statistiche della pesca registrarono una significativa riduzione degli sbarcati da 175 a 33 t. Attualmente la taglia minima di cattura è 110 mm di LC, 20 mm al di sopra di quella imposta dalla Comunità Economica Europea. Attualmente sono attive due aree in cui è vietata la pesca con i tramagli e molti sforzi vengono attuati dalle Autorità per ottenere una riconversione alla pesca con le nasse.

**Inghilterra.** In Inghilterra la pesca dell'aragosta rossa è limitata alla Cornovaglia, alla parte occidentale del Galles e alle Isole occidentali della Scozia (Hunter, 1999). Come accadde anche in altri paesi, la pesca dell'aragosta un tempo veniva praticata con le nasse (e occasionalmente dai sommozzatori) ma, sebbene questo attrezzo venga ancora utilizzato in alcune zone, le reti del tramaglio sono attualmente il principale mezzo di cattura. I valori delle catture per unità di sforzo

(CPUE) declinarono vertiginosamente tra il 1979 e il 1997 registrando una deplezione delle popolazioni di aragosta rossa (Hunter et al. 1996).

**Francia.** Si distingue una pesca Atlantica ed una Mediterranea. Secondo quanto riportato da numerosi Autori (Dupouy, 1920; Postel, 1962; Gloux e Manach, 1976), mentre *P. elephas* e *Homarus gammarus* furono apprezzati nella Francia mediterranea per diversi secoli, la pesca diretta nel versante Atlantico iniziò solo alla fine del 19° secolo, quando una piccola flotta specializzata si sviluppò in Britannia e nelle zone vicine. All'inizio del 20° secolo, una flotta di grosse imbarcazioni espanse la sua attività in Inghilterra, Scozia, Spagna, Portogallo, Marocco e Tunisia. Dopo il 1960, l'impovertimento dello stock dell'aragosta portò molte imbarcazioni a indirizzare la pesca verso risorse diverse come il granchio (*Cancer pagurus*, 1758 e *Maya brachydactyla*, Balss, 1922). Attualmente l'aragosta rossa *P. elephas* rappresenta il bycatch di barche (circa 150 di 12 metri di lunghezza media) che praticano altre tipologie di pesca con il tramaglio (panno centrale di 240-320 mm maglia stirata) indirizzate verso la rana pescatrice (*Lophius piscatorius*, Linnaeus, 1758), le razze (*Raja* spp.) e il rombo (*Psetta maxima*, Linnaeus, 1758). Le catture con la rete a strascico e le nasse sono sporadiche. Lo sbarcato, nel 2003, era stimato intorno alle 50 t (Latrouite, unpublished data). Sebbene la pesca avvenga in generale tutto l'anno, una maggiore insistenza nella catture viene praticata fra aprile e novembre. La taglia minima di 90 mm di LC (regolamentazione della Comunità Economica Europea) è l'unica misura gestionale attualmente adottata. Nel versante mediterraneo la piccola pesca si sviluppò attorno alla Corsica alla fine del diciannovesimo secolo (Marin, 1985). Anche in Corsica negli anni '60 l'introduzione di nuove tecnologia di pesca (eco-sonar, reti a strascico, tramagli) portò ad un aumento

dello sforzo di pesca (Giménes, 1969) e un deciso declino delle catture. Attualmente la flotta risulta costituita da circa 200 barche (lunghezza media 8 metri) che pescano con tramagli (125-160 mm maglia stirata del panno interno). Nel 2004 gli sbarcati erano stimati intorno intorno a 65 t (Pere A., comunicazione personale). Otto santuari, distribuiti intorno all'isola, coprono circa 80 km<sup>2</sup>. Nonostante i dati ufficiali sullo sbarcato delle specie appaiono non molto accurati, viene evidenziato negli anni un drastico declino degli sbarcati principalmente imputabile alla mortalità da pesca, specialmente dovuto all'azione delle reti (anche se non mirate alla cattura delle aragoste). Reports amministrativi e dell'industria indicano che gli sbarcati nazionali (Atlantico e Mediterraneo insieme) stimavano delle catture pari a oltre 1000 t tra il 1920 e il 1925, con un picco nel 1947 con 2678 t. A partire degli anni 50, le catture diminuirono drasticamente. Sbarcati annuali medi si aggiravano intorno a 867 t negli anni '50, 360 t negli anni '60 e intorno a 50 t negli anni più recenti.

**Portogallo.** Attualmente *P. elephas* è pescato nella costa sud-occidentale da una flotta artigianale di circa 40 imbarcazioni in possesso di più di 1 licenza di pesca. Durante la primavera e l'estate, periodi in cui si registrano le maggiori catture, queste imbarcazioni effettuano la pesca mirata all'aragosta rossa attraverso l'utilizzo di reti nodate o reti a tramaglio che vengono calate e lasciate in mare per un periodo medio di 4 giorni. Anche in Portogallo, durante l'ultima decade le catture commerciali di aragosta rossa hanno subito un drastico declino passando da 400 t nel 1990- 1992 a una media di 6 t nel 2000-2002. La specie sembra aver subito una completa scomparsa a profondità inferiori a 30 m. In questo paese il declino delle catture potrebbe essere attribuibile anche alla vendita di aragoste sottotaglia nel mercato nero, anche se la maggiore causa intorno agli anni '70-80 è sempre

attribuibile alla progressiva sostituzione delle nasse con attrezzi sempre più efficienti nella cattura delle specie. La legislazione specifica che non possono essere pescate aragoste di LC inferiore ai 95 mm. Viene inoltre rimarcata la proibizione dello sbarcato di femmine ovigere.

**Spagna.** La pesca dell'aragosta *P. elephas* ha una lunga tradizione nelle coste spagnole (Von Salvador, 1895; Iglesias et al., 1994). Attualmente la pesca è principalmente ristretta al Mediterraneo mentre in Atlantico la specie è catturata come by catch dei tramagli. Nella Spagna mediterranea, più di 600 imbarcazioni artigianali e circa 1100 pescatori effettuano la pesca all'aragosta (Alarcon, 2001). Come capita anche in altri paesi, la pesca del tramaglio ha sostituito le nasse un po' in tutte le aree, eccetto per le Baleari dove ancora alcuni pescatori eseguono la pesca con le nasse. Massuti (1973) raccolse dati delle catture dell'aragosta rossa nelle Baleari tra il 1940 e 1970. Le catture medie annuali tra il 1940-45 erano intorno a 90 t, declinando a circa 40-50 t nel 1950-55 e a 20 t nel 1965-70 quando lo sforzo di pesca triplicò. Come le nasse sostituirono i tramagli, le catture incrementarono nuovamente.

Dati ufficiali di sbarcato relativi all'anno 2000 ammontano a circa 2 t in Atlantico e 98 t in Mediterraneo. Tuttavia, studi effettuati su alcune marinerie mediterranee mettono in evidenza che i dati ufficiali delle catture commerciali appaiono sottostimati in quanto una significativa ma variabile porzione di aragoste di taglia vengono vendute direttamente ai consumatori (spesso ristoranti) e quindi non registrate. L'uso di fattori correttivi applicati sui dati relativi ad alcune località suggeriscono che lo sbarcato annuale dell'aragosta in Spagna raggiunga le 200 t. Vi è quindi il sospetto che i tassi di mortalità da pesca siano aumentati in tutte le località

e che la risorsa sia sovrasfruttata. Al momento non sono disponibili dati affidabili delle catture commerciali, tuttavia alti tassi di ricattura (al di sopra del 61%) di aragoste rilasciate nelle zone di pesca vicino alle isole Columbretes (Mediterraneo occidentale) suggeriscono alti tassi di cattura in quell'area (Goni et al., 2000). La pesca nel versante Mediterraneo viene regolamentata dalla legislazione Europea per quanto riguarda la taglia minima di cattura (90 mm di LC approssimativamente 26 mm di LT). Viene inoltre imposta una chiusura della pesca per 6 mesi quando sono presenti le femmine ovigere (settembre-febbraio), la proibizione della pesca nel week end e un limite sul numero degli attrezzi per barca (4500 m di tramaglio o 350 nasse). La taglia della maglia del panno esterno ed interno del tramaglio (minimo di 200 e 65 mm rispettivamente ) è inoltre regolamentata.

**Croazia.** Nell'Adriatico orientale, le più importanti zone di pesca sono dislocate nella parte meridionale di alcune piccole isole (Soldo et al. 2001). Alti valori del prodotto, catture ridotte e pesca multi-attrezzo caratterizzano le catture della zona. Storicamente, le catture avvenivano attraverso nasse e reti da posta. Negli anni recenti, la maglia delle reti utilizzate per la pesca della specie sono state ridotte da 240 mm a 120 mm per le reti da posta e 80 mm per il panno interno del tramaglio (Soldo et al., 2001). Dati ufficiali dello sbarcato annuale registrano valori più alti nel 1953 (83 t) rispetto a quelli del periodo compreso tra 1985-1998 (oscillano fra 23 e 43 t). Sebbene i dati ufficiali di sbarcato non siano declinati nell'ultima decade, molte evidenze (interviste pescatori, ispezioni autorità competenti, indagini di mercato) indicano che la risorsa è pesantemente sfruttata e che le catture totali, le taglie medie delle aragoste e le CPUE sono declinate significativamente (Soldo A., comunicazione personale). La pesca è regolamentata dalla Comunità economica

Europea per quanto riguarda la taglia (90 mm di LC). Il periodo di chiusura della pesca va da ottobre ad aprile e le femmine ovigere devono essere rimesse in mare (Soldo A. comunicazione personale).

**Grecia.** Un censimento della pesca artigianale greca effettuato nel 2001 parla di una stima di 18000 piccole barche artigianali ma il numero di quelle coinvolte nella pesca dell'aragosta non è conosciuto. Tramagli e reti da poste risultano i principali attrezzi di cattura dell'aragosta anche se elevato risulta il bycatch derivante dalle reti a strascico. *P. elephas* e *H. gammarus* sono pescate insieme e le statistiche ufficiali uniscono le catture delle due specie: la proporzione delle catture risulta del 80 % per l'aragosta rossa e 20% per l'astice. Dati annuali medi dello sbarcato nel 1990 evidenziano catture pari a 200 t mentre le stime ufficiali sono solamente di 23 t evidenziando come una larga frazione di aragoste sono direttamente vendute ai consumatori dei ristoranti. La pesca è regolamentata dalla Comunità economica Europea per quanto riguarda la taglia (90 mm di LC); sono inoltre attuate una proibizione dello sbarcato di femmine ovigere e un periodo di chiusura della pesca di 4 mesi (settembre- dicembre).

**Tunisia.** La flotta coinvolta nella pesca dell' aragosta tunisina nel 1990 raggiungeva circa il numero di 80 imbarcazioni, sebbene oggi solamente 56 imbarcazioni (lunghezza media di 14 metri) operano principalmente nelle zone di pesca di La Galite ed Esuerquis (Quetglas et al. 2004). Come in altre marinerie mediterranee, anche in Tunisia si è assistito ad una progressiva sostituzione delle nasse con attrezzi meno selettivi come il tramaglio. La taglia modale di cattura della specie nel 2004 era pari a 110 mm di LC (Quetglas et al. 2004). La Tunisia presenta una rilevante serie di dati dello sbarcato in quanto gran parte del prodotto viene

venduta nel mercato estero incoraggiando così un cospicuo controllo allo sbarcato. Dati annuali di sbarcato relativi al periodo 1990-2002 registravano un picco di 74 t, successivamente nel 2002 si assiste ad un declino a 33 t (Quetglas et al. 2004). Gli stock appaiono notevolmente sovrasfruttati e misure di protezione come l'imposizione della taglia minima di cattura, estensione del periodo di chiusura della pesca, la reintroduzione delle nasse appaiono ancora in via di programmazione (Zarrouk, 2000). La pesca appare regolamentata da un taglia minima di cattura pari a 200 mm di LT (pari a circa 67 mm di LC), un periodo di chiusura della pesca annuale (metà settembre-febbraio) e proibizione dello sbarcato delle femmine ovigere (Zarrouk, 2000).

**Marocco.** *P. elephas* è pescato in tutte le coste marocchine anche se l'abbondanza appare maggiore nel versante atlantico rispetto a quello mediterraneo. Gli attrezzi da pesca maggiormente usati sono le nasse e le reti. La flotta è composta da grandi imbarcazioni in legno (15-23 m di lunghezza) oltre piccole imbarcazioni (meno di 6 m) che effettuano principalmente una pesca locale. I primi dati ufficiali sullo sbarcato delle aragoste risalgono agli anni '60 (da Tangeri ad Agadir) con una frazione pari a 12 e 17 t rispettivamente nel 1966 e 1967 (Collignon, 1966, 1967). Statistiche ufficiali relative ad un periodo più recente registrano uno sbarcato pari a 166 t nel 2002 e 112 t nel 2003 ma i dati riguardano le catture delle tre specie presenti nelle acque tunisine (*Palinurus regius*, *P. mauritanicus* e *P. elephas*) e la proporzione di *P. elephas* non è nota. Una taglia minima di 80 mm di LC è l'unica regolamentazione nota.

**Italia:** nessuna informazione sulla pesca di *P. elephas* è disponibile in letteratura al livello nazionale. La pesca è molto comune in Sardegna (cfr. cap. 4).

Nell'Italia meridionale (Golfo di Taranto e Sicilia) a partire dal 1950 *P. elephas* veniva pescata esclusivamente con le nasse. In seguito questo attrezzo di pesca venne sostituito con i tramagli (Petrosino et al., 1985; Gristina e Gagliano, 2004). La pesca segue la regolamentazione europea per quanto attiene la taglia minima di cattura, le femmine ovigere devono essere rimesse in acqua. In Sicilia la pesca è chiusa fra gennaio e aprile (Gristina et al., 2002)

# CAPITOLO 4

## ***La pesca di *Palinurus elephas* in Sardegna***

In Sardegna la pesca di *P. elephas* ha assunto proporzioni di considerevole intensità a partire dalla fine del secolo scorso con l'incrementare del numero delle imbarcazioni, del numero degli attrezzi per barca e degli operatori.

L'indagine condotta da Santucci (1928) intorno agli anni '20 presso le principali marinerie isolate consentì di delineare un quadro sulla reale situazione della pesca dell'aragosta in quegli anni. Come riferisce l'Autore agli inizi del secolo si verificò un sensibile aumento delle imbarcazioni dedite alla pesca dell'aragosta, molte delle quali appartenenti a marinerie non isolate.

In particolare risultò che presso Carloforte insistevano soprattutto pescatori locali che potevano contare, nel 1928, su una flotta di circa 80 barche attrezzate con nasse. Queste catturavano giornalmente da 15 a 40 kg di aragoste, con pesi medi per esemplare di circa 600-800 gr.

Presso Alghero, dove i primi a dare sviluppo alla pesca dell'aragosta furono gli spagnoli, esercitavano tale attività circa 100 barche, per la maggior parte locali ed in parte ponzesi, alcune delle quali non erano armate a nasse ma a tremagli di fondo. Queste catturavano mediamente circa 12-15 kg di totale giornaliero, con peso medio per esemplare di 600-800 gr.

Intorno a Porto Torres vi erano solo una quindicina di barche per lo più locali, ma anche ponzesi ed algheresi, attrezzate per la pesca all'aragosta, che sbarcavano esemplari di circa 500-700 gr. Nell'area di pesca dell'Asinara operavano una trentina di barche, di cui 20 locali e 10 ponzesi.

A Castelsardo le barche pescavano mediamente ogni giorno 8-10 kg di aragoste, con catture medie di 600-800 gr.

Alla Maddalena esercitavano soprattutto pescatori ponzesi come a Golfo Aranci ove si potevano contare 40 imbarcazioni; gli esemplari catturati erano di taglie medie intorno ai 900-1000 gr.

Lungo tutta la costa orientale, infine, operavano pressoché solo pescatori ponzesi con circa 80 barche in grado di sbarcare 12-14 kg giornalieri.

Secondo l'Autore la pesca veniva condotta tra 15 e 100 m di profondità, normalmente su fondale duro misto a sabbia. In generale le barche attrezzate per la pesca all'aragosta erano per lo più lunghe cinque metri (Carloforte) o sette metri (Alghero, Porto Torres, Castelsardo), con quattro uomini di equipaggio, ed attrezzate con vivai. La maggior parte dello sbarcato veniva tenuto in cassoni-vivaio ancorati in mare ad un centinaio di metri, in attesa del trasporto presso i mercati. L'attrezzo maggiormente in uso in quell'epoca era la nassa in numero variabile da 50 a 100 per imbarcazione. Ad Alghero erano presenti 40 barche attrezzate con tramagli.

Santucci (1928) riportò inoltre che gli esemplari catturati avevano lunghezze medie tra i 25-30 cm di LT per la costa occidentale, e 30-35 cm di LT per la costa orientale.

Ad eccezione dei mesi compresi tra febbraio e aprile in cui la pesca dell'aragosta era proibita secondo un provvedimento nazionale (art. 22 reg. 13

novembre 1882, n. 1090, modifica al reg. per l'applicazione legge 4 marzo 1877, n. 3706) il periodo in cui il prelievo era maggiore andava da luglio ad ottobre. Provvedimento adottato per la salvaguardia degli stocks, oltre alla limitazione del periodo di pesca, era anche l'imposizione di una taglia minima di cattura pari a 20 cm di LT (Tab. 4.1).

Tab. 4.1 - Evoluzione della pesca di *Palinurus elephas* in Sardegna.

	1928	1955	1975	Attuale
<b>Profondità sfruttate (m)</b>	15-100	15-100	50-200	50-200
<b>Stagione di chiusura</b>	Dal 1 gennaio al 30 aprile	Dal 1 febbraio al 15 aprile	Dal 1 settembre al 30 marzo	Dal 1 settembre al 28 febbraio
<b>Taglia minima di cattura</b>	LT = 20 cm	LT = 20 cm	LT = 24 cm	LT = 26 cm
<b>Attrezzi</b>	80% nasse 20% tramagli	80% nasse 20% tramagli	5% nasse 95% tramagli	100% tramagli
<b>N° attrezzi/barca</b>	100 nasse	100 nasse	86 pezzi rete	120 pezzi rete

La pesca dell'aragosta in Sardegna ha subito, nel tempo, una evidente evoluzione soprattutto per quel che riguarda la limitazione del periodo di pesca, il cambiamento degli attrezzi in uso, il numero delle imbarcazioni e degli operatori coinvolti, nonché la quantità di sbarcato (Tab. 4.1). Nell'isola, come in tutto il Mediterraneo, si è assistito infatti ad un passaggio dall'uso quasi esclusivo della nassa al tramaglio e alla riduzione della stagione di pesca. Anche le aree sfruttate subirono una variazione, sia a causa di un impoverimento dello stock alle profondità minori sia per l'uso di imbarcazioni più grosse e fornite di una fine strumentazione di bordo per il rilevamento di secche e fondali di pesca adatti.

Già a partire dagli anni '50 venne evidenziata una riduzione delle catture causata dal prelievo incontrollato del crostaceo avvenuto il trentennio precedente.

Uno studio compiuto da Manunta e Balata intorno agli anni '50 relativo alla zona di pesca di Alghero mise in evidenza una tendenza al decremento delle catture e la necessità di predisporre misure più efficaci per salvaguardare la risorsa. Difatti la taglia minima di cattura consentita era ancora di 20 cm di LT ed un provvedimento del Ministero della Marina vietava la pesca dal 1° febbraio al 15 aprile (Tab. 4.1). Manunta e Balata, 1955 suggerivano invece l'applicazione del divieto dal 1° ottobre al 1° marzo, riconoscendo la necessità di proteggere l'aragosta nel periodo riproduttivo.

Un'ulteriore analisi della pesca dell'aragosta in Sardegna fu condotta da Cottiglia negli anni '70 su dati provenienti da diversi centri pescherecci isolani. Secondo l'Autore il numero di operatori che si dedicava prevalentemente o esclusivamente alla pesca dell'aragosta era di circa 780 unità, anche se erano presenti altre categorie di pescatori non censiti per ovvie difficoltà (a strascico, subacquei, corallari), che catturavano il crostaceo più o meno occasionalmente (Cottiglia et al., 1976). Il numero delle barche dedite alla pesca dell'aragosta era di 260, delle quali 25 nella costa orientale e 235 nella occidentale. La barca più comune era compresa tra le 4 e le 7 unità di Tonnellaggio di Stazza Lorda (TSL). Il 99,5 % erano attrezzate con il tramaglio rivelatosi, per vari motivi, molto più vantaggioso rispetto alle nasse; il numero di reti utilizzato per imbarcazione oscillava dai 50 agli 80 pezzi. Tutte le barche erano munite di verricello con tamburo salpareti e di vivaio.

La stima approssimativa del pescato poneva in rilievo una resa media per imbarcazione e per giornata di pesca compresa tra 13 e 16 kg, con taglie medie di

cattura di 400 gr. Le classi di taglia più frequenti erano comprese tra 20 e 27 cm di LT. Si registrava una sensibile diminuzione quali-quantitativa della resa rispetto allo sforzo di pesca, comparato ai dati precedenti del Santucci e di Manunta e Balata.

La tendenza al decremento, dunque, si protrò a causa dell'aumento dello sforzo di pesca reso necessario da una parte dal calo delle catture e dall'altra dalla chiusura di altre attività di pesca quale la pesca del corallo e la conversione di armamento.

A questo scopo si stabilirono normative sempre più severe che riguardavano sia il periodo di pesca del decapode che la sua taglia minima di cattura.

Intorno agli anni '70 la regolamentazione dell'attività di pesca consisteva in un periodo di divieto esteso dal 1 settembre al 30 marzo ed una taglia minima di cattura di 24 cm di LT (Tab. 4.1).

Anche in quest'ultimo decennio l'eccessivo sfruttamento della risorsa, dovuto al continuo aumento dello sforzo di pesca, all'utilizzo sempre più diffuso di moderne strumentazioni di bordo, e ad una richiesta crescente da parte del mercato nazionale, determinò la riduzione delle catture per unità di sforzo nonché un decremento della taglia media degli esemplari pescati.

La tendenza al decremento delle catture, sempre più marcata e compensata da un costante aumento del prezzo unitario, indusse l'Amministrazione Regionale ad istituire norme più restrittive sull'attività peschereccia che riducessero lo sforzo di pesca (limitazione temporale), tutelassero i riproduttori (limitazione stagionale) ed il reclutamento (taglia minima di cattura). Negli anni 90, infatti, fu messo in vigore un decreto che prevedeva un periodo di divieto della pesca e della commercializzazione dal 1° settembre al 28 febbraio (DPR 02.10.68 n.1639 art.132) ed un limite della

taglia minima di cattura di 24 cm di LT (DPR 02.10.68 n.1639 art.88). Dal 1991 fino al 2004 era inoltre in atto un incremento del fermo di pesca di 45 giorni (DPR 22.07.91 n° 25). Dal 2006 la taglia minima di cattura delle aragoste è regolamentata dal decreto europeo che prevede una taglia minima di 90 mm di LC pari a circa di 26 cm di LT (Tab. 4.1).

Attualmente la pesca dell'aragosta nell'isola coinvolge oltre il 25% delle imbarcazioni della pesca artigianale. E' da tenere in ogni modo presente che una quantità rilevante di crostacei viene catturata dalle reti a strascico e da pescatori sportivi.

Nella decade del 2000 e ancor oggi il numero di barche impegnate stagionalmente nella pesca dell'aragosta conta ancora, come negli anni 90, circa 250 unità con un numero di operatori approssimativamente pari a 580 (Secci et al., 1995).

E' da tenere presente che la variabilità annuale del numero delle imbarcazioni impiegate e di conseguenza del numero di operatori esercitanti è condizionata dalle continue fluttuazioni delle catture.

Un rapporto dettagliato sulle varie marinerie interessate è riportato nelle Tabb. 4.2 e 4.3

Tab. 4.2 - Numero e caratteristiche delle imbarcazioni presso le marinerie della costa occidentale

Marinerie	n° barche	TSL	HP	n° operatori
S. Antioco	10	95	1070	24
Carloforte	11	74	957	23
Calasetta	2	14	126	4
Marceddì	3	18	250	8
Cabras	46	310	4104	122
Su Pallosu	11	86	2391	33
Bosa	11	57	914	22
Alghero	56	246	2724	11
Stintino	12	39	421	26
Castelsardo	19	120	1585	49
<b>TOTALE</b>	<b>181</b>	<b>1059</b>	<b>14542</b>	<b>422</b>

Tab. 4.3 - Numero e caratteristiche delle imbarcazioni presso le marinerie della costa orientale

Marinerie	n° barche	TSL	HP	n° operatori
<b>Teulada</b>	2	19	219	5
<b>Cagliari</b>	10	101	1222	27
<b>Porto Corallo</b>	5	51	562	12
<b>Arbatax</b>	15	99	1338	31
<b>Calagonone</b>	5	42	998	12
<b>Siniscola</b>	11	84	1220	28
<b>Golfo Aranci</b>	9	52	727	20
<b>Olbia</b>	2	12	159	4
<b>Santa Teresa</b>	14	112	1640	26
<b>TOTALE</b>	<b>73</b>	<b>572</b>	<b>8085</b>	<b>165</b>

Attualmente, tra le due coste anche la composizione numerica e la tipologia delle imbarcazioni dei centri pescherecci è differente. Infatti il 71% delle barche opera lungo la costa occidentale, mentre solo il 29% in quella orientale. In entrambe le zone la barca più comunemente utilizzata per la pesca dell'aragosta appartiene alla classe compresa tra le 7 e 10 unità TSL.

Per quanto riguarda il tipo di attrezzi in uso è da precisare che le barche vengono generalmente armate per esercitare più mestieri di pesca date le restrizioni di tipo legislativo vigenti e le condizioni meteomarine che in certi periodi dell'anno accorciano ulteriormente il periodo di pesca non consentendo la loro messa in mare.

L'attrezzo più comune per la cattura del crostaceo è la rete a tramaglio (Fig. 4.1). E' una rete da posta autoinnescante che viene calata descrivendo ampie anse a forma di S. E' costituita da tre teli sovrapposti di cui l'interno leggermente più alto rispetto agli esterni in modo da formare un sacco e consentire le catture dei crostacei.



Fig. 4.1 – Rete a Tramaglio in pesca

Il numero di pezzi di rete che compongono ciascun “calamento” varia da 12 a 20 (fino a 100 m di lunghezza ognuno) in relazione a diversi fattori sia di ordine tecnico che pratico. Questo viene regolato da una normativa regionale che impone un massimo di 50 pezzi per imbarcato. Attualmente il numero di reti per barca varia da 90 a 150. Lungo la costa occidentale (oristanese) vengono utilizzate anche reti a maglia più fine che richiedono un periodo di permanenza in mare più breve e vengono principalmente calate a batimetriche minori laddove il fondale lo consente.

Il tempo di permanenza in mare delle reti varia generalmente tra le 24 e le 48 ore in relazione soprattutto alle condizioni meteomarine, alla tradizione del singolo centro peschereccio ed alle maglie della rete utilizzata.

Attualmente la pesca dell’aragosta viene condotta calando le reti lungo batimetriche comprese tra 50 e 200 m (Tab. 4.4)

Tab. 4.4 - Range batimetrici sfruttati e aree disponibili per la pesca di *Palinurus elephas*

<b>Profondità (metri)</b>	<b>Costa Orientale (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Costa Occidentale (km<sup>2</sup>)</b>
<b>50 – 100</b>	1910	2156
<b>100 – 200</b>	1541	4404

Lungo la costa occidentale, per la maggiore estensione della platea continentale, i km<sup>2</sup> sfruttabili sono maggiori rispetto a quelli riscontrati nell'area orientale (Fig 4.2). In realtà la superficie realmente sfruttata nella pesca risulta inferiore, soprattutto lungo la costa orientale, per la presenza sui fondali di imponenti formazioni coralligene di notevole ostacolo e danno per le reti (Cau et al., 1994).

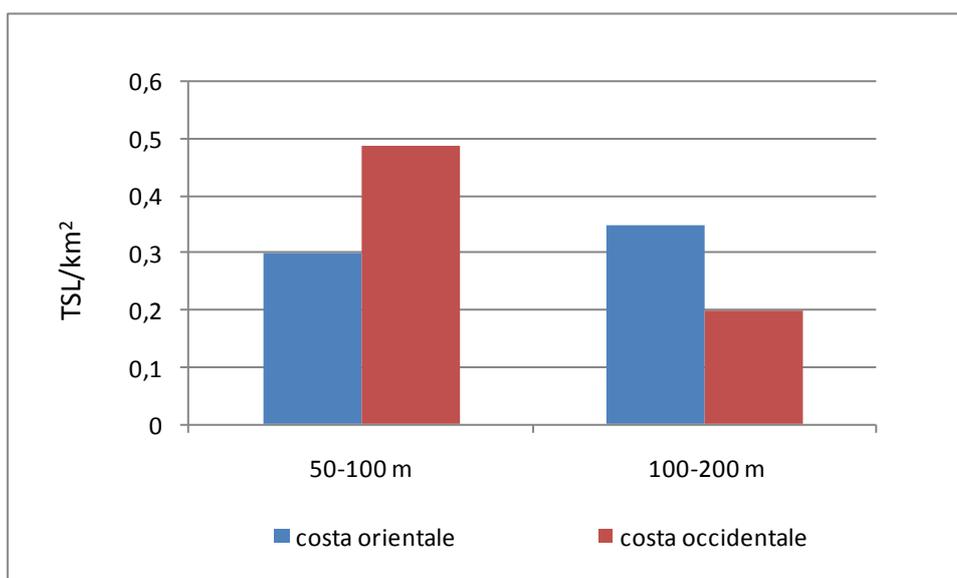


Fig. 4.2 – Pressione di pesca nelle due coste della Sardegna

Dall'analisi dei dati rilevati nella marineria di Alghero (costa nord – occidentale), nel 2008, si evince come i mesi più produttivi risultano essere quelli di maggio e giugno (Figg. 4.3) con valori di CPUE (Catch Per Unit Effort) sia in numero che in peso decisamente superiori ai mesi di luglio e agosto (Tabb. 4.5-4.6).

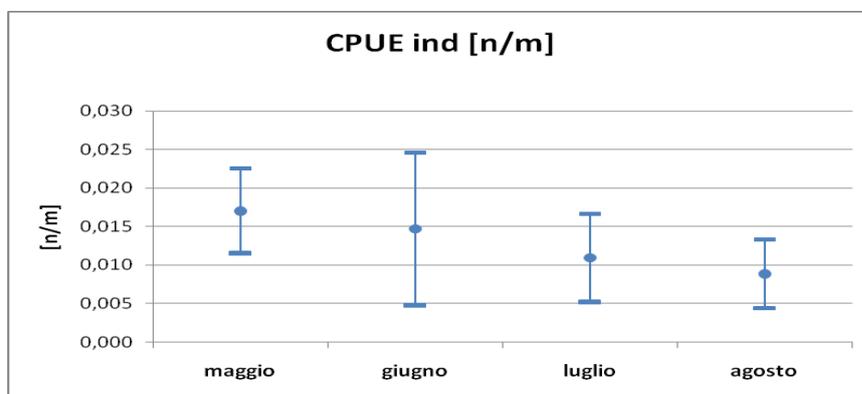
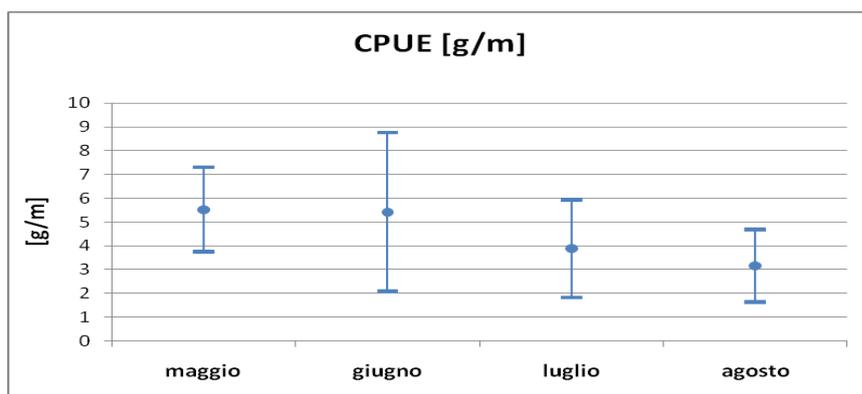


Fig. 4.3 -Trend dei valori di CPUE mensili (g/m di rete e n/ metri rete) registrati nella zona di Alghero (costa nord-occidentale)

Tab.4.5 -Medie e deviazioni standard delle CPUE (g/m) per mese nella marineria di Alghero

CPUE [g/m]	media	dev. standard
<b>maggio</b>	5,523	1,784
<b>giugno</b>	5,419	3,340
<b>luglio</b>	3,879	2,063
<b>agosto</b>	3,154	1,521

Tab. 4.6 - Medie e deviazioni standard delle CPUE (n/m) per mese nella marineria di Alghero

CPUE [n/m]	media	dev. standard
<b>maggio</b>	0,01703	0,00549
<b>giugno</b>	0,01469	0,00987
<b>luglio</b>	0,01092	0,00569
<b>agosto</b>	0,00887	0,00446

# CAPITOLO 5

## ***Le aree di ripopolamento di *Palinurus elephas****

### **5.1 - Introduzione**

La pesca mirata alla cattura dell'aragosta rossa *Palinurus elephas*, ha avuto inizio, nei mari circostanti la Sardegna, fra il 1890 ed il 1900, e riveste storicamente un ruolo di primaria importanza per la piccola pesca artigianale di numerose marinerie locali sarde. Tale attività, esercitata principalmente lungo la costa occidentale dell'isola, coinvolge oltre il 25% delle imbarcazioni della pesca artigianale (IREPA, 2006) ed è attualmente regolamentata dal Decreto ministeriale n. 412 del 10 maggio 1995 (divieto di pesca dal 1 settembre al 28 febbraio) e dal Reg. CE n. 1967/2006 (taglia minima di cattura di 90 mm di lunghezza carapace o 26 cm di lunghezza totale).

Nonostante attualmente la Sardegna, insieme alla Sicilia meridionale, rappresenti una delle regioni italiane a più alta produttività di aragoste (IREPA, 2007), negli ultimi anni ci si è resi sempre più conto che le regolamentazioni gestionali non risultavano più sufficienti a garantire uno sfruttamento razionale della risorsa. La crescente richiesta del prodotto nel mercato infatti, oltre a generare un'impennata dei prezzi, ha portato negli anni ad un aumento progressivo dello sforzo di pesca con un netto incremento del prelievo, una netta diminuzione delle classi modali di

cattura ed una tendenza a pescare esemplari sempre più giovani e di piccolissima taglia.

Questo allarmante quadro dello stato della risorsa ha reso indispensabile la ricerca di politiche di gestione innovative attraverso nuove regolamentazioni dell'attività di pesca oltre che adozione di provvedimenti che portassero all'incremento dello stock.

In questa ottica il Ministero delle Politiche Agricole prima e successivamente la Regione Autonoma della Sardegna, in collaborazione con l'Università di Cagliari, hanno realizzato diversi interventi di tutela della risorsa. Tra queste iniziative vi è l'istituzione, nel 1998, di un'area di ripopolamento dell'aragosta rossa nella Sardegna centro occidentale. Questa sperimentazione, intrapresa al largo delle coste del Sinis, rappresenta oggi un modello, non solo per i preziosi risultati scientifici ottenuti ma anche perché, essendo uno dei pochi attuati in Europa, è un esempio di lavoro per numerose altre marinerie isolate e non. Si tratta di un vero e proprio progetto di ripopolamento estensivo specifico per l'aragosta, realizzato con il coinvolgimento dei pescatori della Cooperativa di Su Pallosu che, presa coscienza del forte impoverimento dei fondali marini e del danno alla resa in termini di prodotto del pescato, hanno deciso di affrontare il problema in stretta collaborazione con i ricercatori del Dipartimento di Scienze della Vita e dell' Ambiente.

L'area oggetto di studio, interdetta alla pesca commerciale da Decreto Regionale (Decreto regionale N. 776 del 6-5-1998) a partire dal 1998, è stata scelta dai ricercatori (a seguito di preventive indagini) come una fra le aree più idonee al ripopolamento della specie: un tratto di mare non frequentato dai pescatori

subacquei, una zona facilmente delimitabile e controllabile e soprattutto con le caratteristiche ecologiche, geomorfologiche e bionomiche ottimali per la specie.

In cosa consiste il progetto? Tutti gli esemplari di aragosta al di sotto della taglia commerciale, pescati dagli operatori coinvolti nell'iniziativa nelle aree commerciali di pesca limitrofe all'area di ripopolamento, vengono consegnati ai ricercatori che provvedono alla loro misurazione, pesatura, marcatura con etichetta identificativa per poi farli ospitare in un vivaio per due-tre giorni e ributarli insieme ai pescatori al centro dell'area di ripopolo.

I risultati ottenuti, oltre a essere una fonte unica dal punto di vista scientifico, hanno permesso di registrare l'effettivo ripopolamento di una zona di mare in cui uno dei crostacei più pregiati dei nostri mari rischiava seriamente la scomparsa. L'immissione continua degli esemplari marcati all'interno dell'area e il loro "spillover" verso le zone commerciali di pesca hanno infatti fatto registrare un repentino incremento della biomassa dell'aragosta sia all'interno che all'esterno dell'area.

L'esempio sviluppato nell'area di ripopolamento del Sinis ha richiamato ulteriormente l'attenzione della Regione Autonoma della Sardegna che nel 2009 in seguito a Decreto regionale (DECRETO N. 2069/DecA/84 DELL'11 agosto 2009) ha deciso di estendere l'esperienza dell'area Su Pallosu in altre 5 zone di mare selezionate (14 sub-aree) lungo le coste sarde.

Di seguito vengono riportati i risultati ottenuti dal punto di vista gestionale nell'area pilota ( Su pallosu ) e nelle aree di ripopolamento attivate nel 2009.

## 5.2 - Materiale e metodi

Lo studio è stato eseguito in ciascuna area di ripopolamento e nelle relative aree circostanti di pesca.

In ciascuna area prima della immissione degli esemplari marcati è stato eseguito un presurvey finalizzato all' identificazione della zona prescelta come area idonea al ripopolamento dell'aragosta rossa. Si è quindi proceduto ad una indagine delle caratteristiche geomorfologiche dei fondali tramite ROV (remote operated vehicle), ad una attenta caratterizzazione biocenotica degli organismi riscontrati nella zone e una valutazione quali-quantitativa del pescato. Una volta valutata l'idoneità del sito, all' interno di ciascuna area, sono stati marcati e rilasciati esemplari sottotaglia di *P. elephas* (mediamente fra 23 e 25,9 cm di LT) principalmente provenienti dalla normali operazioni commerciali di pesca eseguite, dai pescatori coinvolti nel progetto, al di fuori dell'area di ripopolamento. L'immissione è stata eseguita in relazione alla superficie posta in tutela, considerando che la densità ottimale potenzialmente raggiungibile con la immissione degli esemplari marcati, potesse essere pari a 10 esemplari per ettaro di ciascuna area di ripopolamento.

Per ogni esemplare prima delle marcatura sono stati rilevati i seguenti parametri (Fig. 5.1):

- LCS: Lunghezza Carapace, espressa in millimetri (mm), misurata con un calibro lungo la linea mediana dall'apice della spina infraorbitale al margine posteriore del cefalotorace.
- LT: Lunghezza Totale, espressa in centimetri (cm), misurata lungo la linea mediana dalla spina infraorbitale al margine posteriore del telson. E' stato utilizzato un

metro del tipo a nastro avvolgibile con scala principale in cm e scala secondaria in mm.

- PT: Peso Totale degli esemplari integri dopo la cattura, espresso in grammi (g).

Sono stati rilevati ancora:

- sesso
- presenza o assenza di uova esterne
- presenza o assenza di spermatofore; presenza di una recente muta

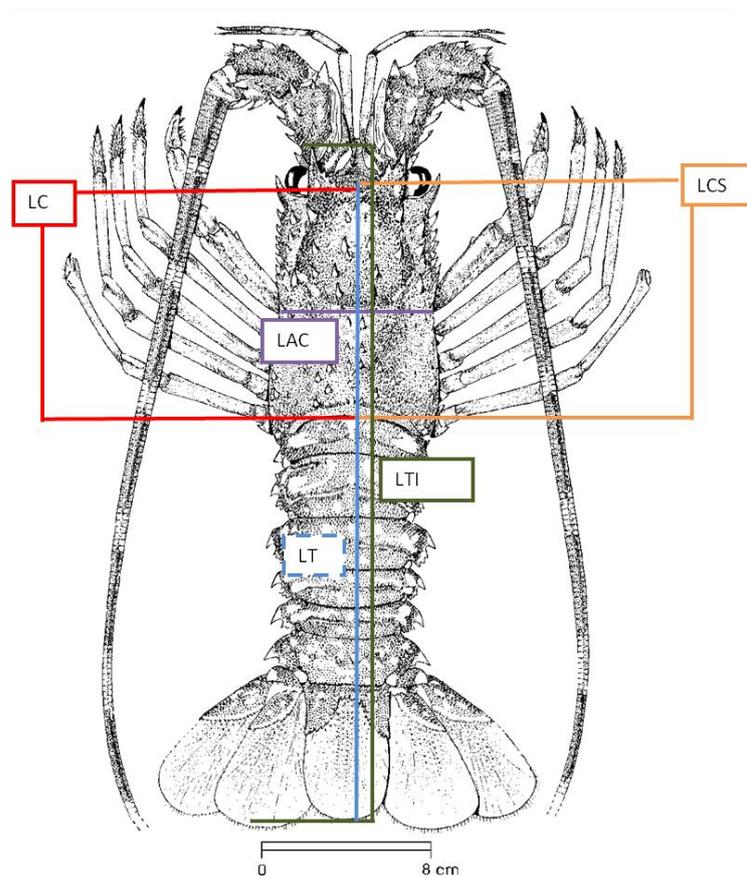


Fig. 5.1 - Biometrie rilevate (LT = Lunghezza Totale; LC = Lunghezza Carapace, LCS= lunghezza carapace alla spina, LAC = lunghezza addome LT= lunghezza totale, LTI = lunghezza totale).

Di seguito le aragoste sono state marcate tramite inserimento, attraverso apposita pistola, di una barra di plastica a T, in posizione dorso-laterale, tra il primo e il secondo segmento addominale (Fig. 5.2). Le marche di lunghezza pari a 15 mm per esemplari fino a 14-15 cm di LT, o 25 mm per gli esemplari più grandi, presentavano la porzione terminale ingrossata nel tratto più lungo dove è riportato il codice identificativo dell'esemplare marcato oltre il recapito dell'Università per un eventuale ricattura nelle aree commerciali di pesca (Fig. 5.3).



Fig. 5.2 – Fase di marcatura su un esemplare di *Palinurus elephas*.



Fig. 5.3 – Marca inserita lateralmente tra il primo e il secondo segmento addominale di *Palinurus elephas*.

Dopo la marcatura le aragoste sono state deposte in vasca per circa tre giorni al fine di superare lo stress da marcatura (Fig. 5.4). La vasca è divisa in 5 scomparti ed è di dimensioni pari a 6 x 3 x 1.5 m. Ad una distanza di 80 cm dal fondo è posta un'intelaiatura di legno iroko che sostiene un rete di plastica. La capacità della vasca è di 30 mila litri d'acqua mantenuta a temperatura di 8-10°C, ed ossigenata in quantità proporzionale al numero di aragoste presenti; esiste un sistema di ricircolo continuo azionato da pompe di 1,5 Hp.

Successivamente le aragoste sono state immesse al centro dell'area di ripopolamento. Il rilascio degli esemplari marcati all'interno dell'area è avvenuto tramite un apposito cassone in acciaio azionato a mano con lo scopo di ridurre al minimo gli effetti dello stress sugli animali e contemporaneamente localizzare con precisione il punto del rilascio (Fig. 5.5)



Fig. 5.4 – Aragoste nelle vasche post marcatura.

Le ricatture sono state registrate:

1) all'interno dell'area durante pescate sperimentali effettuate nella stagione di pesca (marzo-agosto) dagli operatori coinvolti nell' azione di ripopolamento unitamente ai ricercatori del Dipartimento, secondo un disegno di campionamento a transetti eseguito in modo da investigare l'intera area. Tali pescate hanno avuto il fine principale di valutare l'eventuale incremento della biomassa all'interno dell'area.

2) all'esterno dell'area durante le catture commerciali effettuate dagli operatori locali. Il conferimento degli esemplari marcati da parte degli operatori della pesca è stato incentivato da una ricompensa pari al doppio del prezzo di mercato dell'esemplare.

In entrambe i casi sono stati registrati la longitudine e latitudine del punto di ricattura (al fine di valutare eventuali spostamenti) e le misurazioni biometriche ( LCS, LT cfr. Fig. 5.1) per verificare eventuali incrementi di crescita a seguito di

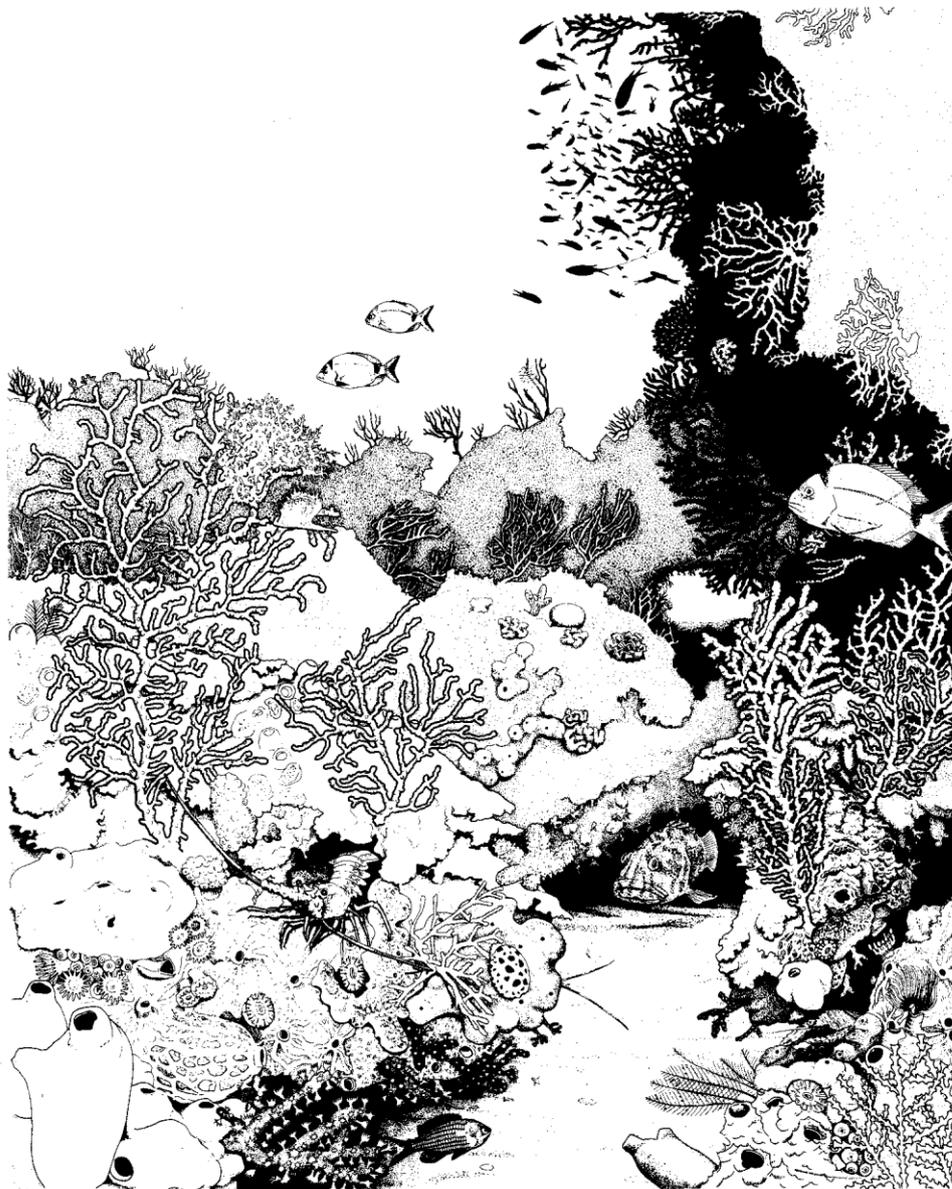
avvenute mute.

Tutti gli esemplari ricatturati vivi sono stati quindi rimessi nel centro dell'area di ripopolamento.



Fig. 5.5 - Fase di rilascio delle aragoste al centro dell'area di ripopolamento

### 5.3- Determinazione biocenotica delle aree di ripopolamento



## **Coralligeno: breve definizione e descrizione**

A livello globale, gli ambienti delle zone rocciose, habitat ideali per *P. elephas*, sono spesso caratterizzati dalla presenza di assemblaggi molto importanti, sia dal punto di vista economico che per quanto concerne la biodiversità. In particolare, nel mar Mediterraneo, negli ambienti rocciosi sono presenti barriere biogeniche, che si sviluppano fino a circa 150 metri di profondità (Laborel, 1987), tra cui, le più peculiari ed estese, note come “coralligeno” (Sartoretto, 1996), rappresentano il principale popolamento su substrato duro del piano circalitorale (Cognetti et al., 2004; Balata et al., 2005). I banchi di coralligeno sono molto comuni lungo tutta la costa mediterranea (Bacci, 1947; Tortonese, 1958; Rossi, 1958, 1961; Parenzan, 1960; Molinier, 1960), con l’eccezione del Libano e della costa israeliana (Laborel, 1987).

Il termine coralligeno (da “coralligène”, termine francese che significa produttore di corallo) fu coniato da Marion, nel 1883, per descrivere i fondali duri del golfo di Marsiglia (graviers coralligènes). Attualmente, è utilizzato per descrivere comunità sciafile di substrato duro (Balata et al., 2005; Ballesteros, 2006) che si sviluppano a profondità comprese tra 30 e 70 metri, principalmente lungo pareti verticali, caratterizzate, inoltre, dalla presenza di praterie di fanerogame marine tra cui l’endemica *Posidonia oceanica* (Ballesteros, 2003; Cognetti et al., 2004).

Pérès & Picard (1951) continuarono il lavoro di Marion (1883), definendo le componenti del coralligeno e descrivendone l’elevata variabilità microspaziale. A loro è dovuta anche la definizione di precoralligeno, considerato come una facies di impoverimento del coralligeno e, pertanto, privo di una sua identità ben definita (Cognetti et al., 2004). Essi, inoltre, descrissero in maniera dettagliata i fattori ambientali che permettono lo sviluppo del coralligeno (Ballesteros, 2003), indicato

come climax biocenotico del circalitorale (Pérès e Picard, 1964).

Secondo Pérès & Picard (1964) possono essere distinti due tipi di coralligeno, la cui formazione è legata al tipo di substrato originale ed alla profondità su cui si sviluppano (Laborel, 1987; Sartoretto, 1996):

- Un coralligeno di orizzonte inferiore della roccia litorale che si sviluppa sulle rocce dell'infralitorale
- Un coralligeno di piattaforma, rappresentato da banchi e piattaforme coralligene

Il coralligeno di orizzonte inferiore può caratterizzare batimetriche anche notevolmente inferiori a quelle a cui corrisponde l'inizio del piano circalitorale. Al contrario, il coralligeno di piattaforma, formazione caratteristica del Mediterraneo, derivante da concrezionamenti sul fondo molle ad opera soprattutto di alghe calcaree, in genere si sviluppa a profondità comprese tra 50 e 140 metri.

Mentre il coralligeno di profondità si sviluppa in condizioni di luce e idrodinamismo ridotte ed a temperatura costante, il coralligeno di orizzonte inferiore può, invece, essere caratterizzato anche da una considerevole variabilità di temperatura e condizioni idrodinamiche e da una luminosità notevole.

Sebbene l'estensione massima del coralligeno coincida col piano circalitorale, spesso il suo sviluppo interessa anche la zona infralitorale. L'estensione di tali formazioni è, infatti, vincolata alla penetrazione di una quantità di radiazione luminosa sufficiente a sostenere la crescita delle alghe coralline (prevalentemente *Lithophyllum* spp.) principali responsabili della biocostruzione (Blanc e Molinier, 1955; Adey e McIntyre, 1973; Littler, 1972, 1973; Lebednik, 1977; James et al., 1988; Dethier et al., 1991; Adey, 1998; Finckh, 1904; Hillis-Colinvaux, 1986) e,

secondariamente, dalla presenza di animali biocostruttori (policheti, gorgonie e briozoi) (Ballesteros, 2003; Balata et al., 2005).

Le formazioni del coralligeno sono sempre caratterizzate da un elevato livello di complessità (Peres and Picard, 1964; Ros et al., 1985; Harmelin e Marinopoulos, 1994; Ferdeghini et al., 2000) che permette lo sviluppo contemporaneo di diversi tipi di comunità (Laborel, 1961; Laubier, 1966), dominate da diversi gruppi ecologici.

Nello specifico, le alghe predominano nella parte superiore delle concrezioni mentre i filtratori occupano la porzione inferiore di esse. Nelle cavità della roccia e sedimenti depositati all'interno delle concrezioni sono numerosi i perforatori e gli organismi della fauna tipica dei fondali molli (Ballesteros, 2003). La competizione spaziale rappresenta uno dei principali processi determinanti i patterns di distribuzione delle specie, soprattutto tra gli organismi incrostanti. La distribuzione a patch nelle alghe, invece, sembra essere direttamente correlata alla profondità e quindi alla radiazione luminosa penetrante (Balata et al., 2005).

Gli assemblaggi del coralligeno vengono, inoltre, considerati come hot spot per la biodiversità (Boudouresque, 2004) e, pertanto, sono caratterizzati da valori elevati di biomassa e produzione, comparabili a quelli tipici delle barriere coralline tropicali (Balata et al., 2005).

Nonostante la complessità, il sistema coralligeno tuttavia è considerato parecchio fragile, in virtù del fatto che la sua persistenza è legata al mantenimento di particolari condizioni biotiche ed abiotiche (Hong, 1983), la cui variazione anche minima, può costituire una minaccia per l'equilibrio dell'intero biotopo (Balata et al., 2005).

I blocchi di coralligeno sono soggetti a cicli di crescita, dovuta alla

sovrapposizione di talli di alghe calcaree spesso sub fossili, e di distruzione, operata da agenti meccanici e da organismi perforatori. La struttura tridimensionale e la crescita dei blocchi, che possono raggiungere diversi metri di spessore (Sartoretto, 1996), dipendono dall'equilibrio tra i processi costruttivi, legati ai differenti tassi di crescita delle specie biocostruttrici (Sartoretto, 1996) e distruttivi (Ros et al., 1985).

Tra le specie animali costruttrici/distruttrici vengono distinte, in relazione alla loro posizione ed al ruolo ecologico nelle formazioni del coralligeno, quattro categorie di invertebrati (Hong, 1982):

1. briozoi, policheti (prevalentemente serpulidi), coralli e spugne che contribuiscono alla costruzione, coadiuvando allo sviluppo e consolidando le strutture create dalle alghe calcaree
2. molluschi, policheti e crostacei, noti come Criptofauna, che colonizzano le cavità ed i crepacci della struttura coralligena, arrivando a rappresentare circa il 7% delle specie che popolano gli ambienti del coralligeno
3. organismi dell'epi- ed endofauna che costituiscono oltre il 60% delle specie presenti nelle formazioni coralligene
4. specie erodenti, che pur rappresentando solo una piccola percentuale delle specie totali (circa l'1%), rivestono un ruolo importantissimo nell'equilibrio delle strutture.

## **Il coralligeno nelle aree designate al ripopolamento di *Palinurus elephas***

Caratteristica comune a tutte le aree interessate al progetto di ripopolamento è la presenza di alghe verdi, quali *Halimeda tuna* e *Flabellia petiolata*, caratteristiche soprattutto dei banchi più superficiali, dove costituiscono un complesso denominato come "*Lithophyllo-Halimedetum tunae*", spesso talmente denso da nascondere le formazioni coralligene (Ballesteros, 1991a,b; Ballesteros, 2006).

Le corallinales del genere *Lithophyllum*, in particolare *Lithophyllum incrustans* nel golfo di Oristano e nell'area di Bosa e di Alghero e *Lithophyllum racemus* nell'area di Castelsardo, divengono più frequenti man mano che la profondità aumenta, così come osservato da Ballesteros (2006) per tutta l'area mediterranea.

Sempre tra le corallinales, inoltre, *Pseudolithophyllum expansum* (sensu Lemoine) rinvenuto nell'area di Alghero, viene considerato una delle specie più frequenti nelle concrezioni del coralligeno (Ballesteros, 2006).

Sempre tra le alghe, quelle del genere *Peyssonnelia* (prevalentemente *Peyssonnelia squamaria*, presente nelle aree di Alghero, Oristano e Castelsardo), sebbene non facenti parte dell'ordine corallinales, hanno una notevole importanza nella copertura che forniscono nel coralligeno (Ballesteros, 2003).

Anche *Vidalia volubilis* è frequente in molte delle aree esaminate (Sant'Antioco, Bosa, Buggerru, Oristano), con abbondanze sempre piuttosto consistenti.

Per quanto concerne la componente animale, *Miniacina miniacea* è considerato da Laborel (1987) come il più incisivo tra gli animali costruttori: nelle nostre aree questo foraminifero è sempre presente, seppure con abbondanze variabili.

Poriferi della classe Demospongia (*Axinella verrucosa*, *Axinella polypoides*, *Spirastrella cunctatrix*, *Terpios fugax*, *Crambe crambe*, *Protosuberites incrustans*, *Phorbas tenacior*, *Dysidea* sp. e *Clathria* sp.) e della classe Calcispongia (*Sycon* sp.) sono caratteristici delle aree designate per il progetto di ripopolamento, tipicamente oligotrofiche e quindi dominate dalle spugne, come osservato da numerosi autori (Laubier, 1966; True, 1970; Hong, 1980; Bibiloni et al., 1984; Ballesteros et al., 1993; Ballesteros e Tomas, 1999).

Tra i poriferi, inoltre, le specie appartenenti ai generi *Axinella*, *Phorbas* ed *Haliclona*, insieme ad alcionari e briozoi, vengono inclusi tra gli animali in grado di inglobare particelle carbonatiche (Ballesteros, 2006) e quindi in grado di coadiuvare ai processi costruttivi tipici del coralligeno.

Le specie più comuni di cnidari sono appartenenti alla famiglia Caryophylliidae (*Caryophyllia inornata*), Dendrophylliidae (*Dendrophyllia cornigera*), Gorgoniidae (*Eunicella cavolinii*, *Paramuricea clavata* e *P. chamaleon*) e Coralliidae (*Corallium rubrum*).

Per quanto concerne i briozoi, basandoci sul lavoro di Zabala (1986) possiamo distinguere quattro differenti tipologie di distribuzione nel coralligeno:

- briozoi delle piattaforme del coralligeno (specie dominanti: *Pentapora fascialis* e *Myriapora truncata* ma anche *Cellepora pumicosa*)
- briozoi delle pareti (specie del genere *Sertella*)
- briozoi delle cavità e dei crepacci, praticamente identici a quelli tipici delle cavità più profonde
- Infine, briozoi del coralligeno profondo, oltre i 50 metri, tipicamente stenoterme e resistenti alla sedimentazione

*Myriapoda truncata*, presente nelle aree di Oristano e Bosa, viene pertanto considerata come specie chiave delle piattaforme del coralligeno, in quanto in relazione alle sue dimensioni, è in grado di contribuire in maniera consistente alla costruzione della struttura del coralligeno (Hong, 1980). Al contrario, *Reteporella beaniana* (Sant'Antioco) e *R. grimaldii* (Oristano), insieme con *Sertella* sp. (Oristano, Bosa) e *Disporella neapolitana* (Alghero), pur contribuendo ai processi costruttivi vengono considerate animali con attività di costruzione ridotta in virtù della loro taglia limitata (Hong, 1980). Esse, inoltre, sono caratteristiche delle pareti del coralligeno, pertanto sono soggette ad un idrodinamismo più intenso rispetto alle specie presenti all'interno delle cavità o sulla piattaforma (Ballesteros, 2006).

Tra gli anellidi, i policheti più abbondanti sono i policheti erranti della famiglia Polynoidae mentre tra i sedentari sono spesso presenti, per quanto non dominanti in termini di abbondanza, specie piuttosto appariscenti appartenenti al gruppo dei serpulidi (*Serpula vermicularis*, *Sabella pavonina*, *S. spallanzani* *Protula* spp.). I serpulidi, ed in particolare *Serpula vermicularis*, sono stati definiti da Hong (1980) come importanti costruttori diretti del coralligeno, pertanto la loro presenza è fondamentale per mantenere l'equilibrio tra i processi erosivi e di biogenesi dei banchi coralligeni.

Tra gli organismi endolitici, i sipunculidi più abbondanti sono individui appartenenti al genere *Phascolosoma* sp, *Phascolosoma granulatum* in primis, bioerosore particolarmente attivo (Sartoretto, 1996).

I molluschi sono sempre estremamente abbondanti nelle comunità del coralligeno (Laubier, 1966; Hong, 1980; Huelin e Ros 1984; Martin et al., 1990). Tra le specie più frequenti nelle aree caratterizzate abbiamo: chitonidi (*Chiton corallinus* e

*Chiton olivaceus*), acantochitonidi (*Acanthochitonida* sp.), gasteropodi (*Emarginula* sp., *Bolma rugosa*, *Ranella olearium olearium*) e bivalvi (famiglia Chamidae, famiglia Pectinidae, *Idasola* sp., *Lithophaga lithophaga*, *Pseudochama* sp., *Astarte* sp.).

*Lithophaga lithophaga*, specie la cui raccolta è vietata secondo il D.M. 16 ottobre 1998 (Divieto della pesca, detenzione e del commercio del dattero di mare e del dattero bianco) riveste un ruolo importante all'interno delle comunità del coralligeno, in relazione alla sua azione da erosore, contribuendo, pertanto, al mantenimento dell'equilibrio della biocenosi.

Gli unici brucatori in ambiente coralligeno sono rappresentati dai ricci marini, tra cui *Sphaerechinus granularis*, *Echinus melo* e *Cylodaris affinis* sono i più frequenti nella aree analizzate in questo progetto di ripopolamento.

Tra i brachiopodi, che solitamente occupano le fessure e le piccole cavità delle rocce, le specie maggiormente rappresentate nelle aree esaminate sono: *Argyrotheca cuneata*, *Mergelia truncata*, *Joania cordata*, *Megathiris detruncata* e *Gryphus vitreus*.

*Megerlia truncata*, rinvenuta nel golfo di Oristano è considerata una specie tipica della zona batiale, sebbene venga rinvenuta anche in habitat tipici del coralligeno (Vaissière e Fredj, 1963; Gamulin-Brida, 1967; Logan 1979).

Il phylum echinodermata è largamente rappresentato. Secondo diversi autori, sono 17 le specie di ofuiridi caratteristiche delle comunità del coralligeno (Tortonese, 1965; Laubier, 1966; Hong, 1980; Montserrat, 1984), anche se le più frequenti sono *Ophiothrix fragilis* e *Ophioderma longicauda*. Entrambe le specie sono caratteristiche del coralligeno in Sardegna, così come confermato dal loro ritrovamento in diverse aree oggetto del progetto di ripopolamento. Per quanto concerne il taxon degli

asteroidi, invece, in mar Mediterraneo vengono riportate frequentemente otto specie (Tortonese, 1965; Laubier, 1966; Munar, 1993), tra cui *Asteropoda placenta*, *Astropecten aurantiacus* e l'ubiquitaria *Echinaster sepositus* risultano essere le più comuni.

Delle 14 specie di ricci di mare riportati nel coralligeno (Tortonese, 1965; Laubier, 1966; Hong, 1980; Montserrat, 1984; Munar, 1993), secondo Sartoretto (1996) la specie più comune in Mediterraneo è *Sphaerechinus granularis*, un importante bioerosore. Sono inoltre comuni in tutte le aree di ripopolo *Echinus melo* e *Stylocidaris affinis*. Alcuni oloturoidei, prevalentemente *Stichopus regalis* e *Holothuria tubulosa*, sono inoltre caratteristici delle biocenosi del coralligeno analizzate.

La densità dei crostacei decapodi nelle concrezioni del coralligeno è piuttosto elevata: García-Raso e Fernández Muñoz (1987) hanno stimato densità pari a 170 individui su 500 g/dw di concrezione. Tra i crostacei decapodi, i più rappresentati nelle nostre aree, oltre a *Palinurus elephas*, sono: *Munida rugosa*, *Galathea strigosa*, *Lysmata* sp, *Maja verrucosa*, *Scyllarus arctus* e *S. pigmeus*, *Paromola cuvieri*, *Calappa granulata* e *Dardanus* sp.

Infine, tra i cordati, vengono segnalati alcuni taliacei (*Salpa maxima* e *Pyrosoma atlanticum*) ed *Aplidium conicum*.

Di seguito vengono riportate le specifiche delle determinazioni biocenotiche per ogni area di ripopolamento attivata.

# Area di ripopolamento di Alghero

## Definizione della superficie

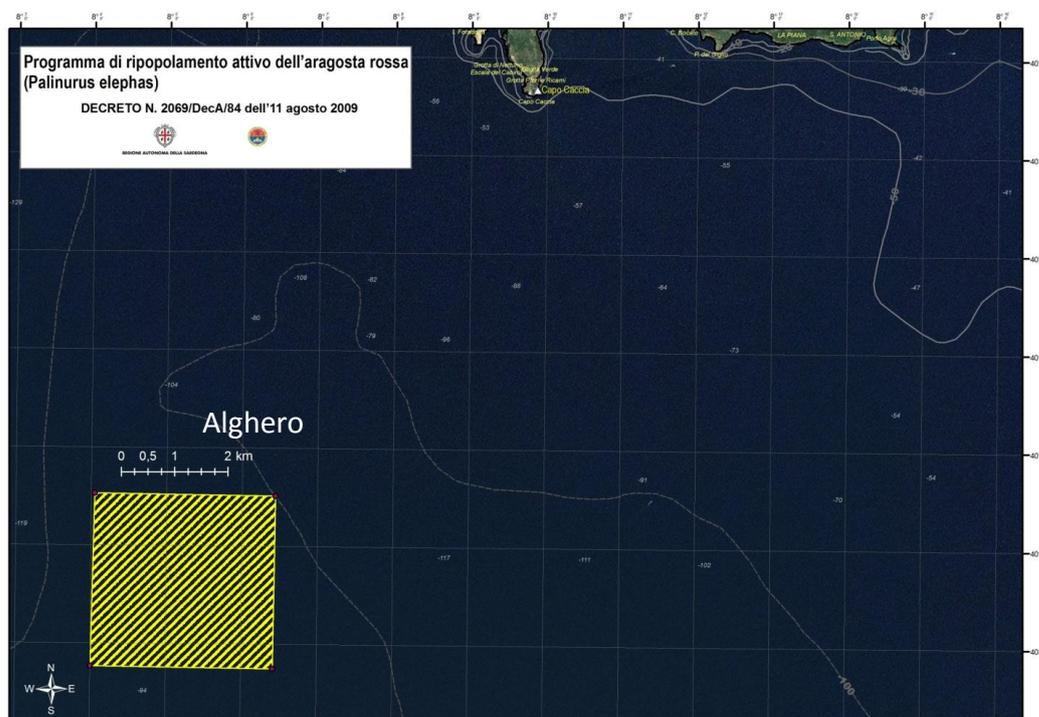


Fig. 5.6 – Area di ripopolamento di Alghero.

Tab. 5.1- Limiti geografici dell'area di Alghero. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
Alghero	11.77	8° 06' 75	40° 49' 22	1421001	4482813
		8° 10' 74	40° 49' 19	1424384	4482750
		8° 10' 71	40° 46' 26	1424324	4479492
		8° 06' 68	40° 46' 28	1420908	4479555

Tab. 5.2 - Composizione biocenotica nell'area di ripopolamento di Alghero

PHYLUM	CLASSE	FAMIGLIA	SPECIE
<b>Arthropoda</b>	Malacostraca	Diogenidae	<i>Dardanus</i> sp. Paulson, 1875
		Calappidae	<i>Calappa granulata</i> (Linnaeus, 1767)
		Galatheididae	<i>Munida rugosa</i> (Fabricius, 1775)
<b>Mollusca</b>	Gastropoda	Ranellidae	<i>Ranella olearium olearium</i> Linnaeus C., 1758
		Turbinidae	<i>Bolma bolma rugosa</i> (Linnaeus, 1767)
	Bivalvia	Mytilidae	<i>Lithophaga lithophaga</i> (Linnaeus, 1758)
<b>Rhodophyta</b>	Florideophyceae	Corallinaceae	<i>Pseudolithophyllum expansum</i> (Philippi) Me.Lemoine 1924
			<i>Lithophyllum incrustans</i> R.A.Philippi 1837
<b>Chlorophyta</b>	Bryopsidophyceae	Halimedaceae	<i>Halimeda tuna</i> (J.Ellis & Solander) J.V.Lamouroux 1816
	Incertae sedis	Palmophyllaceae	<i>Palmophyllum crassum</i> (Naccari) Rabenhorst 1868
<b>Phycophyta</b>	Phaeophyceae	Ectocarpaceae	<i>Feldmannia paradoxa</i> (Montagne) G.Hamel, 1939
		Cutleriaceae	<i>Cutleria multifida</i> (Turner) Greville 1830
<b>Heterokontophyta</b>	Phaeophyceae	Dictyotaceae	<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1809
<b>Rhodophyta</b>	Florideophyceae	Peyssonneliaceae	<i>Peyssonnelia squamaria</i> (S.G. Gmelin) Decaisne, 1841
<b>Foraminifera</b>	Polythalamia	Homotrematidae	<i>Miniacina miniacina</i> (Pallas, 1766)
<b>Porifera</b>	Demospongiae	Dysideidae	<i>Dysidea</i> sp. Johnston, 1842
		Hymedesmiidae	<i>Phorbis tenacior</i> (Topsent, 1925)
		Chalinidae	<i>Haliclona</i> sp. Grant, 1836
		Suberitidae	<i>Protosuberites incrustans</i> (Hansen, 1885)
	Calcispongiae	Sycettidae	<i>Sycon</i> sp. Risso 1826
<b>Anellida</b>	Polychaeta	Serpulidae	
<b>Echinodermata</b>	Echinoidea	Cidaridae	<i>Stylocidaris affinis</i> (Philippi, 1845)
<b>Bryozoa</b>	Stenolaemata	Lichenoporidae	<i>Disporella neapolitana</i> (Waters, 1918)
<b>Chordata</b>	Ascidiacea	Polyclinidae	<i>Aplidium conicum</i> (Olivi, 1792)
<b>Brachiopoda</b>	Rhynchonellata	Megathyrididae	<i>Joania cordata</i> (Risso, 1826)

# Area di ripopolamento di Bosa

## Definizione della superficie

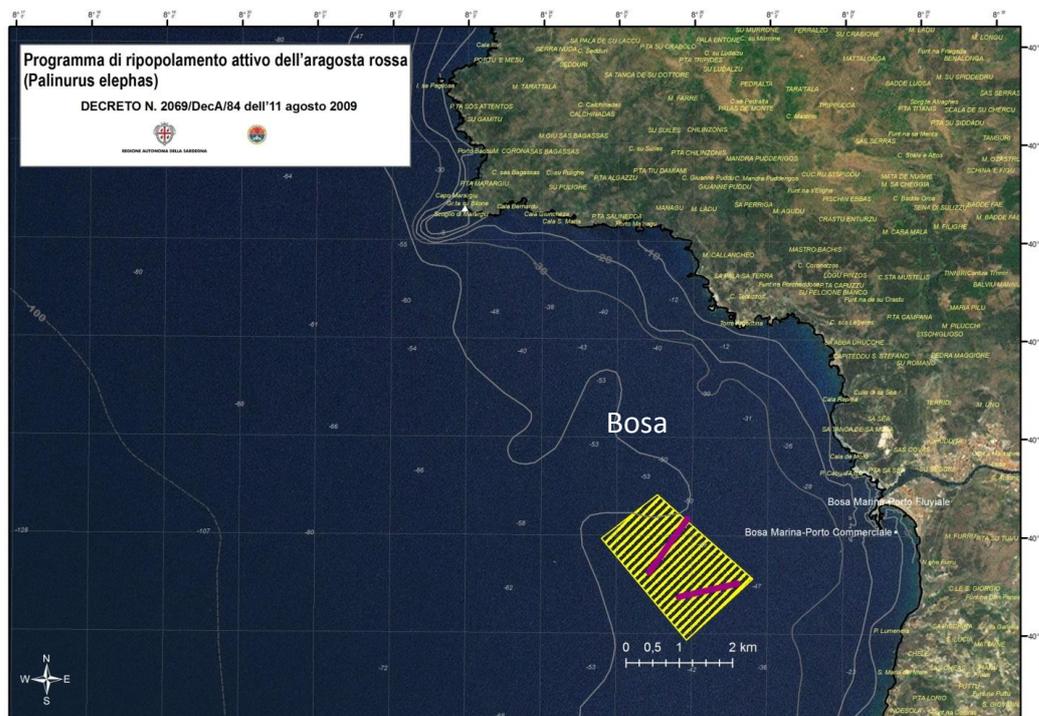


Fig. 5.7 – Area di ripopolamento di Bosa.

Tab. 5.3 - Limiti geografici dell'area di Bosa. Coordinate espresse nei sistema WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
Bosa	3.91	8° 25' 32	40° 17' 24	1451178	4460210
		8° 26' 48	40° 16' 33	1452970	4458624
		8° 25' 56	40° 15' 56	1451722	4457468
		8° 24' 48	40° 16' 58	1450129	4459392

Tab. 5.4 - Composizione biocenotica nell'area di ripopolamento di Bosa.

PHYLUM	CLASSE	FAMIGLIA	SPECIE
Anellida	Polychaeta	Serpulidae	<i>Serpula vermicularis</i> Linnaeus, 1767
		Nephtyidae	<i>Nephtys</i> Cuvier, 1817
Arthropoda	Malacostraca	Galatheidae	<i>Galathea strigosa</i> (Linnaeus, 1761)
		Hippolytidae	<i>Lysmata sp.</i> Risso, 1816
		Mysida	
Brachiopoda	Rhynchonellata	Megathirididae	<i>Argyrotheca cordata</i> (Risso, 1826)
			<i>Argyrotheca cuneata</i> (Risso, 1826)
			<i>Megathiris detruncata</i> (Gmelin, 1789)
		Terebratulidae	<i>Gryphus vitreus</i> (Born, 1778)
Bryozoa	Stenolaemata	Lichenoporidae	Lichenopora sp. DeFrance, 1823
		Crisiidae	<i>Crisia occidentalis</i> Trask, 1857
	Gymnolaemata	Philodoporidae	<i>Reteporella beaniana</i> (King, 1846)
Chlorophyta	Bryopsidophyceae	Halimedaceae	<i>Halimeda tuna</i> (J. Ellis & Solander) J.V.Lamouroux 1816
	Ulvophyceae	Hudoteaceae	<i>Flabellia petiolata</i> ((Turra) Nizamuddin, 1987)
Cnidaria	Anthozoa	Dendrophyllidae	<i>Leptopsammia pruvoti</i> Lacaze-Duthiers, 1897
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiodermatidae	<i>Ophioderma longicauda</i> Retzius 1805
Foraminifera	Polythalamia	Homotrematidae	<i>Miniacina miniacina</i> (Pallas, 1766)
Heterokontophyta	Phaeophyceae	Stypocaulaceae	<i>Halopteris</i> Kützing, 1843
Ochrophyta	Phaeophyceae	Cutleriaceae	<i>Cutleria multifida</i> (Turner) Greville
Mollusca	Bivalvia	Limidae	<i>Lima lima</i> Linnaeus, 1758
		Donacidae	
Porifera	Demospongiae	Hymedesmiidae	<i>Phorbas tenacior</i> (Topsent, 1925)
		Dysideidae	<i>Dysidea sp.</i> Johnston, 1842
	Calcispongiae	Leuconiidae	<i>Leuconia aspera</i> Schmidt, 1862
Rhodophyta	Florideophyceae	Peyssonneliaceae	
		Corallinaceae	<i>Pseudolithophyllum expansum</i> (Philippi) Me.Lemoine 1924
			<i>Lithophyllum racemes</i> (Lamarck) Foslie 1901
		Rhodymeniaceae	<i>Botryocladia botryoides</i> (Wulfen) Feldmann 1941
Liagoraceae	<i>Liagora viscida</i> (Forsskål) C.Agardh		
Sipuncula	Phascolosomatidea	Phascolosomatidae	<i>Phascolosoma (Phascolosoma) granulum</i> Leuckart, 1828
			<i>Phascolosoma sp.</i>

# Area di ripopolamento di Buggerru

## Definizione della superficie

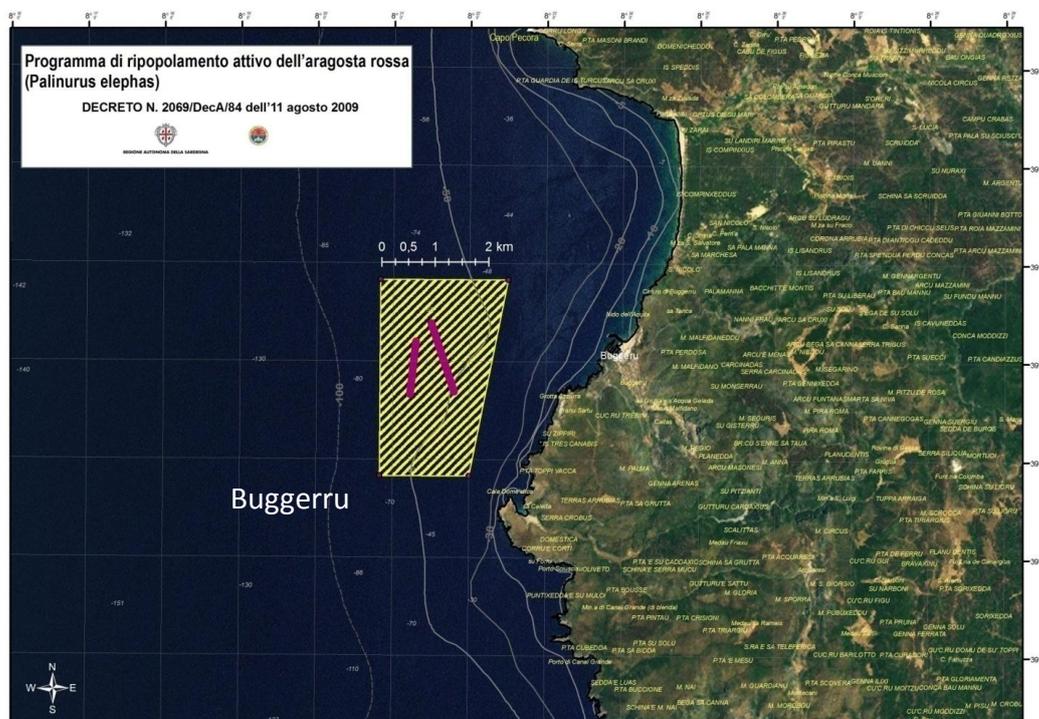


Fig. 5.8 - Area di ripopolamento di Buggerru.

Tab. 5.5 - Limiti geografici dell'area di Buggerru. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
Buggerru	7.87	8° 20' 49	39° 24' 50	1443803	4362985
		8° 22' 30	40° 24' 50	1446194	4362968
		8° 22' 00	39° 22' 50	1445451	4359274
		8° 20' 49	40° 22' 50	1443776	4359286

Tab. 5.6 - Composizione biocenotica nell'area di ripopolamento di Buggerru

PHYLUM	CLASSE	FAMIGLIA	SPECIE
Cnidaria	Anthozoa	Caryophylliidae	
		Gorgoniidae	<i>Eunicella cavolinii</i> (Koch, 1887)
Mollusca	Bivalvia	Chamidae	
		Pectinidae	
	Gastropoda	Turbinidae	<i>Bolma rugosa</i> (Linnaeus, 1767)
		Cerithidae	
Foraminifera	Polythalamia	Homotrematidae	<i>Miniacina miniacina</i> (Pallas, 1766)
Porifera	Calcispongia		
	Demospongia		
Anellida	Polychaeta Errantia	Polynoidae	
	Sedentaria		
Chordata	Thaliacea	Salpidae	<i>Salpa maxima</i> (Forskål, 1775)
	Asciacea		
Bryozoa	Gymnolaemata	Myriozoidae	<i>Myriapora truncata</i> (Pallas, 1776)
		Reteporidae	<i>Reteporella</i> sp. Busk, 1884
Chlorophyta	Siphonocladophyceae	Valoniaceae	<i>Valonia utricularis</i> (Roth) C. Agardh 1823
	Bryopsidophyceae	Halimedaceae	<i>Halimeda tuna</i> (J. Ellis & Solander) J.V. Lamouroux 1816
	Ulvophyceae	Udoteaceae	<i>Flabellia petiolata</i> (Turra) Nizamuddin 1987
		Codiaceae	<i>Codium adhaerens</i> C. Agardh 1822
		Dictyotaceae	<i>Dictyota</i> sp. J.V. Lamouroux 1809
Heterokontophyta	Phaeophyceae	Dictyotaceae	<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V. Lamouroux 1809
Rhodophyta	Florideophyceae	Rhodomelaceae	<i>Vidalia volubilis</i> (Linnaeus) J. Agardh 1863
		Peyssonneliaceae	<i>Peyssonnelia</i> sp. Decaisne, 1841
		Corallinaceae	<i>Lithophyllum</i> sp. (Philippi, 1837)
			<i>Lithophyllum incrustans</i> (Philippi, 1837)
Echinodermata	Asteroidea	Echinasteridae	<i>Echinaster sepositus</i> (Retzius, 1783)
	Echinoidea	Echinidae	<i>Echinus melo</i> (Lamarck, 1816)
		Toxopneustidae	<i>Sphaerechinus granularis</i> (Lamarck, 1816)
Arthropoda	Malacostraca	Galatheidae	<i>Galathea strigosa</i> (Linnaeus, 1767)
		Gnathiidae	
		Sphaeromatidae	<i>Sphaeroma</i> sp. (Latreille, 1802)
			<i>Cymodoce truncata</i> (Leach, 1814)

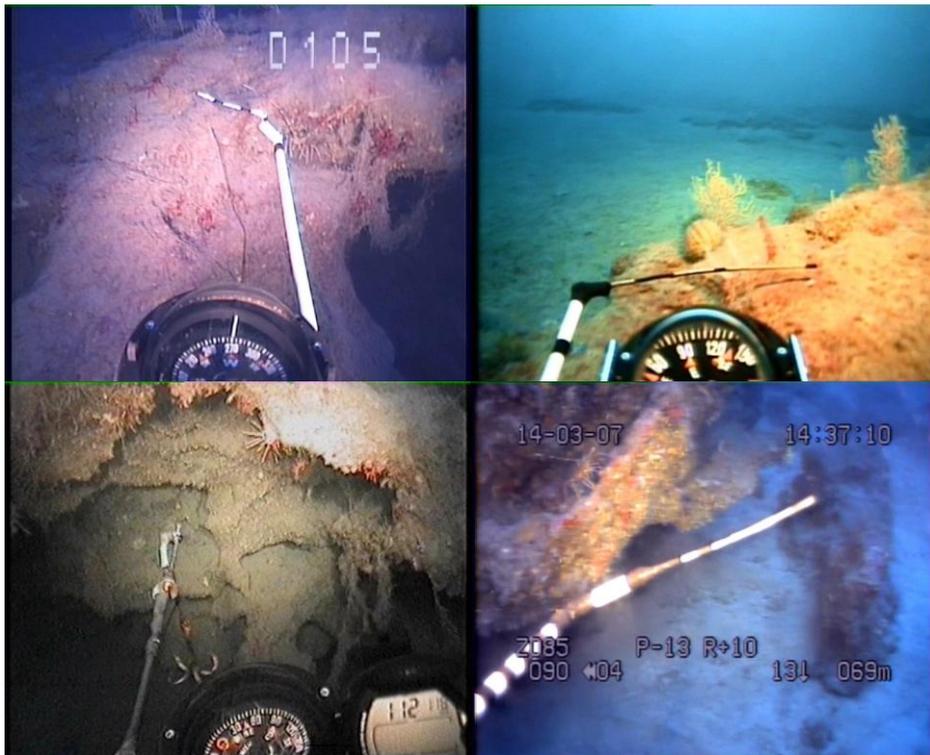


Fig. 5.9 – Indagini ROV – Fotogrammi caratterizzanti la biocenosi dei fondali di Buggerru

# Area di ripopolamento di Cabras

## Definizione della superficie

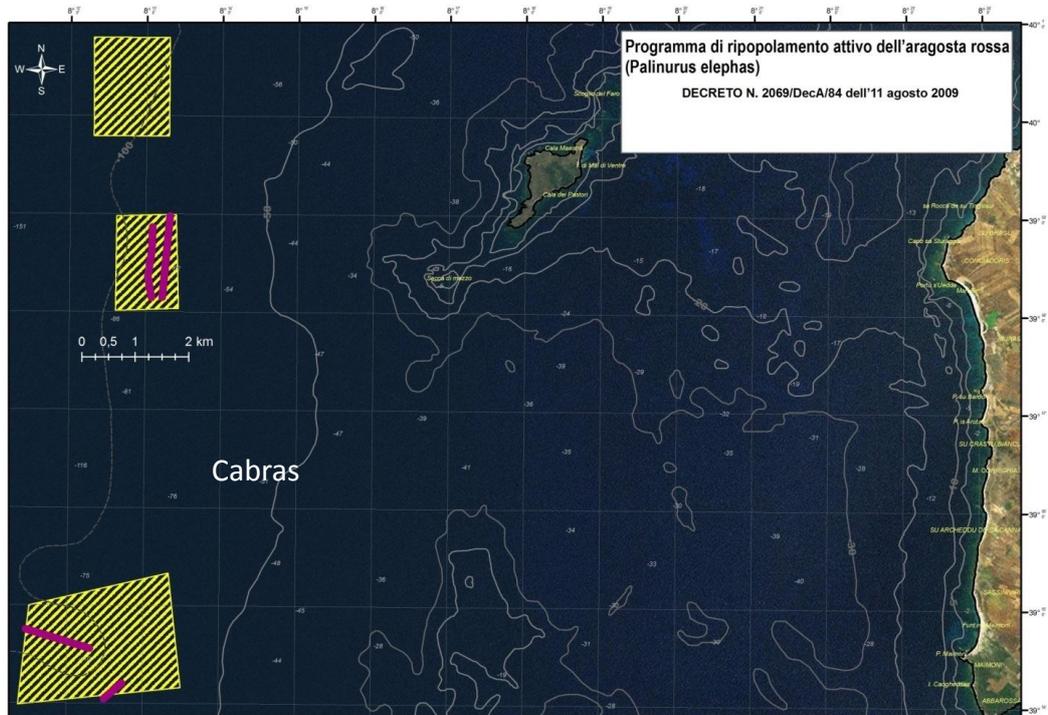


Fig. 5.10 - Area di ripopolamento di Cabras.

Tab. 5.7 - Limiti geografici dell'area di Cabras. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
Cabras	6.02	8° 11' 30	39° 55' 0	1430914	4418896
		8° 13' 19	39° 55' 19	1433530	4419490
		8° 13' 30	39° 54' 10	1433749	4417330
		8° 11' 21	39° 53' 59	1430705	4417022

Tab. 5.8 - Composizione biocenotica nell'area di ripopolamento di Cabras

PHYLUM	CLASSE	FAMIGLIA	SPECIE
Cnidaria	Anthozoa	Caryophylliidae	
Mollusca	Bivalvia	Chamidae	
		Pectinidae	
Mollusca	Gasteropoda	Turbinidae	<i>Bolma rugosa</i> (Linnaeus, 1767)
Porifera	Calcispongia	Sycettidae	
Porifera	Demospongia	Crambeidae	<i>Crambe crambe</i> (Schmidt, 1862)
		Dysideidae	
		Microcionidae	
Rhodophyta	<a href="#">Florideophyceae</a>	Rhodomelaceae	<i>Vidalia volubilis</i> (Linnaeus) J. Agardh 1863
		Peyssonneliaceae	<i>Peyssonnelia</i> sp. Decaisne, 1841
		Corallinaceae	<i>Lithophyllum</i> sp. (Philippi, 1837)
			<i>Lithophyllum incrustans</i> (Philippi, 1837)
Anellida	Polychaeta Errantia	Polynoidae	
	Polychaeta Sedentaria		
Chordata	Thaliacea	Pyrosomidae	<i>Pyrosoma atlanticum</i> (Peron, 1804)
	Asciacea	Salpidae	<i>Salpa</i> sp. Maynard, 1868
Bryozoa	Gymnolaemata	Myriozoidae	<i>Myriapora truncata</i> (Pallas, 1776)
Chlorophyta	Ulvophyceae	Codiaceae	<i>Codium adhaerens</i> (C. Agardh 1822)
Echinodermata	Asteroidea	Echinasteridae	<i>Echinaster sepositus</i> (Retzius, 1783)
	Echinoidea	Echinidae	<i>Echinus melo</i> (Lamarck, 1816)
	Holothuroidea	Holothuroidea	<i>Holothuria tubulosa</i> (GMELIN, 1788)
Arthropoda	Malacostraca	Scyllaridae	<i>Scyllarus arctus</i> (Linnaeus, 1758)

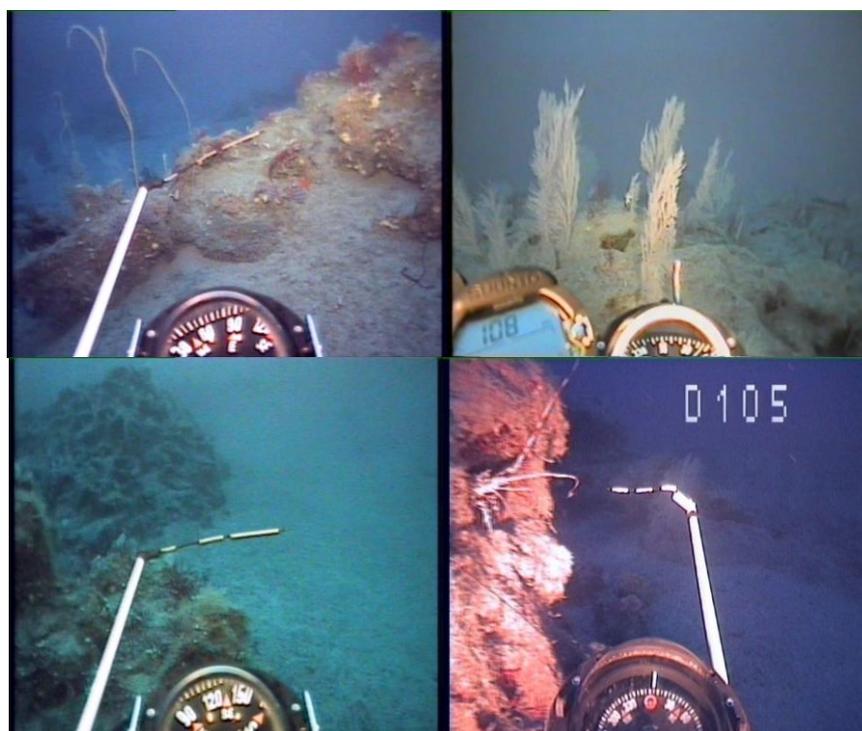


Fig. 5.11 – Indagini ROV – Fotogrammi caratterizzanti la biocenosi dei fondali di Cabras

# Area di ripopolamento di Carloforte

## Definizione della superficie

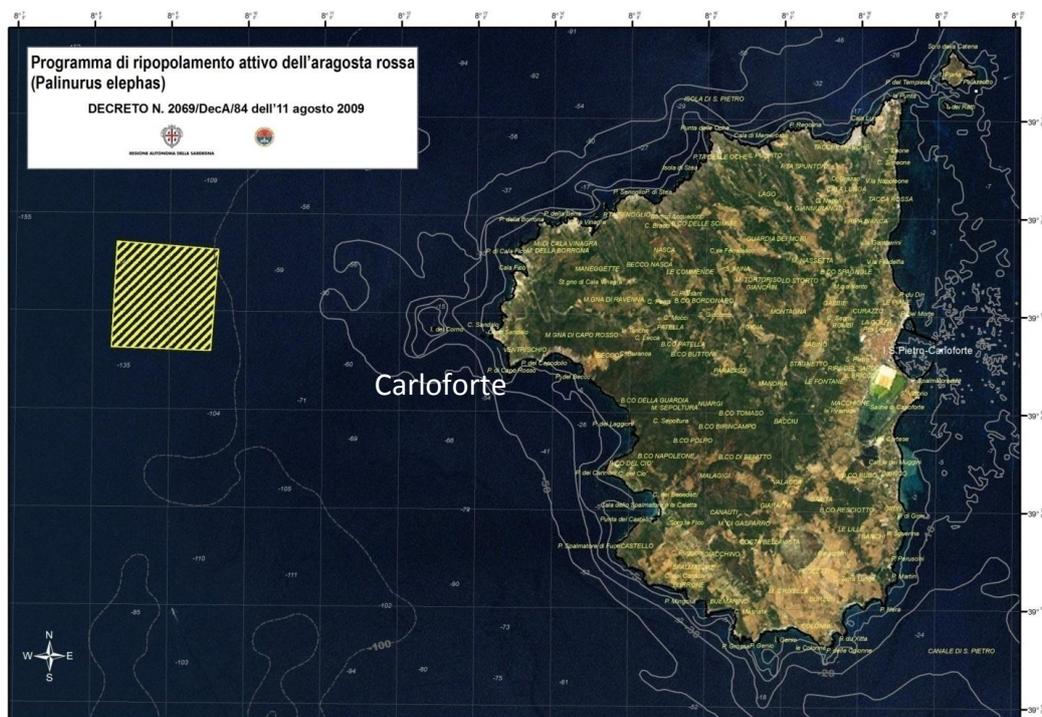


Fig. 5.12 - Area di ripopolamento di Carloforte.

Tab. 5.9 - Limiti geografici dell'area di Carloforte. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
Carloforte	3.83	8° 9' 37	39° 9' 37	1427471	4335000
		8° 9' 32	39° 8' 35	1427315	4333093
		8° 8' 14	39° 8' 37	1425458	4333167
		8° 8' 18	39° 9' 42	1425573	4335157

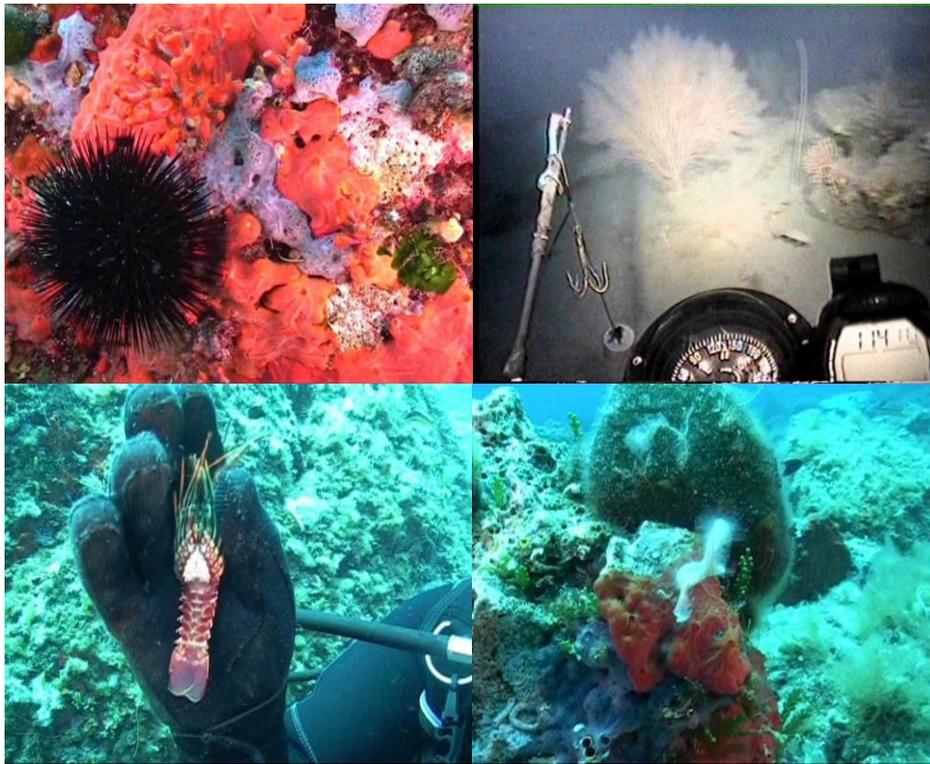


Fig. 5.13 – Indagini ROV – Fotogrammi caratterizzanti la biocenosi dei fondali di Carloforte

# Area di ripopolamento di Castelsardo

## Definizione della superficie

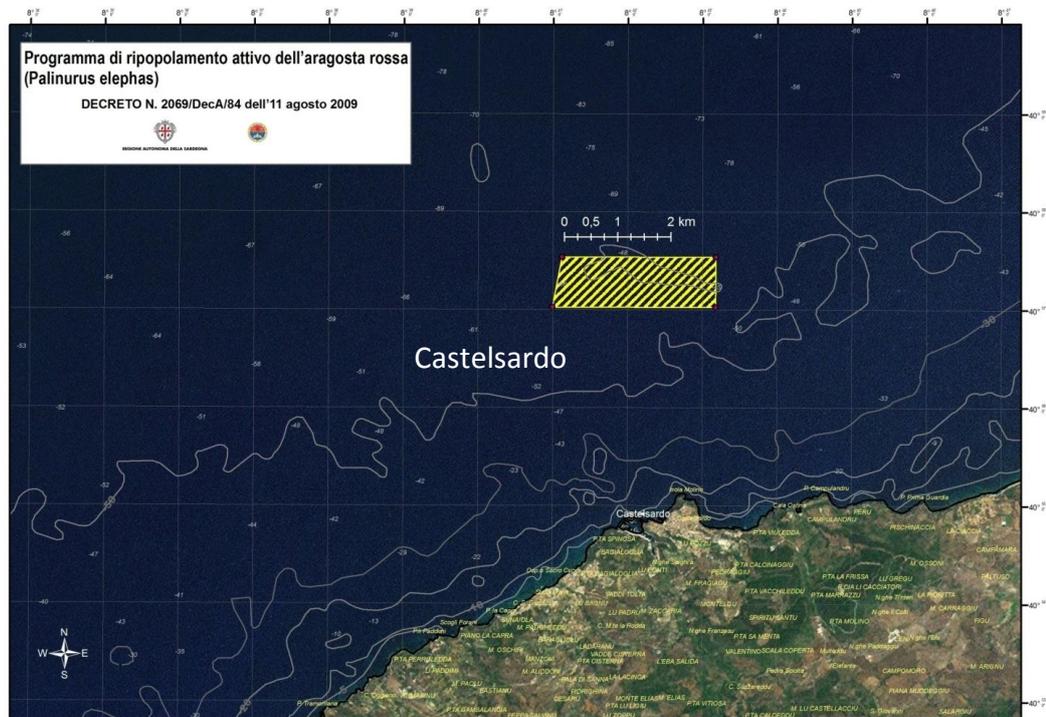


Fig. 5.14 – Area di ripopolamento di Castelsardo.

Tab. 5.10 - Limiti geografici dell'area di Castelsardo. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
Castelsardo	3.03	8° 41' 7	40° 57' 32	1473518	4534332
		8° 43' 10	40° 57' 32	1476408	4534322
		8° 43' 10	40° 57' 1	1476405	4533373
		8° 40' 59	40° 57' 1	1473340	4533383

Tab. 5.11 - Composizione biocenotica nell'area di ripopolamento di Castelsardo.

PHYLUM	CLASSE	FAMIGLIA	GENERE/SPECIE
<b>Echinodermata</b>	Oloturoidea	Echinasteridae	<i>Echinaster sepositus</i> (Retzius, 1783)
	Asteroidea	Asterinidae	<i>Anseropoda placenta</i> (Lamarck, 1816)
		Astropectinidae	<i>Astropecten aurantiacus</i> (Linnaeus, 1758)
		Toxopneustidae	<i>Sphaerenchinus granularis</i> (Lamarck, 1816)
	Echinoidea	Fibulariidae	<i>Echinociamus pusillus</i> , (O.F. Muller 1776)
		Cidaridae	<i>Stylocidaris affinis</i> (Philippi, 1845)
<b>Chlorophyta</b>	Bryopsidophyceae	Halimedaceae	<i>Halimeda tuna</i> (J. Ellis & Solander) J.V. Lamouroux 1816
	Ulvophyceae	Udoteaceae	<i>Flabellia petiolata</i> (Turra) Nizamuddin 1987
<b>Rhodophyta</b>	Florideophyceae	Peyssonneliaceae	<i>Peyssonnelia squamaria</i> (S.G. Gmelin) Decaisne, 1841
		Corallinaceae	<i>Lithophyllum racemus</i> (Lamarck) Foslie 1901
<b>Porifera</b>	Demospongiae	Axinellidae	<i>Axinella sp.</i>
<b>Anellida</b>	Polychaeta	Serpulidae	
<b>Cnidaria</b>	Anthozoa	Gorgoniidae	<i>Eunicella cavolinii</i> (Koch, 1887)
		Paramuriceidae	<i>Paramuricea clavata</i> (Risso, 1826)

# Area di ripopolamento di Oristano I

## Definizione della superficie

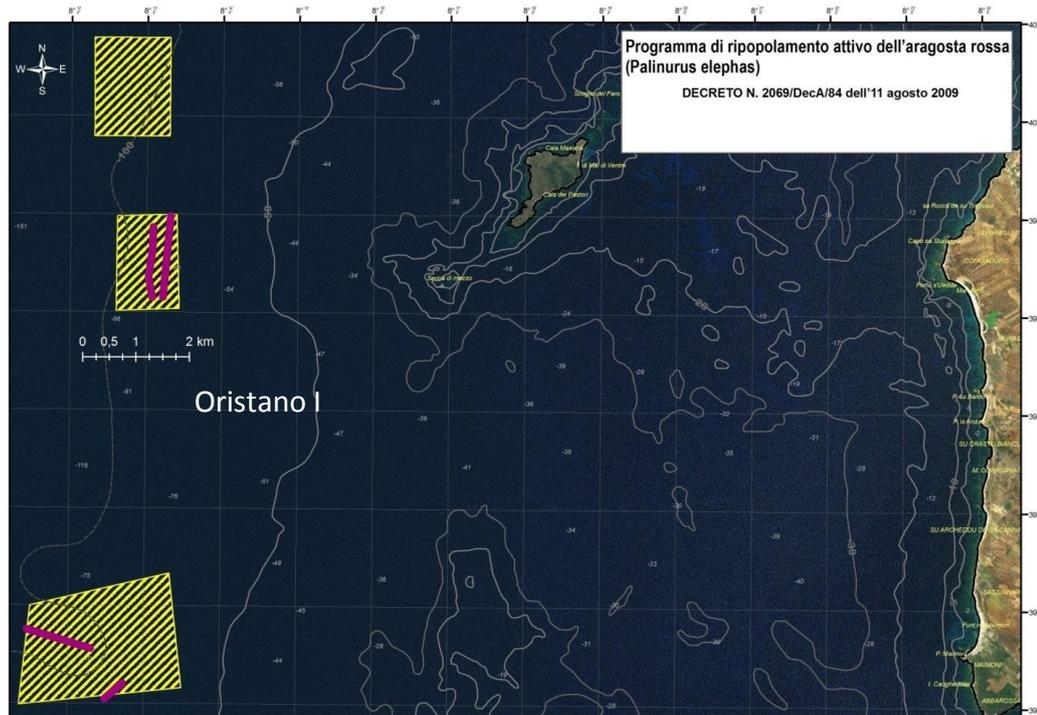


Fig. 5.15 – Area di ripopolamento di Oristano I.

Tab. 5.12 - Limiti geografici dell'area di Oristano I. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
Oristano I	2.16	8° 12' 37	39° 58' 58	1432571	4426243
		8° 13' 23	39° 58' 59	1433680	4426270
		8° 13' 26	39° 58' 2	1433724	4424487
		8° 12' 36	39° 58' 0	1432538	4424458

Tab. 5.13 - Composizione biocenotica nell'area di ripopolamento di Oristano I

PHYLUM	CLASSE	FAMIGLIA	SPECIE
<b>Cnidaria</b>	Anthozoa	Caryophylliidae	
<b>Mollusca</b>	Bivalvia	Chamidae	
		Pectinidae	
<b>Mollusca</b>	Gastropoda	Turbinidae	<i>Bolma rugosa</i> (Linnaeus, 1767)
<b>Porifera</b>	Calciospongia		
	Demospongia		
<b>Anellida</b>	Polychaeta Errantia	Polynoidae	
	Polychaeta Sedentaria		
<b>Chordata</b>	Thaliacea	Pyrosomidae	<i>Pyrosoma atlanticum</i> (Peron, 1804)
	Ascidiacea	Salpidae	<i>Salpa</i> sp. Maynard, 1868
<b>Bryozoa</b>	Gymnolaemata	Myriozoidae	<i>Myriapora truncata</i> (Pallas, 1776)
<b>Chlorophyta</b>	Ulvophyceae	Udoteaceae	<i>Flabellia petiolata</i> (Turra) Nizamuddin 1987
		Codiaceae	<i>Codium adhaerens</i> (C. Agardh 1822)
		Peyssonneliaceae	<i>Peyssonnelia</i> sp. Decaisne, 1841
	Florideophyceae	Corallinaceae	<i>Lithophyllum</i> sp. (Philippi, 1837)
			<i>Lithophyllum incrustans</i> (Philippi, 1837)
<b>Echinodermata</b>	Asteroidea	Echinasteridae	<i>Echinaster sepositus</i> (Retius, 1783)
	Echinoidea	Echinidae	<i>Echinus melo</i> (Lamarck, 1816)
		Cidaridae	<i>Stylocidaris affinis</i> (Philippi, 1845)
<b>Arthropoda</b>	Malacostraca	Homolidae	<i>Paromola cuvieri</i> (Risso, 1816)
		Dromiidae	<i>Dromia personata</i> (Linnaeus, 1758)
<b>Brachiopoda</b>	Articulata	Kraussinidae	<i>Mergelia</i> sp. (Linnaeus, 1767)

# Area di ripopolamento di Oristano – UnciPesca

## Definizione della superficie

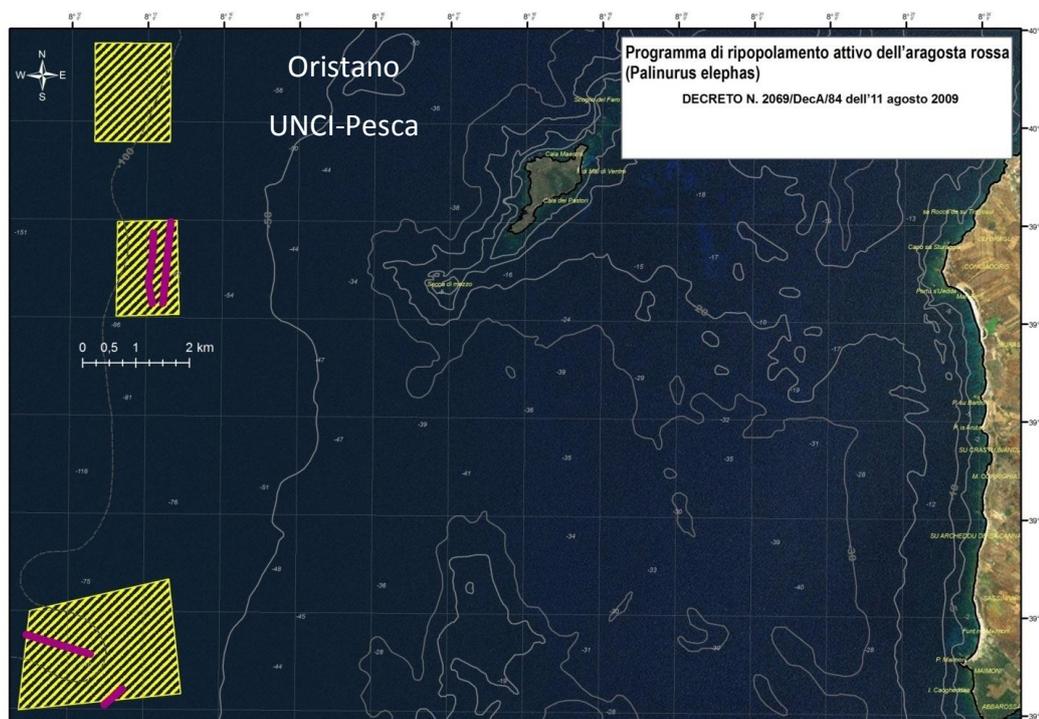


Fig. 5.16 –Area di ripopolamento di Oristano Unci-Pesca.

Tab. 5.14 - Limiti geografici dell'area di Oristano-UnciPesca. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
Unci Pesca	2.78	8° 12' 18	40° 0' 47	1432149	4429616
		8° 13' 18	40° 0' 47	1433571	4429603
		8° 13' 17	39° 59' 47	1433555	4427743
		8° 12' 18	39° 59' 47	1432147	4427756

Tab. 5.15 - Composizione biocenotica nell'area di ripopolamento di Oristano Unci

PHYLUM	CLASSE	FAMIGLIA	SPECIE
Mollusca	Gasteropoda	Turbinidae	<i>Bolma rugosa</i> (Linnaeus, 1767)
Foraminifera	Polythalamia	Homotrematidae	<i>Miniacina miniae</i> (Pallas, 1766)
Porifera	Demospongiae	Axinellidae	<i>Axinella verrucosa</i> (Esper, 1794)
		Spirastrellidae	<i>Spirastrella cunctatrix</i> (Schmidt, 1868)
		Suberitidae	<i>Terpios fugax</i> (Bowerbank, 1866).
Anellida	Polychaeta	Sedentaria	
Bryozoa	Gymnolaemata		
Tentaculata	Brachiopoda	Articulata	<i>Mergelia truncata</i> (Linnaeus, 1767)
Echinodermata	Echinoidea	Echinidae	<i>Echinus melo</i> (Lamarck, 1816)
		Cidaridae	<i>Stylocidaris affinis</i> (Philippi, 1845)
		Galatheidae	<i>Munida rugosa</i> (Fabricius, 1775)
Arthropoda	Malacostraca	Grapsidae	
Phycophyta	Florideophyceae	Corallinaceae	<i>Lithophyllum incrustans</i> (Philippi, 1837)
Cnidaria	Anthozoa	Caryophylliidae	<i>Caryophyllia inornata</i> (Duncan, 1878)
		Dendrophylliidae	<i>Dendrophyllia cornigera</i> (Lamarck, 1816)



Fig. 5.17 – Indagini ROV – Fotogrammi caratterizzanti la biocenosi dei fondali di Oristano Unci.

# Area di ripopolamento di Sant'Antioco

## Definizione della superficie

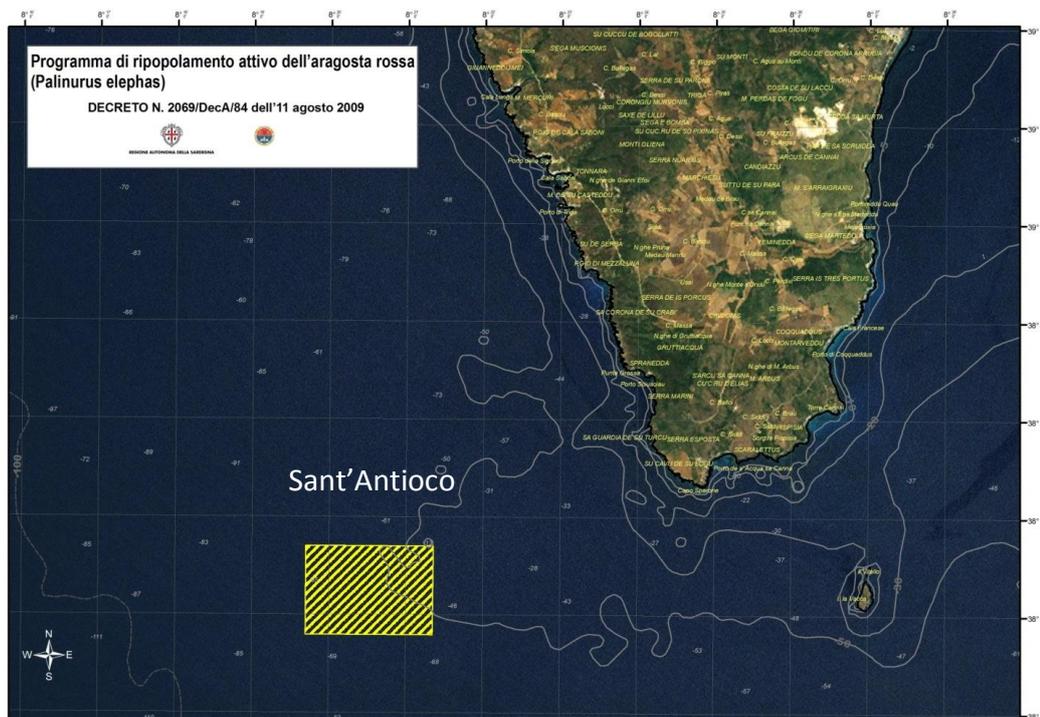


Fig. 5.18 – Area di ripopolamento di Sant'Antioco.

Tab. 5.16 - Limiti geografici dell'area di S. Antioco. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
S. Antioco	4.15	8° 19' 41	38° 56' 42	1441791	4310970
		8° 21' 21	38° 56'42	1444182	4310952
		8° 21' 20	38° 55'48	1444160	4309278
		8° 19' 41	38° 55' 48	1441779	4309296

Tab. 5.17 - Composizione biocenotica nell'area di ripopolamento di S. Antioco

PHYLUM	CLASSE	FAMIGLIA	SPECIE
<b>Chlorophyta</b>	Bryopsidophyceae	Halimedaceae	<i>Halimeda tuna</i> (J. Ellis & Solander) J.V. Lamouroux 1816
	Ulvophyceae	Udoteaceae	<i>Flabellia petiolata</i> (Turra) Nizamuddin 1987
<b>Echinodermata</b>	Astroidea	Echinasteridae	<i>Echinaster sepositus</i> Retzius, 1783
	Holothuroidea	Stichopodidae	<i>Parastichopus regalis</i> (Cuvier, 1817)
<b>Rhodophyta</b>	<a href="#">Florideophyceae</a>	Rhodomelaceae	<i>Vidalia volubilis</i> (Linnaeus) J. Agardh 1863
<b>Bryozoa</b>	Gymnolaemata	Reteporidae	<i>Reteporella beaniana</i> (King, 1846)
<b>Chordata</b>	Ascidiacea	Asciidae	<i>Phallusia mamillata</i> Cuvier
<b>Porifera</b>	Demospongiae	Axinellidae	<i>Axinella polypoides</i> Schmidt, 1862
<b>Mollusca</b>	Gastropoda	Turbinidae	<i>Bolma bolma rugosa</i> (Linnaeus 1787)

# Area di ripopolamento di Capo Ferrato

## Definizione della superficie

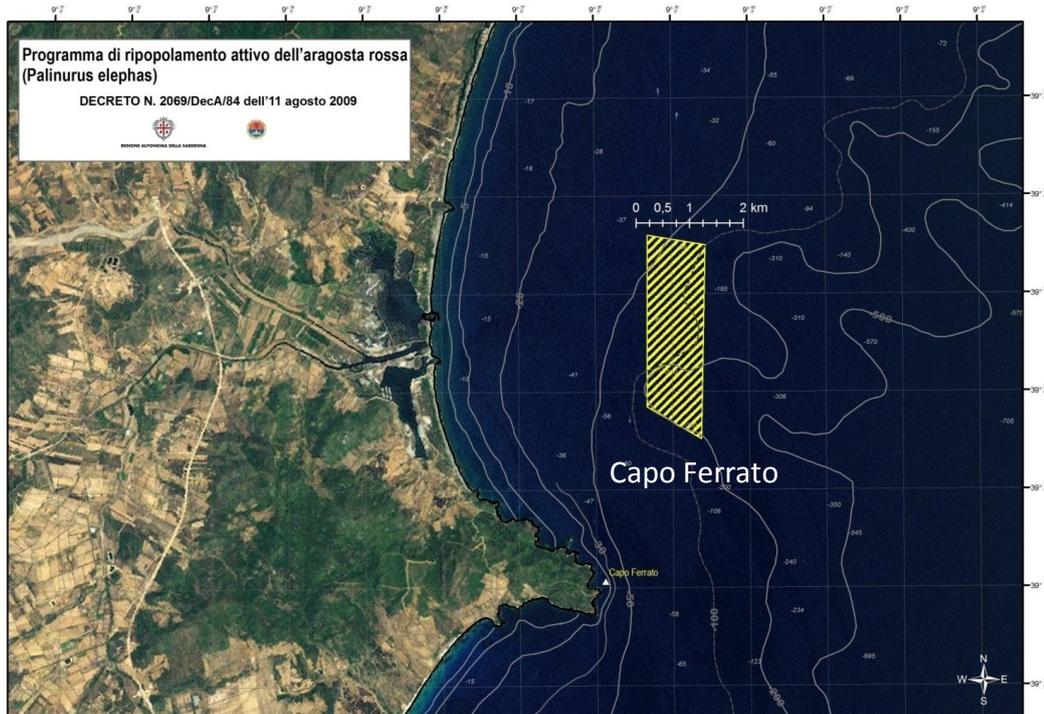


Fig. 5.19 – Aree di ripopolamento di Capo Ferrato.

Tab. 5.18 - Limiti geografici dell'area di Capo Ferrato. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
Capo Ferrato	3.78	9° 38' 41	39° 21' 35	1555551	4357003
		9° 39' 22	39° 19' 31	1556625	4356826
		9° 38' 40	39° 19' 50	1556566	4353163
		9° 39' 26	39° 21' 30	1555551	4353759



Fig. 5.20 – Indagini ROV – Fotogrammi caratterizzanti la biocenosi dei fondali di Capo Ferrato.

# Area di ripopolamento di Su pallosu

## Definizione della superficie

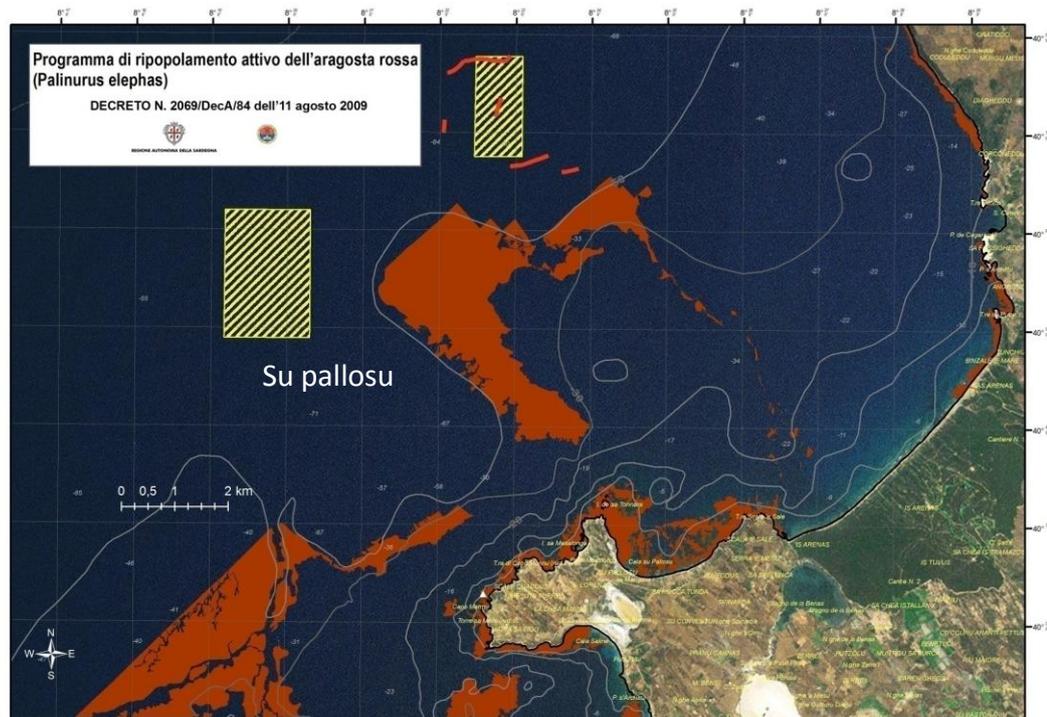


Fig. 5.21 – Area di ripopolamento di Su Pallosu

Tab. 5.19 - Limiti geografici dell'area di Su pallosu. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione (Km2)	WGS84		Gauss Boaga	
		Lon	Lat	Lon	Lat
Su pallosu	4.00	8° 19' 18	40° 06' 20	1081863	400439
		8° 20' 30	40° 06' 20	1081975	400439
		8° 19' 18	40° 04' 90	1081863	400309
		8° 20' 30	40° 04' 90	1081975	400309

Tab. 5.20 - Composizione biocenotica nell'area di ripopolamento di Su pallosu

PHYLUM	CLASSE	FAMIGLIA	SPECIE
<b>Echinodermata</b>	Holothuroidea	Stichopodidae	<i>Parastichopus regalis</i> (Cuvier, 1817)
	Echinoidea	Echinidae	<i>Echinus acutus</i> (Lamarck, 1816)
		Spatangidae	<i>Spatangus purpureus</i> O.F. Muller, 1776
		Toxopneustidae	<i>Sphaerechinus granularis</i> Lamarck, 1816
		Diadematidae	<i>Centrostephanus longispinus</i> Philippi, 1845
		Cidaridae	<i>Stylocidaris affinis</i> (Philippi, 1845)
	Asteroidea	Echinasteridae	<i>Echinaster sepositus</i> (Retius, 1783)
		Astropectinidae	<i>Astropecten auranciacus</i> Linnaeus, 1758
		Poraniidae	<i>Anseropoda placenta</i> (Pennant, 1777)
<b>Rhodophyta</b>	<a href="#">Florideophyceae</a>	Rhodomelaceae	<i>Vidalia volubilis</i> (Linnaeus) J. Agardh 1863

## 5.4 - Determinazione quali-quantitativa del pescato nelle aree di

### ripopolamento di *Palinurus elephas*

Nell'ambito delle pesche di presurvey effettuate nelle varie aree di ripopolamento indagate sono state complessivamente censite 46 specie associate alla cattura dell'aragosta rossa di cui 4 crostacei, 1 mollusco cefalopode, 7 selaci e 34 teleostei.

L'area di ripopolamento con la maggior biodiversità specifica è risultata essere l'area di Cabras con un numero complessivo di 26 specie di cui il 74 % rappresentato da teleostei. Un numero di specie decisamente più basso è stato riscontrato nelle aree di Buggerru, Oristano Unci e Carloforte con rispettivamente 9, 11 e 10 specie associate. Un numero di specie intermedio è stato censito nelle aree di Oristano I e Alghero con 16 specie (Allegato 1 Tab. 1).

Nelle diverse future aree di ripopolamento la biomassa di aragosta calcolata come Catture per Unità di sforzo (Numero o gr/50m rete /barca) è risultata elevata nella costa centro-occidentale, nelle aree di Buggerru, Cabras, Oristano I e Oristano Unci, dove sono stati registrati valori di biomassa prossimi ai 400-500 gr/50m rete /barca e abbondanza di 1,5-2 individui /50 m rete/ barca. In assoluto il valore più alto di abbondanza è stato registrato ad Oristano I con 2,35 N/50 m rete/ barca e di biomassa a Oristano Unci con 572 gr/50m rete /barca. Valori decisamente più bassi sono stati riscontrati a Carloforte (0.4 N/50 m rete/ barca e 133,5 gr/50m rete /barca) e Capo Ferrato (0.09N/50 m rete/ barca e 54,5 gr/50m rete /barca) (Allegato 1 -Tab. 1).

Fra le specie pescate in associazione con *P. elephas* i valori più alti di CPUE sono stati registrati per lo scorfano rosso, *Scorpaena scrofa*, e la mostela *Phycis phycis*. Lo scorfano rosso ha registrato le catture maggiori ad Alghero con 0,52 N/50 m rete/ barca e 319 gr/50m rete /barca, mentre la mostela a Cabras con 0,9 N/50 m rete/ barca e 340 gr/50m rete /barca. Anche la triglia di scoglio, *Mullus surmuletus*, è risultata in molte aree associata alla cattura di *P. elephas*. Anche il pagello fragolino, *Pagellus erythrinus*, e il pesce S.pietro, *Zeus faber*, sono risultate fra le specie maggiormente frequenti nelle catture registrate nelle varie aree di ripopolamento. Sono state rilevate anche catture sporadiche di saraghi (Bosa, Buggerru e Cabras) e triglidi (Alghero).

La taglia frequenza delle aragoste rinvenute all'interno di ciascuna area durante le indagini preventive sono riportate in Fig. 5.22. Nelle aree di Bosa, Carloforte, Capo Ferrato e S. Antioco sono state catturate rispettivamente 3 (taglia compresa fra 74 e 133 mm di LCS), 8 (taglia compresa fra 66,5 e 85,7 mm di LCS), 1 aragosta di 94.5 mm di LCS e 1 aragosta di 72,3 mm di LCS. Di queste catture sporadiche non sono stati riportati gli istogrammi di frequenza. Nelle restanti aree il range di cattura delle aragoste ha oscillato fra 59 e 106 mm di LCS. L'intervallo più ristretto è stato riscontrato nell'area di Alghero dove le catture sono state rappresentate da individui di taglia compresa tra 61 e 83 mm di LCS. La secca del Garofalo, dove è sita l'area di ripopolamento catalana, è infatti nota per la taglia piccola delle aragoste presenti.

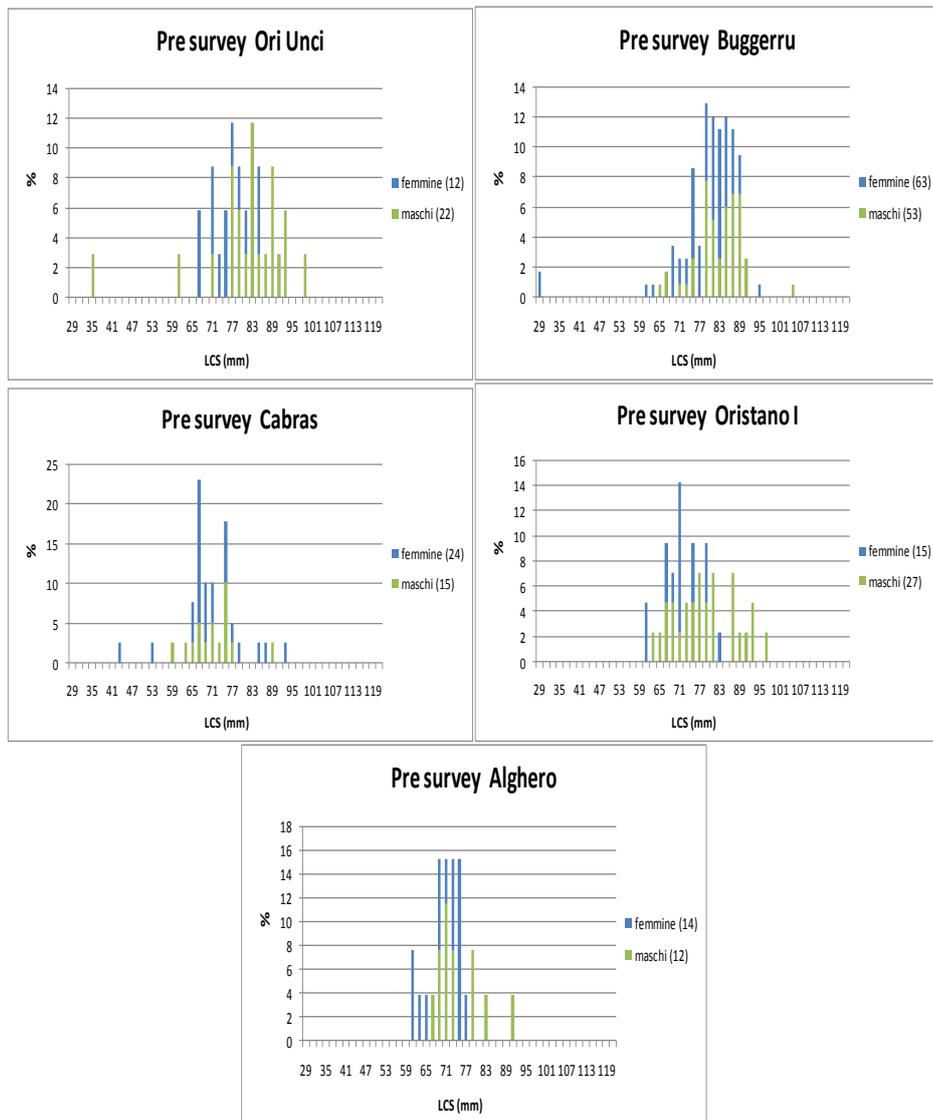


Fig. 5.22 - Istogramma taglia frequenza di *Palinurus elephas* catturati all'interno di ciascuna area durante i presurveys.

## **5.5 - L'area di Su Pallosu - *La gestione dell'aragosta rossa Palinurus elephas***

Di seguito vengono riportati i principali risultati gestionali ottenuti attraverso elaborazioni effettuate con dati raccolti nell'arco dei 13 anni di attivazione dell'area di ripopolamento di Su pallosu.

### **5.5.1 - Materiale e metodi**

#### **Area di studio**

L'area di Su pallosu è localizzata nella costa centro-occidentale e protegge circa 4 kmq di coralligeno misto a cordoni di sabbia e fango ad una profondità compresa fra 50 e 80 m. Le zone di pesca presenti attorno all'area di indagine consistono in "patches" di depositi di coralligeno alternati da sabbia e fango posti ad una profondità compresa tra 50 e 100 m. La no-take area era una tipica zona di pesca di aragoste prima che venisse chiusa dal decreto regionale a qualsiasi forma di prelievo. Da allora lo sforzo di pesca nelle zone circostanti la no-take area viene principalmente esercitato dalle barche appartenenti alla Cooperativa di su Pallosu (circa 12 barche con un tonnellaggio medio di 4 t).

#### **Modello di marcatura e ricattura di Arnason- Schwartz**

Fino ad oggi in letteratura non è stato possibile stabilire secondo modelli matematici l'esportazione degli esemplari dalla popolazione "sorgente", presente entro un' area di ripopolamento, verso le zone circostanti di pesca. La mancanza di un set rappresentativo di dati e l'impossibilità di delineare un robusto disegno di campionamento ha portato a sviluppare dei modelli teorici (DeMartini, 1993; Man et

al., 1995) raramente ben testati e stimati (Russ e Alcalá, 1989; McClanahan e Kaunda-Arara, 1996; Hobday et al., 2005; Goni et al., 2006).

L'applicazione del modello di Arnason-Schwartz (AS), sui dati di marcatura e ricattura di 8 anni di studio ha permesso di stabilire, i tassi di sopravvivenza e movimenti tra l'area di Su Pallosu e le zone circostanti di pesca.

In particolare la storia delle ricatture delle aragoste marcate è stata analizzata attraverso il modello di marcatura e ricattura di Arnason-Schwartz (AS) (Arnason, 1973; Schwartz et al., 1993), una generalizzazione del modello di Cormack-Jolly-Seber (CSJ) (Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965). IL CSJ si focalizza su un tipico modello di marcatura e ricattura basato su una "tipica" popolazione aperta nella quale la probabilità di un individuo di essere visto è definita da 2 parametri: 1) la probabilità che l'animale sopravviva e quindi rimanga nell'area di studio ( $\Phi$ ) (questa è definita come "sopravvivenza apparente" dal momento che non è possibile distinguere tra perdite dovute alla morte e perdite dovute ad una emigrazione definitiva) e 2) la probabilità che l'animale venga riavvistato ( $p$ ), a condizione che sia vivo e presente nell'area. Il modello di AS aggiunge un ulteriore livello di realismo biologico attraverso l'incorporazione dei dati di movimento ( $\psi$ ) (Brownie et al., 1993). I modelli sono stati fittati usando il programma MARK (White e Burnham, 1999).

Il modello di AS è interamente rappresentato dalla equazione  $\Phi(t,s)p(t,s)$ ,  $\psi(t,s)$ . Da qui si deduce che la probabilità di sopravvivenza, di incontro e di movimento è una funzione del tempo ( $t$ ) e dello strato (IN=dentro l'area; OUT= zone di pesca circostanti). Sulla base di 7 anni di riavvistamento, 2 strati e 1 gruppo, il modello pienamente rappresentato ha 42 parametri. Inizialmente, tutti i modelli sono strutturati utilizzando la matrice di identità e la funzione "sink". La selezione del

modello più realistico è stata primariamente guidata dalla conoscenza della biologia della popolazione a cui appartengono gli esemplari marcati. Lo scopo della selezione del modello più realistico è quello di identificare il modello più idoneo biologicamente che spieghi la significativa variabilità dei dati ma escluda i parametri non necessari (il principio della parsimonia), cioè parametri addizionali che non possono essere giustificati sulla base dei dati utilizzati (cfr. Burnham et al., 1987). La parsimonia è stata stimata usando il modello corretto del Criterio di informazione di Akaike (AICc),  $\Delta AICc$  cioè la differenza in AICc tra i due modelli e il peso normalizzato di AICc il quale fornisce il peso relativo dell'evidenza per un particolare modello che meglio descrive i dati (Burnham e Anderson, 1998). Infine, il modello più parsimonioso è stato testato per importanti questioni biologiche attraverso un comparazione con i modelli più prossimi attraverso la likelihood ratio test (LRT) (Lebreton et al., 1992).

### **Surveys di pesca commerciale e sperimentale**

Come accennato nella sezione precedente (cfr. paragrafo 5.2) nel 1997, prima della chiusura alla pesca dell'area, è stato effettuato un presurvey consistente in dieci transetti all'interno dell'area di studio, atto a valutare la biodiversità e la biomassa presente nell'area prima della chiusura al prelievo. I transetti sono stati condotti con reti tramaglio di 1,000 m di lunghezza (maglia nominale da 50 a 73 mm). Le reti all'interno dell'area sono state disposte seguendo un disegno di campionamento che consentisse di coprire l'intera area di indagine. Il primo transetto è stato posizionato da ovest a est nel centro dell'area, i rimanenti 9 sono stati posizionati in parallelo a questo ad una distanza di circa 250 m ciascuno.

Dal 1998, sono stati condotti annualmente, durante i 6 mesi della stagione di pesca consentita (marzo - agosto) dei survey sperimentali atti a stimare l'eventuale variazione in biodiversità e biomassa delle specie a seguito del ripopolamento. In totale sono state condotte 91 pesche sperimentali di cui: 8 nel 1998, 10 nel 1999, 8 nel 2000, 9 nel 2001, 6 nel 2002, 2 nel 2003, 2 nel 2004, 8 nel 2005, 10 nel 2006, 8 nel 2007, 6 nel 2008, 14 nel 2009 e 4 nel 2010

I dati commerciali di pesca sono stati invece collezionati a bordo delle barche commerciali che hanno esercitato la pesca professionale mediamente negli anni 2008 e 2009. Quando possibile, ossia se le condizioni meteorologiche lo permettevano, i campionamenti sono stati eseguiti ogni giorno. Seguendo uno speciale permesso regionale, i ricercatori erano in grado di catturare e misurare le aragoste al di sotto della taglia di 24 cm di LT (taglia minima stabilita dal decreto regionale prima del 2006). Per ogni categoria, al di sotto della taglia commerciale (  $LT < 24$  cm ) e al di sopra (  $LT > 24$  cm ) sono stati registrati il numero e il peso di ciascun esemplare. Nei due anni di studio sono state eseguite un totale di 256 impostate collezionate all'interno dei 25 km dal bordo dell'area di su Pallosu tra i 50 e 100 m di profondità (Fig. 5.23).

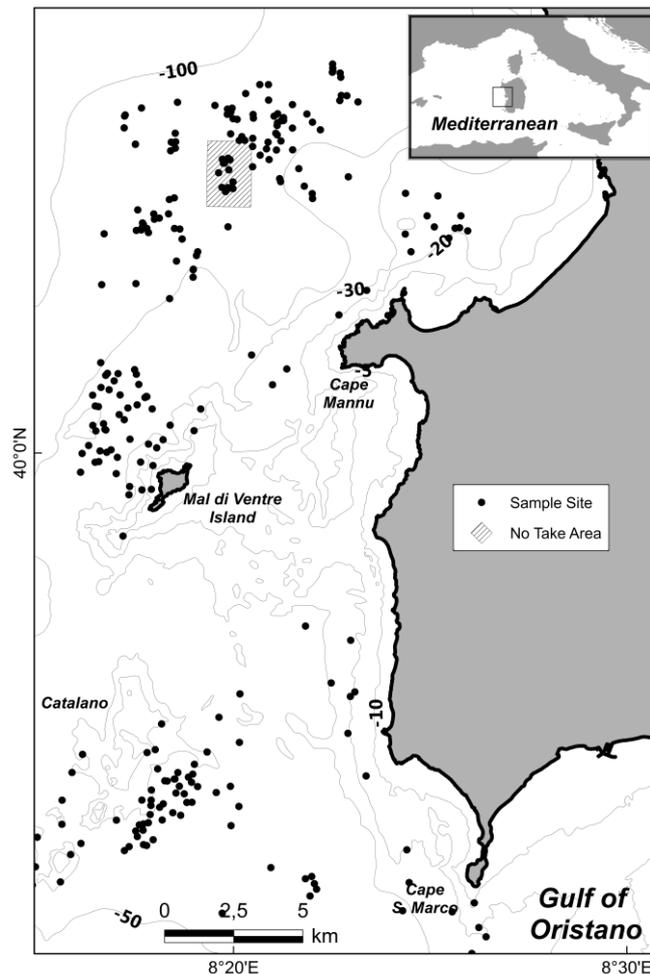


Fig. 5.23 - Area di studio e mappa batimetrica della localizzazione delle cale commerciali (N=256) e sperimentali (N=16) effettuate all' esterno e interno della no-take area di Su pallosu.

Questi dati sono stati anche comparati con i dati collezionati negli stessi anni all'interno dell' area di studio (ANOVA; Zar , 1999). Gli indici di abbondanza e di biomassa sono stati espressi come Catture Per Unità di Sforzo (CPUE) ossia N CPUE in numero e Kg CPUE in peso per 50 m di rete e barca. I trend temporali in abbondanza e biomassa sono stati analizzati statisticamente attraverso il test di Spearmann (Zar, 1999). Anche la presenza del gradiente orizzontale che si estende dal bordo della no-take area alla zone adiacenti di pesca è stato testato utilizzando la correlazione di Spearmann tra l'abbondanza e la distanza dal bordo del MPA.

### **Analisi spaziale e mappatura**

Nella valutazione dei benefici di una MPA nel management delle risorse sfruttate, il mappaggio dei dati di CPUE sono utili per lo studio della distribuzione delle specie e per migliorare piani di monitoraggio. Assumendo che i patterns delle CPUE riproducano dei cambiamenti nella biomassa dello stock, un approccio combinato di GIS e geostatistica è stato utilizzato per investigare l'abbondanza taglia specifica di *P. elephas* nelle aree esterne circostanti di pesca. L'autocovarianza spaziale nelle abbondanze è stata analizzata attraverso il fitting di modelli parametrici che catturano la variazione spaziale tra i dati, espressi attraverso strutture di variogrammi empirici. "Nugget, range e sill parameters" nel variogramma sono stati stimati con modelli sferici ed esponenziali (Cressie, 1993). Ordinary krigings (Petitgas, 1996; Rivoirard et al., 2000) sono stati effettuati separatamente per le taglie commerciali e non-commerciali. L'analisi geostatistica è stata realizzata con il pacchetto geoR in R CRAN software (Ribeiro e Diggle, 2001). Le mappe mostranti le abbondanze delle aragoste sono state create usando ARcGIS versione 9.3 (ESRI, 2008)

### **Aragoste marcate**

Nella no-take area durante i 13 anni di indagine sono stati rilasciati 5718 aragoste marcate. Di queste 1996, collezionate all'interno della no-take area, sono state marcate e rilasciate tra il 1998 e il 2009, mentre 3722 sono stati catturati dai pescatori locali, marcate e rilasciate fra il 1998 e il 2003. Il numero della marca, la lunghezza carapace (mm), il sesso, la data e la posizione del rilascio sono state registrate per ciascuna aragosta (lunghezza media di carapace di  $67,7 \text{ mm} \pm 11,03$  per le femmine (N=2518) e  $71,3 \pm 15,05$  per i maschi (N=3170).

### **Homing in *Palinurus elephas***

L'homing, definito per la prima volta da Papi (1992), è un movimento intrapreso dall'aragosta per raggiungere un'area spazialmente ristretta, che è conosciuta dall'animale. I crostacei decapodi, in genere dovrebbero utilizzare mezzi visivi, idrodinamici, magnetici, topografici e chimici per visualizzare il loro home range e ritornare alla loro dimora di origine dopo un cospicuo spostamento (Vannini e Cannici, 1995)

Nella nostra indagine, poiché le aragoste venivano ricatturate esclusivamente durante catture commerciali o sperimentali tramite reti, è risultato piuttosto difficile conoscere l'esatto punto in cui l'aragosta si trovava prima della marcatura. Di conseguenza, solamente per 8 aragoste è stato possibile conoscere la locazione iniziale della cattura e conseguentemente valutare la capacità di homing della specie.

La distanza mossa dalle aragoste è stata calcolata come una linea retta tesa tra il punto di rilascio (centro dell'area protetta) e il punto di ricattura. Il punto di ricattura è stato valutato come il punto medio della rete utilizzata.

### **I movimenti in *Palinurus elephas***

Per verificare se i movimenti delle aragoste potessero variare con la taglia, le aragoste sono state suddivise in tre categorie di taglia (piccole  $LC < 80$  mm; medie  $80 < LC < 110$  mm e grandi  $LC > 110$ ). Le analisi sono state eseguite per sesso per tutti gli individui e per ciascuna classe di taglia.

La distribuzione circolare della direzione delle aragoste è stata analizzata attraverso il test di Rayleigh (Zar, 1999). Le ipotesi sono state le seguenti:

$H_0$  = il campione della popolazione è uniformemente distribuito intorno ad un cerchio.

H1= la popolazione non è distribuita attorno ad una cerchio.

Se l'ipotesi H0 viene rigettata si deve concludere che c'è una direzione media intrapresa dalla popolazione, identificata da uno specifico angolo medio (Zar, 1999).

Il livello di probabilità di differenza significativa è fissata per  $P=0.05$ .

### **5.5.2 – Risultati**

#### **Modello di marcatura e ricattura di Arnason- Schwartz**

In questi tesi è stato evidenziato, per la prima volta in letteratura, un modello che, sui dati di marcatura e ricattura di 8 anni di studio, ha permesso di stabilire i tassi di sopravvivenza e movimenti tra un'area di ripopolamento e le zone circostanti di pesca.

Come evidenziato nei materiali e metodi, il modello che meglio ha espresso la variazione dei dati usando il numero minore dei parametri è risultato il modello 2 con 18 parametri (Tab. 5.21), il quale è approssimativamente 4,5 volte meglio supportato dai dati rispetto al successivo miglior modello (Modello 3).

Tab. 5.21- Processo di riduzione del Modello

<b>Ipotesi</b>	<b>Modello</b>	<b>AICc</b>	<b>ΔAICc</b>	<b>AICc peso</b>	<b>Parametri</b>	
<b>1</b>	Saturated model	$\Phi(t,s)p(t,s)\Psi(t,s)$	1403.88	19.88	0.00004	<b>42</b>
<b>2</b>	Survival constant and movement do not vary over time	$\Phi(.)p(t,s)\Psi(s)$	1384.00	0.00	0.75817	<b>18</b>
<b>3</b>	Survival varies in neighboring areas over time; no time effect of movement rate	$\Phi IN(.)\Phi OUT(t)p(t,s)\Psi(s)$	1386.922	2.92	0.17484	<b>23</b>
<b>4</b>	Survival constant; movements vary only over time	$\Phi(.)p(t,s)\Psi(t)$	1389.992	5.99	0.03767	<b>28</b>
<b>5</b>	Survival constant in both strata	$\Phi(.)p(t,s)\Psi(t,s)$	1391.776	7.61	0.0205	<b>29</b>
<b>6</b>	Survival varies in restocking area only in 2002 and 2003	$\Phi IN(.)\exp_{.0203}\Phi OUT(t)p(t,s)\Psi(t,s)$	1391.910	13.90	0.00072	<b>38</b>
<b>7</b>	Survival varies only in neighboring areas over time	$\Phi IN(.)\Phi OUT(t)p(t,s)\Psi(t,s)$	1392.44	8.43	0.0109	<b>32</b>
<b>8</b>	Survival varies only in restocking area over time. No time effect of movement rate	$\Phi IN(t)\Phi OUT(.)p(t,s)\Psi(s)$	1398.92	14.92	0.00043	<b>29</b>
<b>9</b>	Survival constant in both strata; resighting varies only over the time	$\Phi(.)p(t)\Psi(s)$	1415.96	31.96	0.00000	<b>11</b>

Il modello migliore mostra una sopravvivenza apparente costante nel tempo in ciascun strato (ossia nella no-take area e nelle zone circostanti di pesca è  $0.94 \pm 0.03(SE)$  e  $0.26 \pm 0.04(SE)$  rispettivamente) sebbene il modello successivo a quello migliore potrebbe far presumere che ci siano dei cambiamenti temporali di sopravvivenza nelle zone limitrofe di pesca. La likelihood ratio (LRT) mostra comunque un' assenza di una particolare significativa differenza nel fittaggio dei due modelli ( $\chi^2=7.908$ ,  $df=5$ ,  $P=0.1614$ ).

Il modello più parsimonioso mostra che la probabilità di riavvistamento varia durante gli anni di campionamento nei due strati. Il valore registrato nelle zone circostanti di pesca (strato OUT) è più grande di quello registrato all'interno dell'area di ripopolamento (strato IN), dove il valore varia tra  $0.06 \pm 0.03 SE$  e  $0.308 \pm 0.05 SE$ , rispettivamente. In entrambi gli strati i valori decrescono negli ultimi due anni indagati (2003-2004). La probabilità di movimento dalla MPA verso le zone limitrofe

di pesca e viceversa appare costante negli anni, mostrando un valore medio di  $0.28 \pm 0.03$  e  $0.31 \pm 0.12$  rispettivamente (Fig. 5.24)

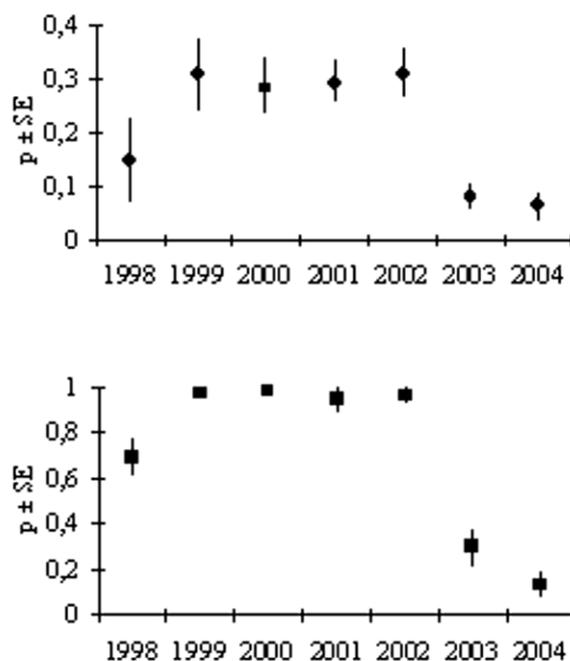


Fig. 5.24 - Probabilità di riavvistamento (p) delle aragoste nella no-take area e nelle zone limitrofe di pesca

### Trend delle abbondanze di *Palinurus elephas* all'interno e all'esterno della no-take area

Le catture per unità di sforzo (CPUE) registrate all'interno della no-take area hanno indicato un incremento statisticamente significativo sia della abbondanza (Spearman  $\rho=0,923$   $P=6.85E-6$ ) che della densità (Spearman  $\rho=0,731$   $P=0,004$ ) nel tempo (2008-2010)(Fig. 5.25). Dopo il blocco della pesca (1997), è stato registrato un incremento della biomassa delle aragoste del 562 %, con valori che sono passati da 0,0915 kg/50 m rete/barca nel 1997 a 0,606 kg/50 m rete/barca nel 2010.

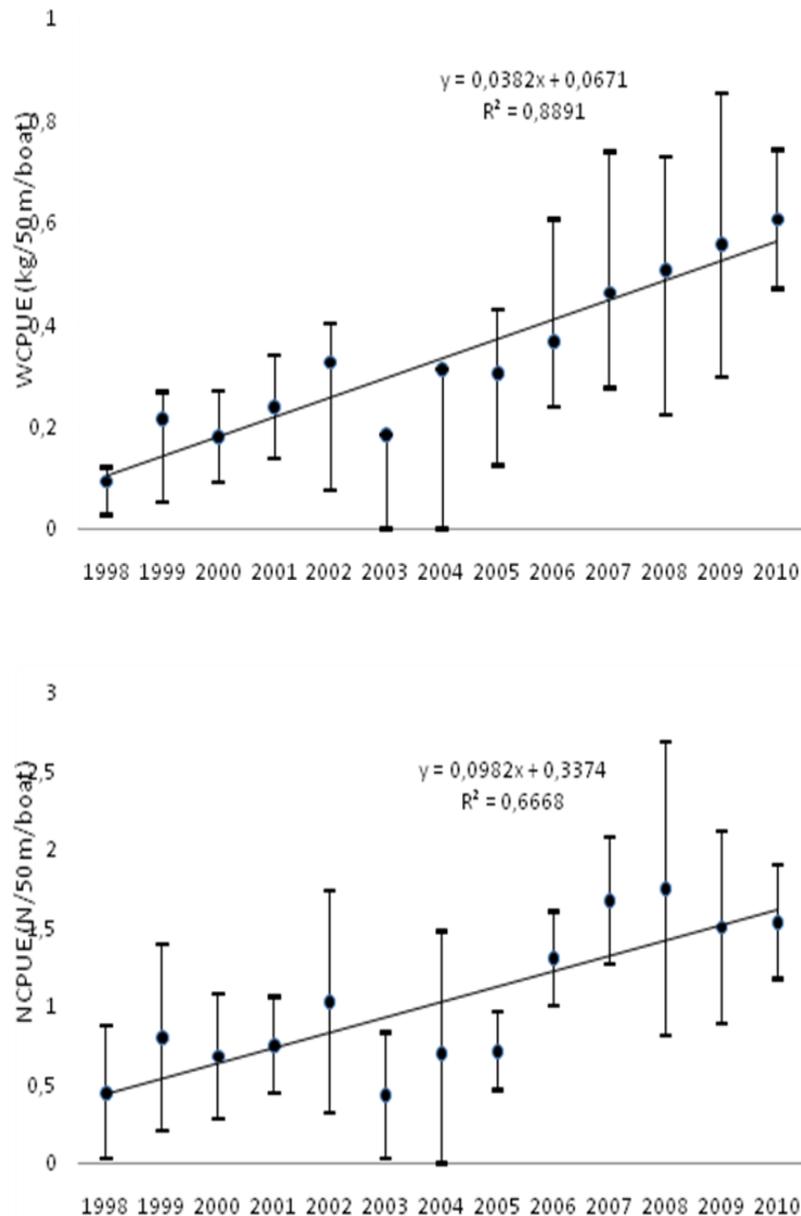


Fig. 5.25 - Trend delle CPUE medie (Kg/50m rete/barca, numero/50 m rete/barca) di *Palinurus elephas* registrati all'interno dell'area di Su Pallosu dal 1998 al 2010.

Nel 2008-2009, l'abbondanza media all'interno della riserva era 4,7 volte maggiore rispetto a quella registrata nelle circostanti aree di pesca. Molteplici possono essere le motivazione che hanno portato ad un progressivo aumento delle abbondanze all'interno dell'area. La prima motivazione può essere ascrivibile alla continua immissione di esemplari marcati che dal 1998 si è verificata

ininterrottamente fino al 2003. La seconda motivazione può essere riconducibile alla elevata sedentarietà della specie a cui si deve aggiungere l'attività riproduttiva tipica degli esemplari adulti presenti all'interno dell'area.

Con il passare degli anni, come osservabile nella Fig. 5.26, si è infatti registrato nell'area un progressivo aumento degli esemplari adulti al seguito dell'incremento ponderale supportato dalla protezione accompagnato da un incremento del numero dei giovanili ascrivibile proprio all'attività riproduttiva degli esemplari adulti (cfr. capitolo 7). Una comparazione statistica (Kolmogorov -Smirnov) indica infatti una differenza statisticamente significativa tra gli istogrammi delle taglie di frequenza relativa agli anni 1998, 2005 e 2011 (KS  $P < 0.001$ ).

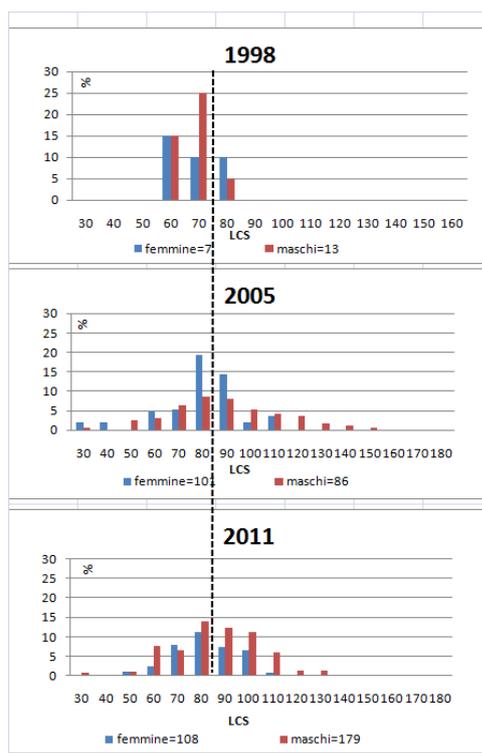


Fig. 5.26 - Istogramma taglia frequenza di *Palinurus elephas* catturati all'interno dell'area negli anni 1998, 2005 e 2011.

Survey commerciali effettuati nel 2008-2009 nelle zone circostanti di pesca hanno inoltre mostrato un gradiente negativo delle CPUE delle aragoste all'aumentare della distanza dal bordo della MPA (Fig. 5.27).

La regressione lineare dei dati delle CPUE registrati durante le cale commerciali effettuate nelle zone esterne alla MPA indicano un declino della biomassa delle aragoste con l'incremento della distanza dal bordo della MPA e le zone esterne ( $R_s=0,587$ ,  $P<2,2e-16$ ). La zona più produttiva è localizzata all'interno dei 6 km dal bordo della riserva, al di là della quale la produttività declina rapidamente con l'aumentare della distanza dalla riserva.

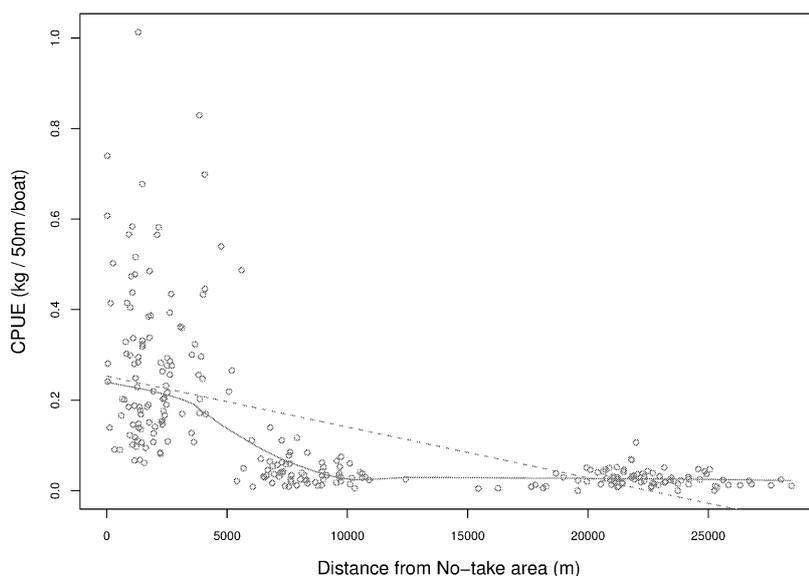


Fig. 5.27 - Scatter diagramma. Dati di CPUE dello sbarcato totale (kg/50m rete/barca) di *Palinurus elephas* in relazione alla distanza delle cale commerciali dal bordo della MPA.

Le Fig. 5.28 mostrano le CPUE delle catture delle aragoste, suddivise per la categoria al di sotto della taglia commerciale di cattura (LT <24 cm) e di taglia

commerciale (LT>24 cm ). La densità media delle aragoste al di sotto della taglia commerciale di cattura è risultata 11 volte superiore a quelle della categoria commerciale.

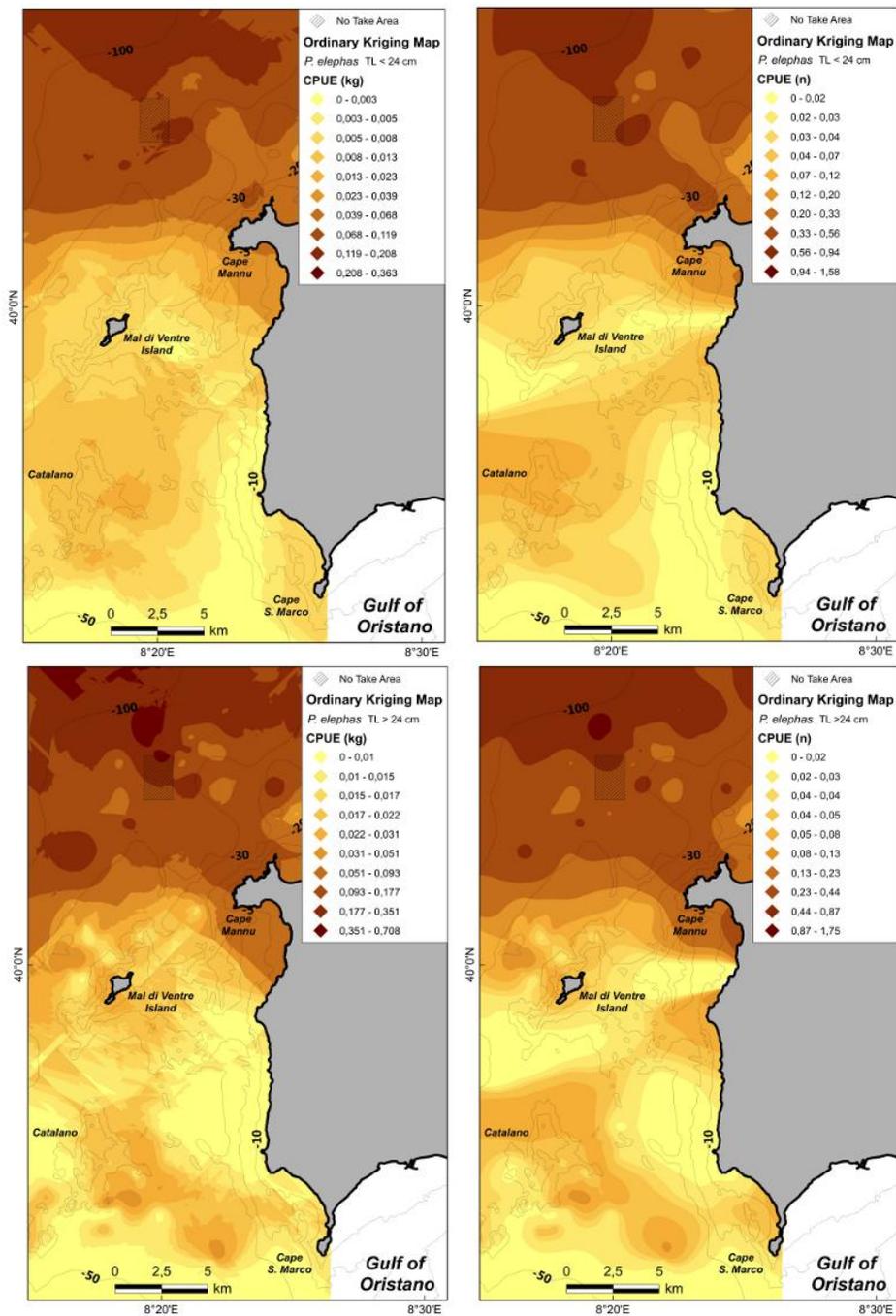


Fig. 5.28 – Mappa della densità (numero/50 m rete/barca) e della biomassa (Kg/50 m rete/barca) di *Palinurus elephas* di taglia non commerciale (LT<24 cm) e commerciale(LT>24 cm). La scala di colori indica la gradazione in CPUE.

### Aragoste marcate.

Delle 5718 aragoste marcate, 475 sono state ricatturate: 284 (62%) sono state ricatturate all'interno della no-take area e 181 (circa il 38%) nelle aree di pesca attorno alla riserva (Fig. 5.29)

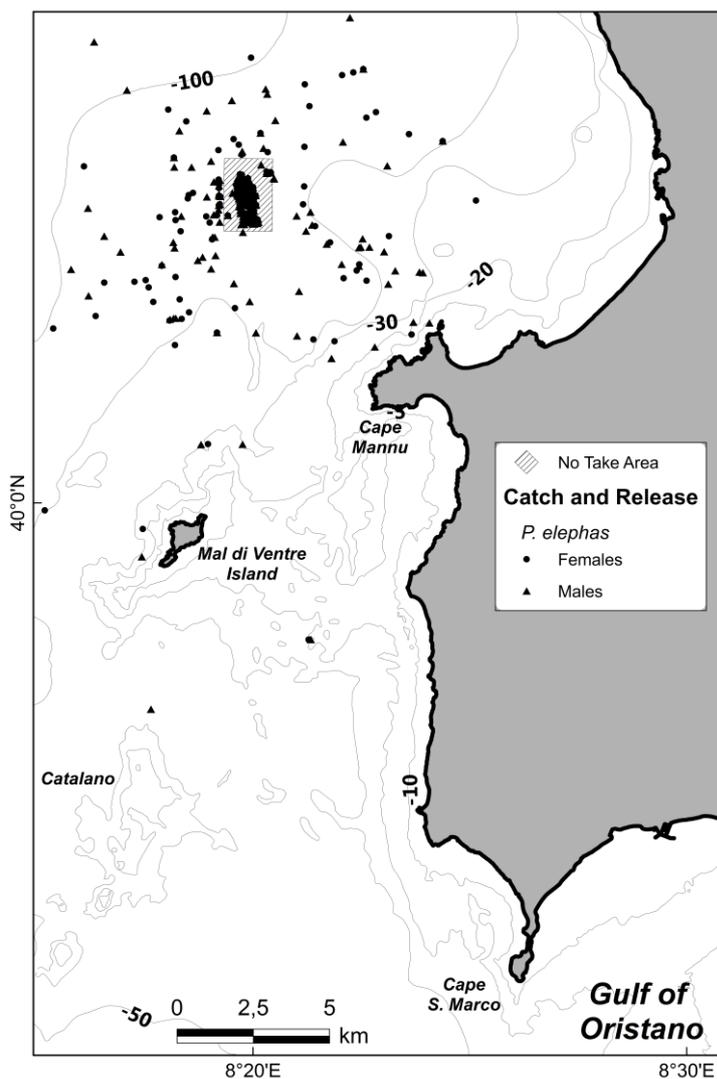


Fig. 5.29 - Mappa degli esemplari marcati di *Palinurus elephas* catturati all'interno e nelle zone circostanti la no-take area di Su pallosu durante cale sperimentali e commerciali.

La percentuale di aragoste ricatturate decrementa con l'aumentare della distanza dal centro dell'area di ripopolamento (Tab. 5.22) . La sex ratio di tutte le aragoste ricatturate, sia all'interno che all'esterno della no-take area, è stata mediamente in favore dei maschi (test del  $\chi^2$ ).

Tab. 5.22 – Aragoste marcate (suddivise per sesso) catturate durante le pesche sperimentali e commerciali all'interno e attorno alla no-take area di Su pallosu. In parentesi la significatività del test  $\chi^2$  .

	Totale	Maschi	Femmine	Maschi /Femmine	% di ricattura
<b>Dal centro della riserva al bordo ( interno della riserva)</b>	294	190	104	1.83 (P>0.05)	62
<b>Dal bordo a una distanza di 2,5</b>	71	39	32	1.22 (P>0.05)	15
<b>Da 2,5 km a 5 km</b>	62	30	32	0.94 (P>0.05)	13
<b>Da 5 a 10 km</b>	19	13	6	2.17 (P>0.05)	4
<b>Da 10 a 20 km</b>	19	9	10	0.90 (P>0.05)	4
<b>Più di 20 km</b>	10	6	4	1.50 (P>0.05)	2

### **Homing in *Palinurus elephas***

Per 8 aragoste (quelle di cui si conosceva il punto iniziale di cattura) è stato possibile valutare la capacità di riallocare il loro rifugio di origine ossia la capacità di homing (Herrnkind, 1980). Nonostante quanto ribadito in bibliografia, nella nostra indagine, in generale, non è stata riscontrata alcuna tendenza da parte delle aragoste a ritrovare la tana d'origine. Solamente 2 aragoste (rispettivamente la N°4 e la N°7) sono state catturate in prossimità del punto iniziale di cattura (C, Fig. 5.30). L'aragosta N°5 è stata catturata in direzione opposta rispetto al punto C, mentre le altre aragoste (rispettivamente la N°1-3-6) sono state ritrovate lontane alcuni chilometri. Nessuna correlazione è stata trovata tra la capacità di homing e il sesso o la taglia (Tab. 5.23).

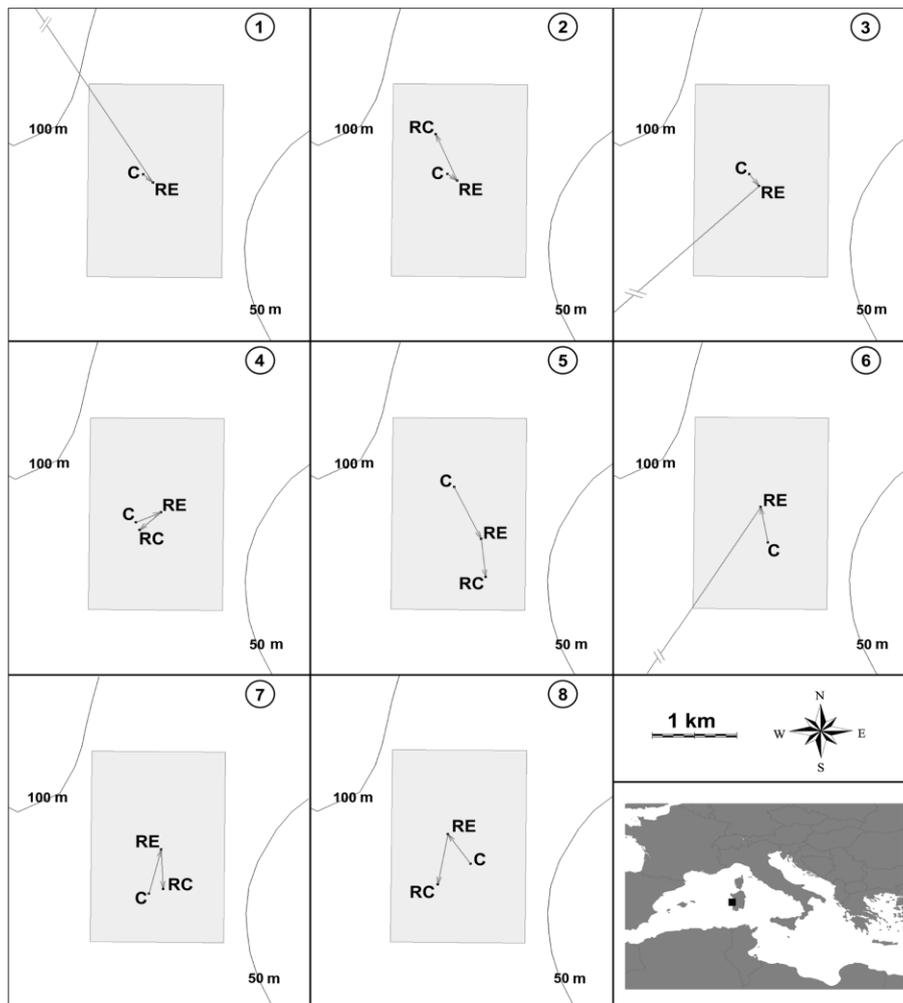


Fig. 5.30 - Pattern di movimento delle 8 *Palinurus elephas* all'interno della no-take area (rettangolo) e nelle zone circostanti di pesca.

Legenda: all'interno del cerchio il numero della aragosta esaminata; C, punto del sito iniziale di cattura; RE, punto di rilascio; RC, punto di ricattura.

Tab. 5.23 – Incremento di lunghezza, sesso, giorni di libertà, movimenti [distanza (km) and direzione ] delle 8 *Palinurus elephas* marcate e rilasciate durante la sperimentazione.

Legenda: M= marcatura; RC= ricattura; C= punto iniziale di cattura; RE= punto di rilascio; RC=punto di ricattura.

N°	Lunghezza carapace (mm)		sex	Giorni di libertà	C- RC		C-RE		RE-RC	
	M	RC			distanza	direzione	distanza	direzione	distanza	direzione
1	75.00	83.60	m	203	4.700	148°	0.160	118°	4.800	327°
2	65.90	86.70	m	942	0.521	164°	0.160	118°	0.642	334°
3	54.00	61.00	f	262	4.400	44°	0.160	118°	4.500	226°
4	89.00	91.90	f	399	0.102	335°	0.325	66°	0.339	229°
5	99.30	99.00	m	69	1.200	341°	0.727	153°	0.486	173°
6	52.10	70.30	f	782	17.200	33°	0.453	349°	17.600	212°
7	51.50	61.20	f	426	0.179	252°	0.574	14°	0.502	177°
8	80.00	86.40	f	320	0.463	56°	0.459	324°	0.641	190°

## I movimenti in *Palinurus elephas*

In generale, è stata evidenziata una forte fedeltà al sito. Circa il 60,4 % delle aragoste si sono mosse meno di 2 km dal centro della no-take area (sito di rilascio). Inoltre, il 79,9 % delle aragoste sono state trovate ad una distanza superiore ai 5 km dal centro; solamente il 2,3 % delle aragoste si sono mosse più di 20 km. Lo spostamento maggiore è stato effettuato da una aragosta di 80 mm di LC, femmina, la quale ha coperto una distanza di 134 km (in direzione sud -est) entro un periodo di libertà di 712 giorni. La maggior distanza percorsa da un maschio è stata quella di 45.9 km (direzione sud-ovest) in 1546 giorni. In media, i maschi apparentemente si muovono meno delle femmine ( $3.15 \pm 5.89$  km in un periodo medio di  $481.0 \pm 359.0$  giorni contro  $4.12 \pm 11.6$  km in un periodo medio di  $573.2 \pm 465.7$  giorni, rispettivamente) sebbene nessuna differenza statistica sia stata riscontrata tra i due valori medi ( $t$  test=1.08646,  $P=0.278$ ) (Tab. 5.24)

Tab. 5.24 - Range della lunghezza carapace (mm), distanza media percorsa (km) and giorni medi di libertà delle aragoste marcate e ricatturate, ripartiti per sesso e gruppo di taglia

	Range di LC (mm)	Distanza percorsa (km)		Giorni di libertà
		Media	Media /anno	media
Totale femmine	54.6-107.7	4.12±11.6	2.62	573.2±465.7
Totale maschi	60.1-130.7	3.15±5.89	2.39	481.0±359.0
<b>Gruppi di taglia</b>				
Totale piccoli	54.6-79.9	2.18±3.28	2.26	350.7±255.0
Femmine piccole	57.0-79.9	2.69±4.04	2.58	380.3±272.7
Maschi piccoli	60.1-79.5	1.91±2.56	2.12	327.6±230.1
Totale medi	80.0-109.8	3.94±6.14	2.31	622.0±430.3
Femmine medie	80.0-107.7	3.66±5.30	1.81	737.3±529.1
Maschi medi	80.0-109.8	4.12±6.69	2.81	535.0±318.0
Grandi (solo maschi)	110.0-130.7	1.30±2.44	0.64	741.0±576.0

Non è stata riscontrata alcuna relazione tra il tempo in mare e la distanza percorsa dalla aragoste (Tab. 5.24, Fig. 5.31). La regressione lineare dei dati

trasformati in logaritmo conferma la tendenza (per le femmine  $y=0.0002x-0.0065$   $r=0.017$ ; per i maschi  $y=0.000x-0.008$   $r^2=0.040$ ).

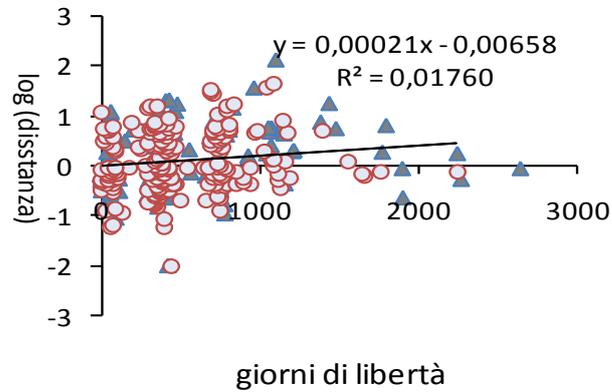


Fig. 5.31-Relazione tra i giorni di libertà e la distanza percorsa dai maschi (cerchi) e le femmine (triangoli) di *Palinurus elephas*.

Sia i maschi che le femmine hanno presentato una bassa dispersione degli angoli ( $r$  value pari rispettivamente a 0.134 e 0.176) i quali non sono apparsi uniformemente distribuiti attorno ad un angolo (test di Rayleigh, per i maschi  $z=4.2168$ ,  $N=233$ ,  $0,02 < P < 0,01$  e per le femmine  $z=4.852$   $N=156$ ,  $0,01 < P < 0,005$  (Tab. 5.25). La direzione di viaggio dei maschi è stata di  $224.58^\circ \pm 75,36$  e delle femmine di  $207.71^\circ \pm 73.54$ . I movimenti di entrambi i sessi sono risultati mediamente in direzione sud-ovest (Fig. 5.32).

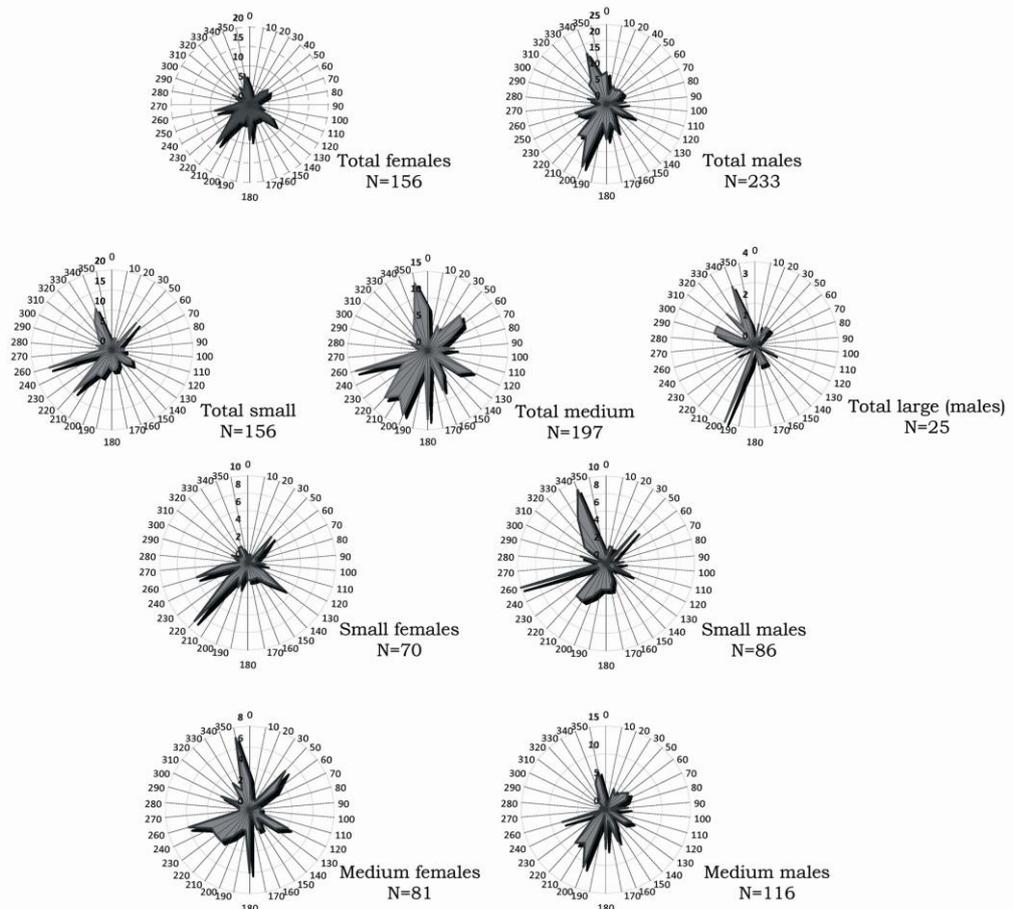


Fig. 5.32 - Distribuzione circolare delle aragoste ricatturate ripartite per sesso e categoria di taglia

Dei tre gruppi di taglia, abbiamo osservato maschi e femmine nel gruppo dei piccoli e in quelli di taglia media. Le femmine più grandi (LC=80-107.7 mm) osservate rientravano nel gruppo di taglia media. Nel gruppo degli esemplari più grandi sono risultati solo maschi (Tab. 5.25).

Dalle analisi delle distanze medie percorse dai vari gruppi, gli esemplari di taglia più grande (maschi) hanno percorso la più piccola distanza media ( $1.33 \pm 2.44$  km) (Tab. 5.25), sottolineando una alta fedeltà alla riserva rispetto agli altri gruppi di taglia esaminati. Differenze significative nella distanza media percorsa sono state trovate tra gli esemplari di taglia grande e media ( $t$  test=-3.2346,  $P=0.0013$ ) e quelli

dei gruppi di taglia piccola e grande ( $t$  test=-2.0993  $P=0.037$ ). Dal test di Rayleigh, il gruppo di taglia grande ha presentato una distribuzione uniforme degli angoli ( $z=2.020$ ,  $N=25$ ,  $P<0.1$ ). Lo stesso pattern di distribuzione è stato osservato per le aragoste femmine del gruppo di taglia media (le più grandi esaminate) ( $z=0.9879$ ,  $N=81$ ,  $P>0.2$ ) (Tab. 5.25). Le femmine e i maschi piccoli non hanno mostrato una distribuzione circolare uniforme ma un movimento preferenzialmente in direzione sudovest ( $197.72^\circ \pm 69.73$  e  $267.68^\circ \pm 70.76$ , rispettivamente). I maschi di taglia media hanno mostrato una direzione preferenziale sud-est ( $169.07^\circ \pm 73.29$ ) (Tab. 5.25).

Tab. 5.25 – Risultati del test di Rayleigh e dell' angolo medio registrato dalle aragoste ripartite per sesso e categoria di taglia (in grassetto i valori significativi di  $P$ ).

	<b>r</b>	<b>Z</b>	<b>P</b>	<b>Angolo medio</b>
Totale femmine	0.1762	4.8451	< 0.01	207.71 ± 73.54
Totale maschi	0.1348	4.2168	< 0.02	224.58 ± 75.36
<b>Gruppi di Taglia</b>				
Totale piccoli	0.2592	6.408	< 0.002	235.04 ± 72.35
Piccoli femmine	0.2592	4.7037	< 0.05	197.72 ± 69.73
Piccoli maschi	0.2372	4.8405	< 0.01	267.68 ± 70.76
Totale medi	0.1324	3.4572	< 0.05	187.25 ± 75.47
Femine medie	0.1104	0.9879	<b>&gt; 0.2</b>	-
Maschi medi	0.1817	3.8329	< 0.05	169.07 ± 73.29
Totale grandi (maschi)	0.2843	2.020	<b>&gt; 0.1</b>	-

## 5.6- Le risorse associate a *Palinurus elephas* nell' area di ripopolamento di Su Pallosu

La protezione dovuta ad una mancanza di qualsiasi forma di prelievo nell'area di ripopolamento ha portato un beneficio non solo alla biomassa e alla taglia di *P. elephas* ma anche a quelle delle risorse ad essa associate durante le pesche effettuate dentro l'area di ripopolamento.

Nell'Allegato 1-Tab.2 sono riportate le Catture per Unità di sforzo in numero (NCPUE) delle specie rilevate durante le catture effettuate dal 1998 al 2010 .

In generale si è osservato un incremento statisticamente significativo delle catture totali associate al crostaceo (Fig. 5.33) sia per l'abbondanza (Spearman test=0,6747 P=0,008) che per la biomassa (Spearman test=0,9296 P=1,5E-0,6)(Fig. 5.34). L'incremento % in biomassa nei dodici anni di indagine è risultato pari al 200%. La tendenza mette in evidenza , come già riscontrato per l'aragosta rossa, che una condizione di stabilità non è stata ancora raggiunta all'interno dell'area di ripopolamento dopo 12 anni di protezione, e che la comunità potrebbe continuare ad evolversi nel tempo.

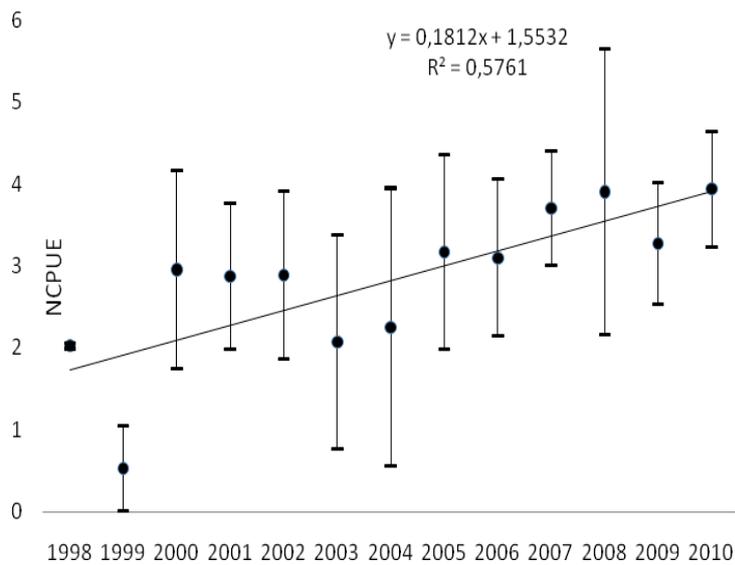


Fig. 5.33 - Abbondanza (Catture per unità di Sforzo, NCPUE) della comunità di specie all'interno della no-take area come funzione del tempo (anni)

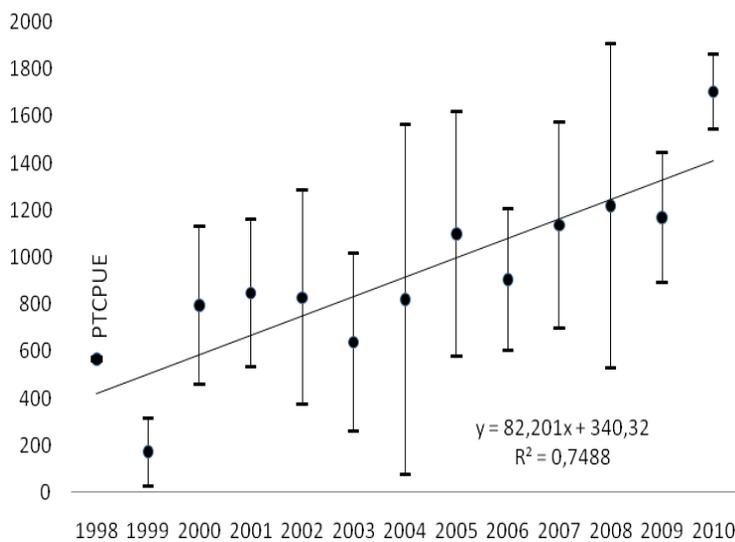


Fig. 5.34 - Biomassa (Catture per unità di Sforzo, PTCPU) della comunità di specie all'interno della no-take area come funzione del tempo (anni) .

Stessi risultati sono ribaditi nell'andamento dell'abbondanza e delle biomassa di una specie, *Scorpaena scorpa*, specie che, caratterizzata da moderata mobilità e bassa resilienza, viene annoverata fra quelle che maggiormente contribuisce all'incremento della biomassa all'interno dell'area di ripopolamento (Figg. 5.35-

5.36). La tendenza per la biomassa risulta infatti statisticamente significativa (Spearman test=0,5824 P=0,028). Il suo incremento nel tempo (anni 1998-2010) è risultato pari al 158,8 %.

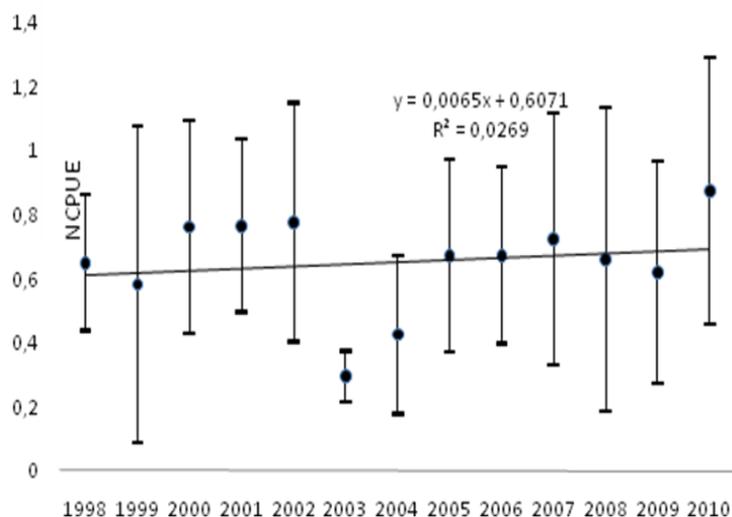


Fig. 5.35 - Abbondanza (Catture per unità di Sforzo, NCPUE) di *Scorpaena scrofa* all'interno della no-take area come funzione del tempo (anni)

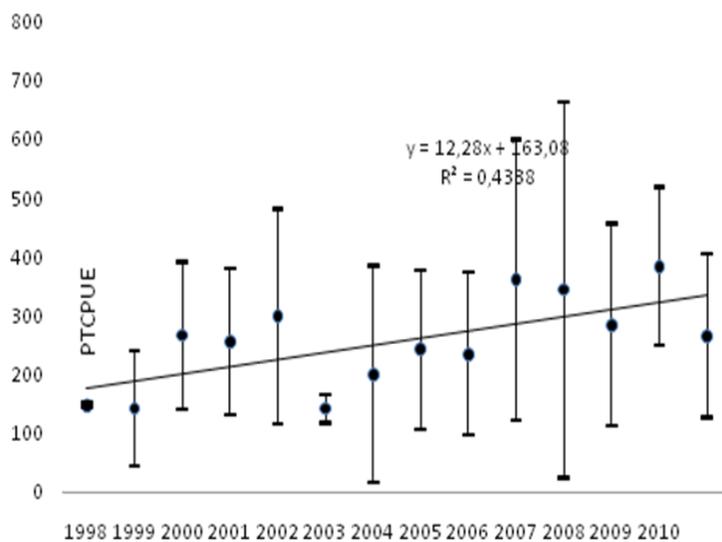


Fig. 5.36 - Biomassa (Catture per unità di Sforzo, NCPUE) di *Scorpaena scrofa* all'interno della no-take area come funzione del tempo (anni)

## **5.7- Le Altre aree di ripopolamento – La gestione dell'aragosta rossa *Palinurus elephas***

Di seguito vengono riportati i principali risultati ottenuti durante i primi due anni di sperimentazione effettuata nelle principali aree di ripopolamento attivate secondo Decreto regionale (DECRETO N. 2069/DecA/84 DELL'11 agosto 2009) dal 2010.

### **Materiali e metodi**

La sperimentazione effettuata in ciascuna delle aree di ripopolamento ricalca quanto già esposto nel paragrafo 5.2.

### **Risultati**

Nei due anni di sperimentazione (2010 -2011) sono stati rilasciati un totale di 2871 esemplari marcati.

In Tab. 5.26 è riportata la storia della cattura e marcatura degli esemplari catturati ciascun anno nelle diverse aree di ripopolamento attivate.

Il dato delle catture totali commerciali è stato riportato in Tab. 5.26 per dare un'immagine della produttività dell'aragosta rossa attorno a ciascuna area di ripopolamento attivata.

In generale sono stati marcati gli esemplari sottotaglia preferenzialmente di taglia compresa fra i 23 e i 25,9 cm di LT. Conseguentemente tutti gli esemplari catturati durante le cale commerciali sono stati in parte rigettati in mare (LT<23 cm) o immessi nel mercato (LT>26 cm).

Tab.5.26 - Storia della marcatura degli esemplari di *Palinurus elephas* catturati e marcati in ciascun anno per ogni area di ripopolamento attivata.

area	anno	Esemplari catturati			Esemplari marcati (23-25,9 cm LT)			
		totale	Non marcati	Morti pre marcatura	marcati	Morti post-marcatura	Marca persa	Esemplari marcati rilasciati
<b>Alghero</b>	2010							
<b>Alghero</b>	2011	220	22	13	207	8	0	198
<b>Bosa</b>	2010	8	2	0	6	0	0	6
<b>Bosa</b>	2011	276	141	11	124	29	0	95
<b>Buggerru</b>	2010	75	0	0	75	0	0	75
<b>Buggerru</b>	2011	1050	347	12	685	0	0	685
<b>Cabras</b>	2010	325	130	14	165	1	0	164
<b>Cabras</b>	2011							
<b>Carloforte</b>	2010							
<b>Carloforte</b>	2011	143	71	8	63	10	0	53
<b>Castellardo</b>	2010	116	2	2	112		1	111
<b>Castellardo</b>	2011	1089	246	53	782	0	0	783
<b>Oristano 1</b>	2010	352	163	37	249	28	0	221
<b>Oristano 1</b>	2011	153	53	5	127	4	1	122
<b>Oristano unci</b>	2010	109	69	0	42	0	0	42
<b>Oristano unci</b>	2011	639	315	5	268	0	0	268
<b>S.antioco</b>	2010							
<b>S.antioco</b>	2011	7	6	0	1	0	0	1
<b>Capo ferrato</b>	2010	1			1	0	0	1
<b>Capo ferrato</b>	2011	57	20	0	38	2	0	36

### Area di ripopolamento di Alghero

Nell'area di Alghero la fase di cattura-marcatura e conseguente immissione degli esemplari con marca è stata attivata solamente nel 2011. Durante la stagione di pesca marzo-agosto sono stati complessivamente catturati nelle zone commerciali attorno alla no-take area 220 esemplari di cui 22 non sono stati marcati in quanto sottotaglia prevista o di taglia commerciale e 22 sono morti durante lo stazionamento nelle vasche di stoccaggio prima della fase di marcatura (Tab. 5.26).

Complessivamente sono stati marcati 207 esemplari di taglia compresa fra 67 e 91 mm di LCS per i maschi (66) e 61 e 87 mm di LCS per le femmine (133). I

corrispondenti range di taglia espressi in LT sono risultati essere pari a 19-26 cm e 18-26 cm di LT rispettivamente per i maschi e per le femmine (Fig. 5.37).

Dei 207 esemplari marcati, 8 sono morti dopo la marcatura registrando una mortalità post marca pari a circa il 4%. Sono state complessivamente immesse al centro dell'area di ripopolamento 198 aragoste marcate. Attualmente non è stata registrata alcuna ricattura nelle zone circostanti di pesca.

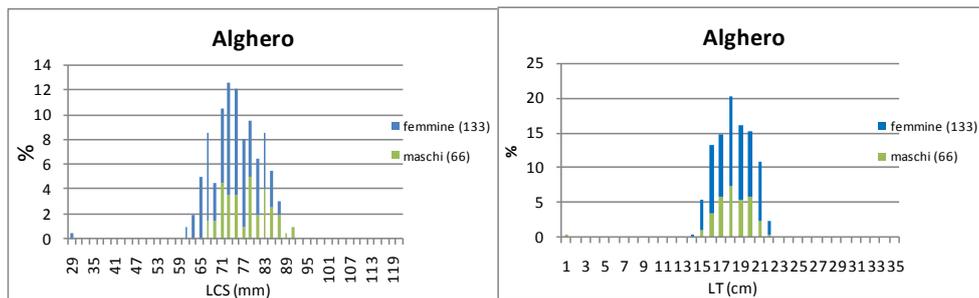


Fig. 5.37 - Istogramma taglia-frequenza (a sinistra espresso in LCS (mm), a destra in LT (cm)) di *Palinurus elephas* marcati e immessi nell'area di ripopolamento di Alghero.

## Area di ripopolamento di Bosa

In quest'area la sperimentazione è iniziata nella tarda stagione di pesca (agosto) del 2010, durante la quale sono state catturate nelle aree limitrofe di pesca un numero pari a 8 aragoste (Tab. 5.26). Di queste 2 non avevano le dimensioni idonee per essere marcati, di conseguenza solamente 6 esemplari sono stati marcati e immessi nell'area di ripopolamento. Nel 2011 sono stati catturati un numero cospicuo di esemplari (276). Di questi il 51 % (141) non sono stati marcati perché non delle dimensioni previste e 11 sono morti nelle vasche di stoccaggio prima della fase di marcatura. Sono state quindi marcati un totale di 124 esemplari di cui 29 sono morti, soprattutto nella prima fase della sperimentazione, quando le vasche di stoccaggio non erano ancora entrate a regime. Complessivamente sono state marcati e immessi all'interno dell' area 95 esemplari nel 2011 e 6 nel 2010 . Le dimensioni degli esemplari immessi e la ripartizione per sesso sono riportati nella Fig. 5.38. Attualmente non è stata registrata alcuna ricattura nelle zone battute dai pescatori commerciali.

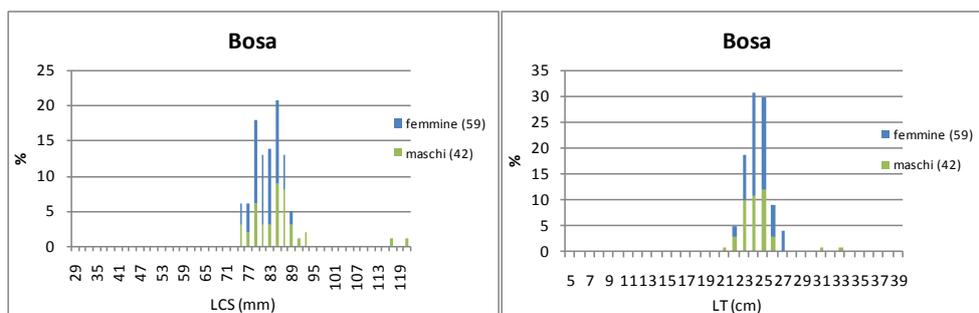


Fig. 5.38 - Istogramma taglia-frequenza (a sinistra espresso in LCS (mm), a destra in LT (cm) di *Palinurus elephas* marcati e immessi nell'area di ripopolamento di Bosa.

## Area di ripopolamento di Buggerru

La sperimentazione nell'area di Buggerru è stata attivata con successo già dai primi mesi della stagione di pesca del 2010. In questo anno sono stati catturati nelle zone attive al prelievo commerciale ben 75 esemplari che sono stati marcati e immessi nel centro dell'area di studio. L'attività è aumentata nell'anno successivo (2011) quando sono state catturate nelle zone di pesca ben 1050 aragoste. Di queste il 33% (347) non sono risultate idonee alla marcatura e 12 sono morte durante la fase di permanenza nelle vasche di stoccaggio. In totale sono state marcate 685 aragoste che sono state complessivamente immesse nell'area di ripopolamento. Non si è registrata alcuna mortalità post marcatura evidenziando, da un lato, la completa tolleranza degli esemplari all'inserimento della marca e, dall'altra, la buona funzionalità delle vasche di stoccaggio attivate dagli operatori della pesca coinvolti nella sperimentazione.

La taglia degli esemplari immessi complessivamente nel 2010 e 2011 è risultata compresa tra 71-91 mm di LCS per i maschi (157) e 67-93 per le femmine (603). I relativi range di taglia espressi in LT sono risultati pari a 21-27 e 21-28 cm di LT rispettivamente per i maschi e per le femmine (Fig 5.39).

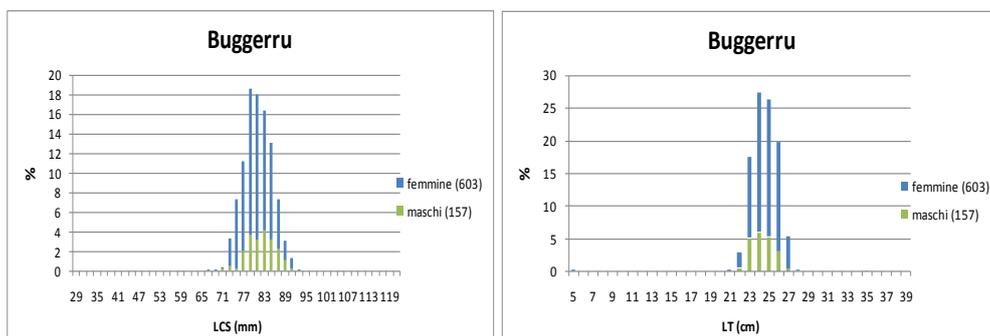


Fig. 5.39 - Istogramma taglia-frequenza (a sinistra espresso in LCS (mm), a destra in LT (cm) di *Palinurus elephas* marcati e immessi nell'area di ripopolamento di Buggerru.

In questi primi 2 anni sono stati ricatturati esemplari esclusivamente nelle aree limitrofe alla no-take area.

In totale sono stati ricatturati nelle zone commerciali di pesca 12 esemplari (7 maschi e 5 femmine) precedentemente marcati e immessi nell' area di ripopolamento (Tab. 5.27; Fig. 5.40).

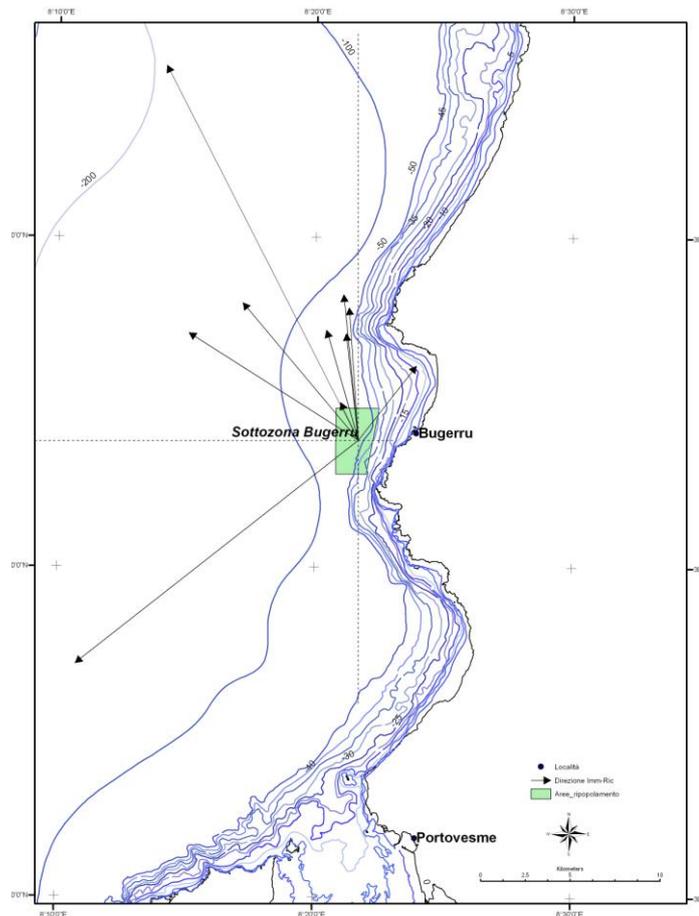


Fig. 5.40 - Mappa dei vettori delle direzioni intraprese dalla aragoste marcate, immesse nel centro dell'area di ripopolamento, e ricatturate nelle zone commerciali di pesca limitrofe all'area di ripopolamento di Bugerru.

La distanza minima percorsa dal punto di immissione (RE) al punto di ricattura (RC)(calcolata in linea retta) è stata quella effettuata da un maschio (2,3 km in 63 giorni

di libertà). La massima distanza, effettuata sempre da un maschio, è stata pari a 23,6 km in 90 giorni di libertà. In media sono stati percorsi da i due sessi (maschi e femmine)  $10,06 \pm 6,75$  km in  $183 \pm 121,5$  giorni di libertà (Tab. 5.27). Le femmine sembrano percorrere una distanza media maggiore ( $11,9 \pm 7,17$  km in  $194 \pm 188,0$ ) in un tempo più lungo rispetto ai maschi ( $9,2 \pm 6,98$  km in  $178,5 \pm 101,4$ ). Non sembra esserci una correlazione fra la distanza percorsa e i giorni di libertà.

Tab. 5.27 – Incremento di lunghezza, sesso, giorni di libertà, movimenti [distanza (km) and direzione (°) ] delle 12 aragoste marcate e ricatturate nelle zone limitrofe di pesca all'area di ripopolamento di Buggerru.

Lunghezza carapace (mm)				C-RC		RE-RC		
N°	M	RC	Sesso	Giorni libertà	distanza	Direzione	Distanza	Direzione
1	84	86.5	m	22	2.2	202	11.2	302
2	85.7	89.5	m	256	9.8	49	5.4	341
3	77	79.7	m	266	9.8	227	10	320
4	92.7	2.8	m	283	-	-	6	353
5	84.2	84.9	m	90	17.3	357	23.6	333
6	80.9	81	m	63	11	103	5.3	38
7	89.7	-	m	63	8.3	132	2.3	335
8	74.2	74.6	f	20	-	-	-	-
9	85.9	86.6	f	150	-	-	-	-
10	82.7	82.6	f	78	7.7	91	7.4	356
11	85	87.1	f	411	12.3	213	20.2	231
12	82.3	-	f	93	11.7	56	3.2	354

Legenda: M= marcatura; RC= ricattura; C= punto iniziale di cattura; RE= punto di rilascio; RC=punto di ricattura.

In generale tutti gli esemplari una volta immessi nel centro dell'area di ripopolamento si sono spostati in direzione Nord Ovest (NO) ad eccezione di un maschio che ha preso direzione Nord Est (NE) e una femmina direzione Sud Ovest (SO) (Fig. 5.40, Tab. 5.27).

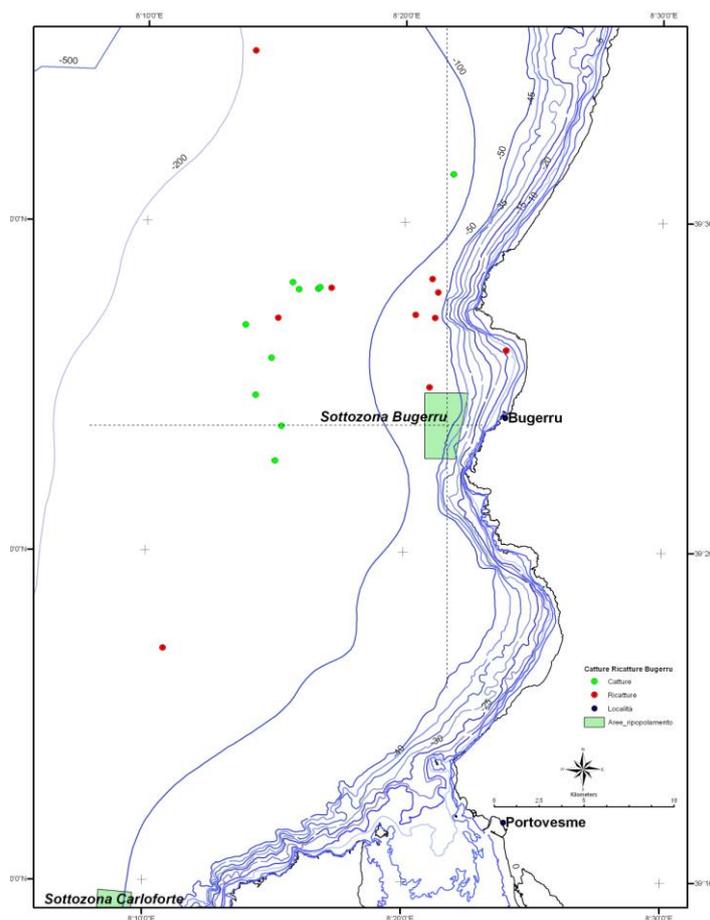


Fig. 5.41 - Mappa dei punti di cattura originaria e dei punti di ricattura delle aragoste marcate e immesse nell'area di ripopolamento di Bugerru.

Non sembra esserci una correlazione fra i punti di cattura originaria (C) e i punti di ricattura (RC) delle aragoste (Tab. 5.27, Fig. 5.41). In linea generale, fatta eccezione per l'aragosta N°1 che è stata ricatturata a distanza di circa 2 km dal punto di origine, i punti di cattura sembrano posizionati in zone completamente differenti dal punto di ricattura (distanza variabile tra i 7,7 e 17,3 km) (Tab. 5.27, Fig. 5.41). Non viene evidenziata alcuna capacità da parte delle aragoste di riallocare la loro tana di origine. (Fig. 5.41).

Nessuna delle aragoste ricatturate ha mostrato incrementi di Lunghezza (Tab. 5.27), tali da ipotizzare una avvenuta muta.

### Area di ripopolamento di Cabras.

L'attività all'interno e nelle zone limitrofe dell'area di ripopolamento di Cabras si è svolta esclusivamente nell'anno 2010. Nelle aree commerciali di pesca sono state catturate complessivamente 325 aragoste delle quali 130 non sono risultate idonee alla marcatura in quanto fuori taglia. Delle 195 aragoste rimanenti, 14 sono decedute durante la permanenza nelle vasche di stoccaggio. 165 aragoste sono state marcate di cui 1 è morta dopo la fase di marcatura. In totale sono state immesse all'interno dell'area 164 aragoste.

Le taglie degli esemplari immessi sono riportati in Fig. 5.42. I range di LCS sono risultati compresi tra 75-103 mm per i maschi e 29-97 per le femmine.

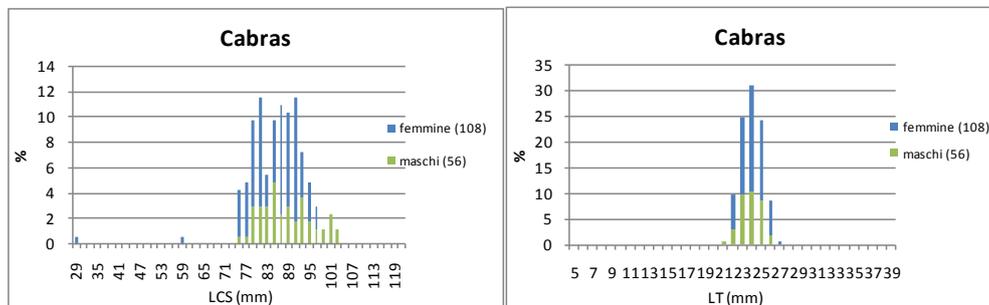


Fig. 5.42 - Istogramma taglia-frequenza (a sinistra espresso in LCS (mm), a destra in LT (cm) di *Palinurus elephas* marcati e immessi nell'area di ripopolamento di Cabras.

Nel 2011 sono state registrate 4 ricatture nelle limitrofe zone commerciali di pesca. Tutte le aragoste erano state marcate nel 2010. Gli esemplari, due maschi e due femmine, nonostante presentassero una permanenza in mare compresa tra 315 e 358 giorni non hanno presentato alcun incremento di crescita.

### Area di ripopolamento di Carloforte.

A differenza dell'area di ripopolamento precedente, l'attività nell'area di Carloforte e nelle sue zone limitrofe di pesca è stata limitata all'anno 2011 (Tab. 5.26). In quest'area, in cui nell'anno 2010 si sono registrate alcune problematiche burocratiche con gli operatori locali, sono state marcate e immesse un numero limitato di aragoste pari a 53 esemplari. Le catture totali nelle aree commerciali di pesca si sono attestate in 141 aragoste delle quali 73 risultavano fuori taglia. In quest'area si sono registrati dei valori rilevanti di mortalità pre-marcatura e post-marcatura rispettivamente pari a 8 e 10 esemplari. Su un totale di 63 esemplari marcati quindi è stato immesso in mare il 75%.

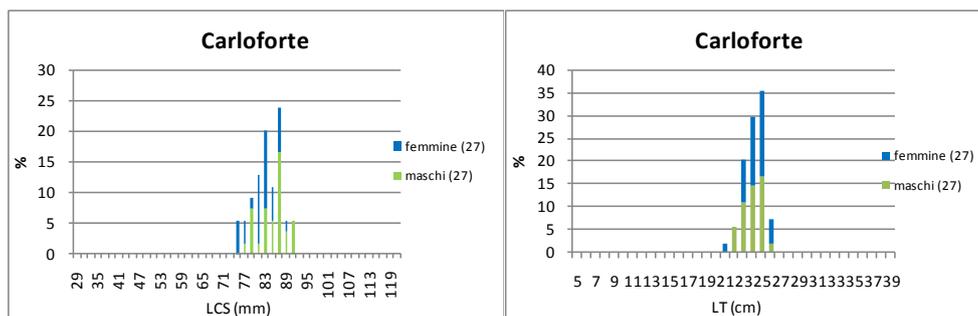


Fig. 5.43 - Istogramma taglia-frequenza (a sinistra espresso in LCS (mm), a destra in LT (cm)) di *Palinurus elephas* marcati e immessi nell'area di ripopolamento di Carloforte.

In Fig. 5.43 sono riportate le taglie degli esemplari marcati e immessi.

### Area di ripopolamento di Castelsardo.

L'area di ripopolamento del Nord Sardegna è risultata la no-take area in cui si è registrata la maggior collaborazione da parte degli operatori della pesca locale. Le immissioni sono state eseguite nei due anni di sperimentazione anche se la maggior attività si è svolta nel 2011. Complessivamente nei 2 anni di sperimentazione sono stati catturati nelle zone limitrofe di pesca 1205 esemplari (116 nel 2010; 1089 nel 2011) dei

quali 248 fuori taglia (Tab. 5.26). Sono state marcate complessivamente 893 aragoste ripartite in 641 femmine di LCS compresa tra 63 e 91 mm e 258 maschi con un range di LCS di 67-91 mm (Fig. 5.44)

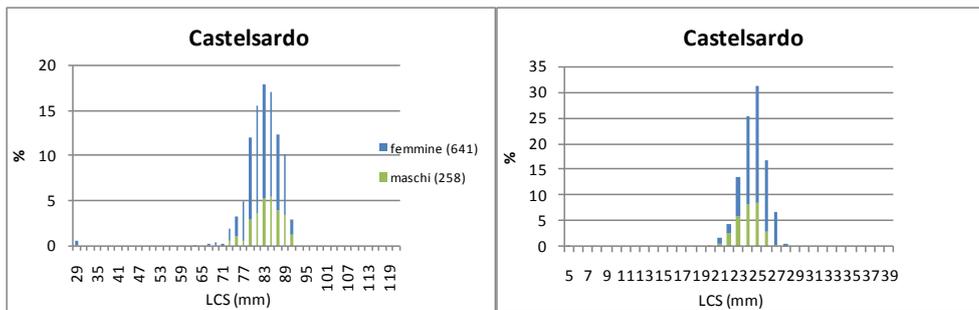


Fig. 5.44 - Istogramma taglia-frequenza (a sinistra espresso in LCS (mm), a destra in LT (cm)) di *Palinurus elephas* marcati e immessi nell'area di ripopolamento di Castelsardo.

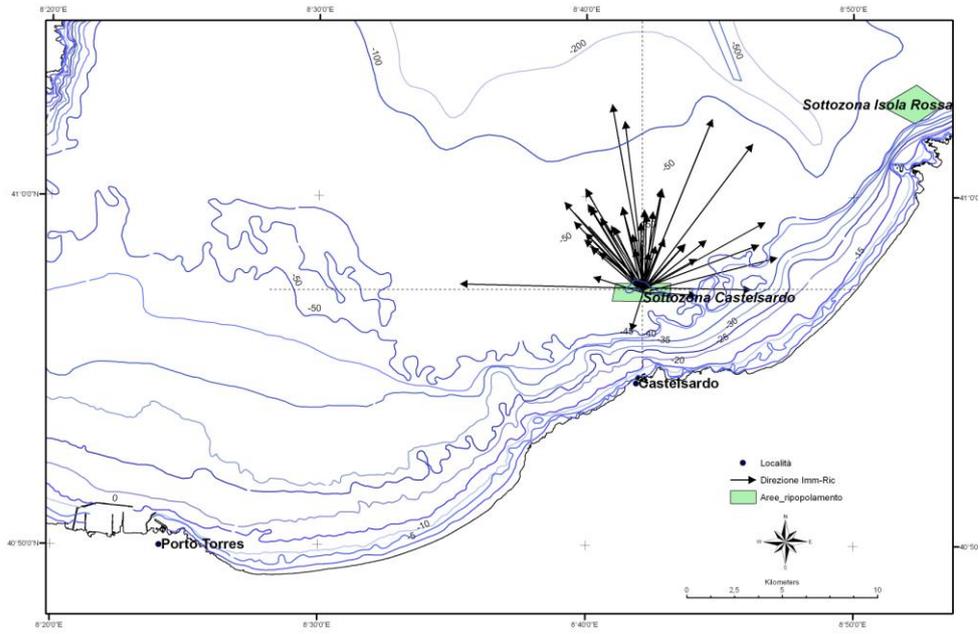
Non è stato possibile rilevare la mortalità post-marcatura in quanto, non essendo ancora disponibili le vasche di stoccaggio a terra, l'immissione degli esemplari marcati veniva fatta, direttamente, nel centro dell'area di ripopolo, il giorno stesso la marcatura. 1 solo individuo ha perso la marca poco prima l'immissione in mare. La mortalità pre-marcatura è stata stimata in 53 esemplari pari a circa il 6 % delle aragoste totali immesse.

Nonostante la mortalità post- marca non sia stata stimata, si pensa che la vitalità dopo marcatura sia molto elevata. Nel 2011, nelle zone limitrofe di pesca, sono infatti state ricatturate un numero pari a 53 aragoste marcate, 48 delle quali è stato possibile reperire le coordinate di ricattura (Fig. 5.45). Della totalità delle aragoste ricatturate, 11 erano state marcate l'anno precedente (2010). 11 aragoste sono morte dopo la ricattura, le restanti sono state tutte rimesse nel centro dell'area di ripopolamento (Tab. 5.28).

In media le aragoste di entrambe i sessi hanno percorso una distanza (calcolata in linea retta dal punto di rilascio (RE) al punto di ricattura (RC)) di  $4,82 \pm 2,23$  km in  $211,5 \pm 145,8$  giorni di libertà (Tab. 5.28). La distanza minima percorsa è stata quella di 1,8 km in 349 giorni di libertà effettuata allo stesso modo da 2 femmine. La distanza massima è stata quella intrapresa sempre da una femmina e pari a 9,9 km in 350 giorni di libertà. Le 42 femmine hanno percorso in media una distanza inferiore ( $4,63 \pm 2,15$  km in  $225,3 \pm 143,3$  giorni di libertà) a quella effettuata dai 12 maschi ( $5,45 \pm 2,51$  km in  $165,2 \pm 151,3$  giorni di libertà).

Delle 48 aragoste, di cui si era in possesso delle coordinate di ricattura, il 58,3 % ha intrapreso una direzione NO, il 37,5% NE, 1 esemplare si è diretto verso SE e 1 verso SO (Fig. 5.45). La direzione preferenziale intrapresa dalle femmine è risultata quella di NO (20 aragoste su 33). I maschi si sono divisi circa il 50 % in direzione NO e il restante il direzione NE (Tab. 5.28).

Fig. 5.45 - Mappa dei vettori delle direzioni intraprese dalla aragoste marcate, immesse nel centro dell'area di ripopolamento, e ricatturate nelle zone commerciali di pesca limitrofe all'area di ripopolamento di Castelsardo.



Tab. 5.28 – Anno marcatura, Incremento di lunghezza, sesso, giorni di libertà, movimenti [distanza (km) and direzione (°) ] della totalità delle aragoste (53) marcate e ricatturate nelle zone di pesca limitrofe all'area di ripopolamento di Castelsardo.

Anno marcatura	N°	Lunghezza carapace (mm)		Sesso	Giorni libertà	C-RC		RE-RC	
		M	RC			distanza	Direzione	Distanza	Direzione
2010	1	77.3	83.8	m	220	2.2	0	5.2	329
2010	2	84.1	84.3	f	220	11.9	98	3.6	312
2010	3	86.5	98.7	m	220	11.8	88	5.2	329
2010	4	77.3	81.8	f	308	12.4	106	2.7	287
2011	5	85.1	-	f	40	-	-	3.8	349
2011	6	88	-	f	40	-	-	1.8	349
2010	7*	83.9	88	f	273	1.3	319	5.2	316
2010	8	78.4	82	f	273	10.4	64	2.9	94
2011	9	83.8	-	f	40	-	-	-	-
2011	10	79.7	-	m	40	-	-	-	-
2011	11	75.5	-	f	40	-	-	-	-
2010	12	84	-	f	260	-	-	-	-
2011	13*	77.7	-	f	48	-	-	4.4	345
2010	14	82	84.2	f	268	7.4	1	4.6	347
2011	15*	84	-	f	122	-	-	8.4	69
2011	16*	80	-	m	74	21.1	245	9.7	271
2011	17	82.4	-	m	74	5.6	207	3.5	356
2011	18	87.3	-	f	46	19.6	91	4.2	6
2011	19	76.2	-	m	12	7.6	190	2	6
2011	20*	83.8	83.7	f	88	-	-	-	-
2011	21	86.1	86.1	f	88	8.5	232	3	308
2011	22	85	86.6	f	88	15.9	92	3.5	357
2011	23	86.3	87.6	f	22	15.9	91	3.9	2
2011	24	85.5	85.5	f	74	7.1	205	2.1	345
2011	25*	80.5	-	f	48	5.6	221	3.6	334
2010	26	84.5	87.2	m	342	2.2	10	4.4	2
2011	27	77.8	-	f	29	7.5	226	4.3	313
2011	28	81.3	-	f	46	4.8	24	3	353
2011	29*	80.1	83.1	f	303	10.1	21	5.4	329
2011	30	88.4	-	f	34	-	-	3	353
2011	31	84.8	-	f	19	2	74	3.7	332
2011	32	83	85.6	f	108	22	101	2.7	90
2011	33	82.7	-	f	27	7	175	3.2	41
2011	34	81.7	81.3	f	55	23.3	96	2.3	13
2011	35	79.6	-	f	27	5.5	112	3.2	41
2011	36	83.1	-	f	31	-	-	-	-
2011	37	77.2	-	f	18	6	202	5.3	11
2011	38	89.4	89.6	f	52	2	21	5.3	10
2011	39	87.9	-	f	7	8.6	229	6	331
2011	40	83.7	-	f	18	0.149	140	4.3	330
2011	41	86.5	-	f	26	6.4	239	8.1	330
2011	42	89	-	f	12	9.7	224	6	319
2011	43	85.2	85.5	f	86	19.6	96	4.1	309
2011	44	84	93.4	m	361	21.7	96	7.3	76
2010	45	79.5	85.8	m	351	8.7	164	4.4	51
2011	45	85.8	-	m	16	8.4	211	5.5	316
2011	46	80.8	-	f	65	7.5	143	7.3	60
2011	47	67.2	-	f	53	9.6	63	9.5	37
2011	48	80.3	-	m	65	2.1	100	5.7	21
2011	49	86.8	-	m	39	8.5	39	3.1	60
2011	50*	88.1	-	f	150	3.2	110	2	347
2011	51*	78.9	-	f	54	4	99	2.8	21
2011	52*	84.5	90.2	f	147	13	120	2.4	197
2011	53	83	83.2	f	91	4.3	287	9.9	350

Legenda: M= marcatura; RC= ricattura; C= punto iniziale di cattura; RE= punto di rilascio; RC=punto di ricattura, \* = aragosta morta dopo la ricattura; grassetto= incremento significativo alla muta

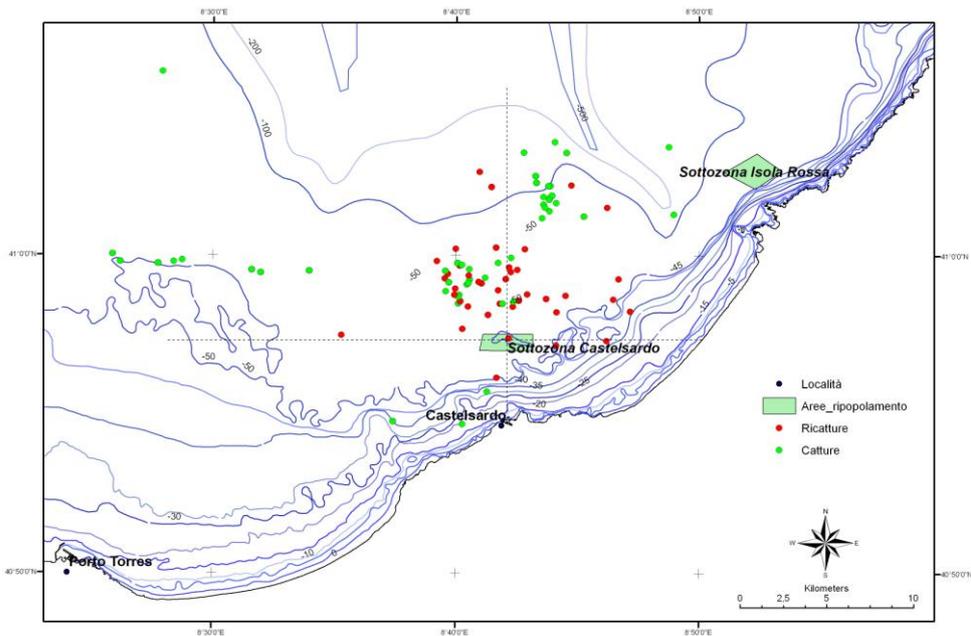


Fig. 5.46 - Mappa dei punti di cattura originaria e dei punti di ricattura delle aragoste marcate e immesse nell'area di ripopolamento di Castelsardo.

Anche per le aragoste ricatturate nell'area di Castelsardo è stata valutata la capacità di homing. In generale non sembra che i punti di cattura si sovrappongano a quelli di ricattura, la sovrapposizione evidenziabile nella zona davanti l'area di ripopolamento non mette in evidenza una netta capacità dei singoli individui a ritrovare la tana originaria.

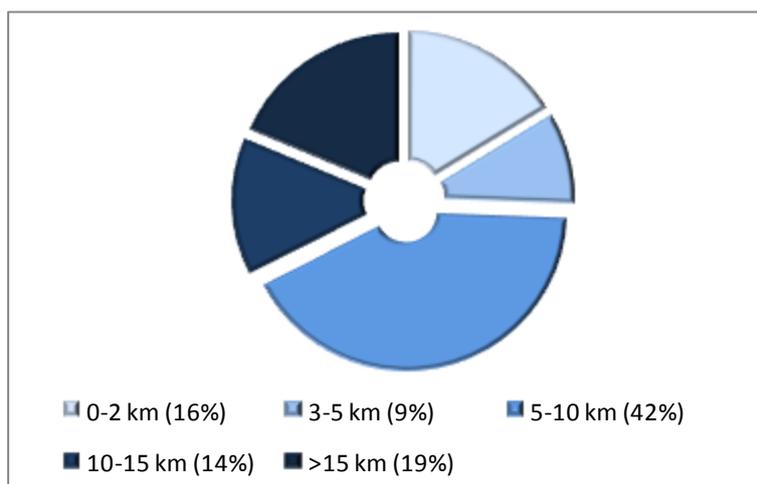


Fig. 5.47 - Ripartizione % delle distanze rilevate tra il punto di cattura originaria e punto di ricattura per le aragoste marcate pescate al di fuori dell'area di Castelsardo.

In generale circa il 42% delle aragoste hanno fatto registrare una distanza compresa fra 5 e 10 km tra il punto di cattura originaria e quello di ricattura, calcolato in linea retta. Il 14 e il 19 % hanno addirittura registrato una distanza rispettivamente compresa tra 10-15 km e >15 km.

Solamente per il 16 % (7) delle aragoste che hanno registrato una distanza compresa tra i due punti di meno di 2km si è ipotizzato una possibile capacità di homing (cfr. Tab. 5.28 e Fig. 5.47). In Fig. 5.48 è mappata la distanza rilevata fra i punti di cattura originaria e ricattura per singolo esemplare. Effettivamente, solamente l'aragosta N°40 sembra aver ritrovato la tana d'origine, avendo registrato fra i due punti una distanza di circa 150 m (si deve considerare che il punto di cattura e/o ricattura è il punto medio della rete di cattura, in media di lunghezza di 1000 m, quindi nelle distanze percorse vi è un errore standard di  $\pm 500$  m),

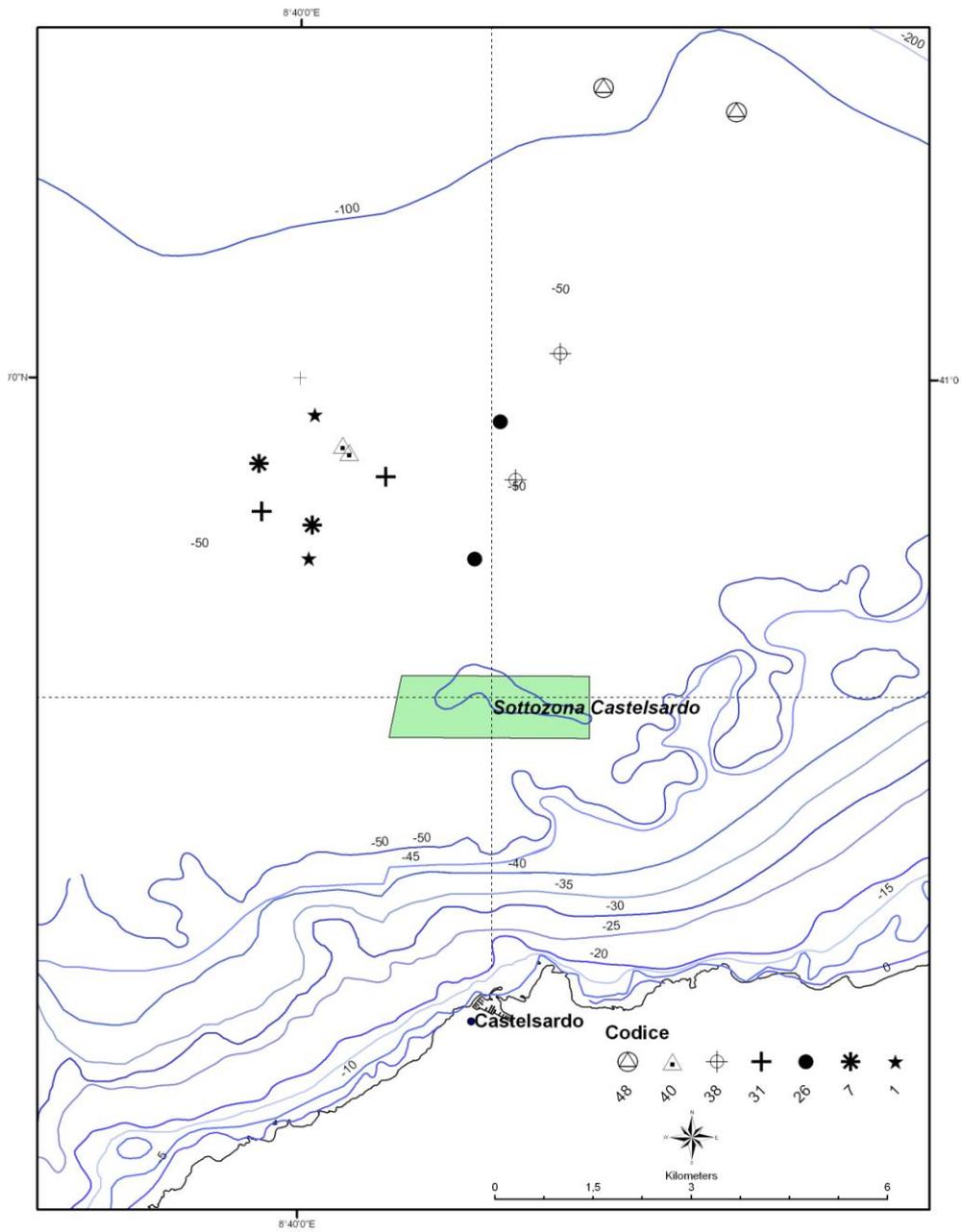


Fig. 5.48 - Mappa della direzione intrapresa dalle aragoste in cui la distanza fra punto di cattura (C) e ricattura (RC) è risultata inferiore ai 2 km (cfr. Tab. 5.28).

Quattro aragoste ( N°3-7-8-51) hanno registrato un incremento alla muta.

### Area di ripopolamento di Oristano I.

Nell'area di Oristano I l'attività di immissione delle aragoste marcate si è svolta sia nel 2010 che nel 2011. Sono state complessivamente pescate, nei due anni, 505 aragoste delle quali 216 sono risultate fuori taglia. La mortalità post-marca è risultata alta (28 su 249 esemplari) nel 2010 probabilmente attribuibile principalmente al fatto che le vasche di stoccaggio non fossero ancora entrate a regime. Il valore si è infatti notevolmente abbassato nel 2011 (4 esemplari su 127) (Tab. 5.26).

In totale nei due anni sono state immesse nel centro dell'area di ripopolamento 343 aragoste marcate. Le taglie degli esemplari sono risultate simili a quelle delle aragoste immesse nelle altre aree di ripopolamento ossia comprese tra 21 e 25.9 cm di LT (Fig. 5.49).

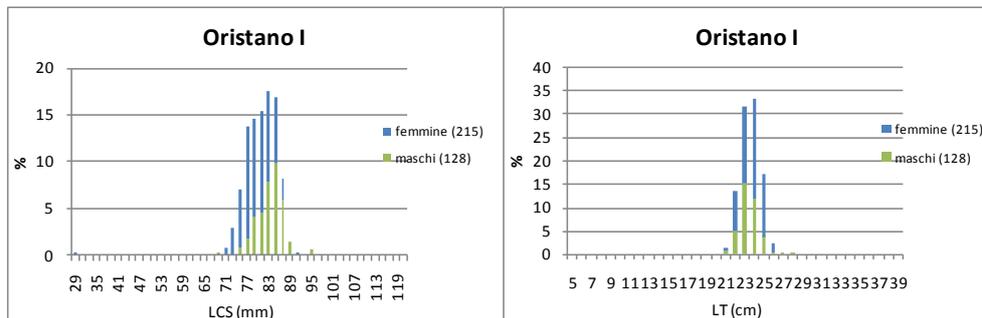


Fig. 5.49 - Istogramma taglia-frequenza (a sinistra espresso in LCS (mm), a destra in LT (cm) di *Palinurus elephas* marcati e immessi nell'area di ripopolamento di Oristano I.

### Area di ripopolamento di Oristano UNCI.

Anche in questa area l'attività di ricerca si è svolta con un'attiva collaborazione da parte degli operatori locali in entrambe gli anni 2010-2011. Complessivamente nelle aree commerciali di pesca attigue alla no-take area sono state catturate quasi 750 aragoste di cui circa 380 fuori taglia sono state in parte commercializzate (superiori alla taglia di prima cattura=26 cm di LT) e in parte rimesse in mare ancora vitali in quanto al di sotto della taglia commerciale. Dopo marcatura sono state complessivamente immesse 300 aragoste. Non si è registrata alcuna mortalità post-marca.

Le taglie delle aragoste immesse sono risultate comprese tra 20 e 25.9 cm di LT per 116 maschi e 21 e 25.9 per le 194 femmine. Le relative taglie espresse in LCS si sono attestate tra 71-101 mm per i maschi e 69-93 per le femmine (Fig. 5.50).

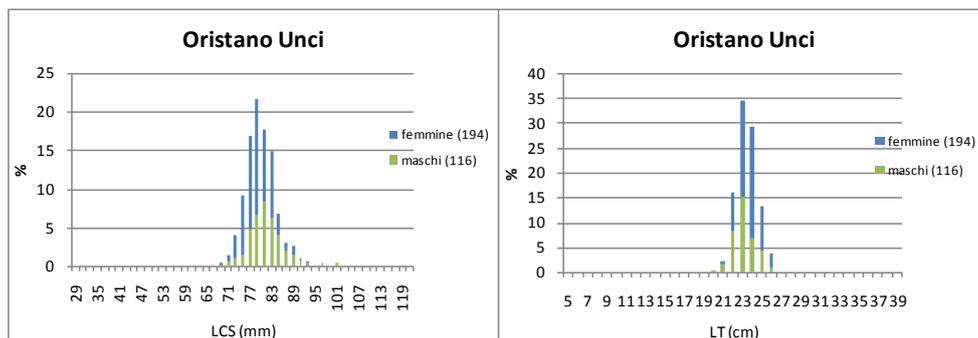


Fig. 5.50 -Istogramma taglia-frequenza (a sinistra espresso in LCS (mm), a destra in LT (cm)) di *Palinurus elephas* marcati e immessi nell'area di ripopolamento di Oristano UNCI.

Nelle zone limitrofe di pesca di sono registrate due ricatture. Una femmina (numero marca D1304) che al momento della marcatura presentava una LCS pari a 76.2 mm e dopo 93 giorni di libertà (distanza percorsa 13.6 km in direzione NE) non presentava alcun segno di un avvenuto muta. I parametri alla ricattura sono infatti risultati molto simili a quelli registrata alla cattura. La seconda aragosta, anche essa di

semplice femminile, non presentava alcuna variazione dei parametri (LCS, LT, PT). Essendo stata ricatturata accidentalmente in ottobre (periodo di riproduzione) a distanza di 112 giorni dalla prima cattura è risultata ovata. La distanza percorsa è risultata pari a 14.3 km in direzione NO.

**Area di ripopolamento di S. Antioco e Capo Ferrato.**

In queste due aree di ripopolamento l'attività è appena iniziata nell'anno 2011. Sono state rispettivamente immesse 1 aragosta marcata (72,3 mm di LCS) nella prima area e 36 nella seconda, di taglia compresa tra 74 e 88 mm di LCS.

## 5.8- Conclusioni

Una grande frazione degli stock marini sono attualmente sovra sfruttati e la pesca è considerata una delle maggiori minacce per la biodiversità marina e la funzione degli ecosistemi (Pauly et al, 2002); adeguate misure di conservazione e pratiche di pesca sostenibile possono aiutare a mantenere l'ecosistema in salute. In questo contesto, in questi ultimi dieci anni, le aree marine protette (MPAs), come le no-take areas, hanno raggiunto una notevole popolarità come strumenti per mantenere la biodiversità marina, assicurare la conservazione e ricostituire le zone di pesca circostanti (Halpern, 2003; Stelzenmüller et al., 2007; Goni et al., 2008). Studi a lungo termine sono molto importanti per stimare l'effettività di queste misure di protezione (Russ et al., 2005); gli effetti delle aree protette, quali un aumento dell'abbondanza dello stock, della taglia media degli organismi, dello spillover dei giovanili e degli adulti, dovrebbero infatti richiedere diversi anni prima di diventare evidenti (McClanahan et al., 2007).

Specie con moderata mobilità e soggette ad un elevato livello di mortalità da pesca hanno mostrato i maggiori risultati alla protezione (Micheli et al., 2004; Goni et al, 2008). Le aragoste, che presentano relativamente piccoli home range (Smith et al., 2001; Follesa et al., 2009) e che hanno un elevato valore commerciale, beneficiano enormemente dell'attivazione di piccole aree protette. Per fare un esempio, Edgar e Barrett (1999) documentarono uno straordinario incremento della biomassa delle aragoste dopo l'implementazione della riserva dell'isola di Santa Maria, in Tasmania. Lester et al., 2009 mostrarono che le aragoste, fra le diverse specie investigate, sono quelle che presentano i maggiori significativi benefici (in termini di biomassa, densità e

incremento della taglia del corpo) dalla protezione. In questo contesto, l'aragosta rossa *P. elephas* è un modello di specie altamente rappresentativo. I risultati raggiunti nell'area di ripopolamento di Su Pallosu possono rappresentare un esempio importante. In tale area, il modello di marcatura ricattura di Arnason Schwartz (Arnason, 1973; Schwartz et al., 1993) usato su una serie temporale di dati che copriva i primi otto anni della sperimentazione (Follesa et al., 2007a), ha infatti mostrato un continuo movimento di aragoste tra l'interno e l'esterno della no-take area responsabile del progressivo incremento della biomassa della specie nelle due zone (protetta e non protetta). Questo movimento di aragoste, che continua anche a distanza di 12 anni dall'inizio della sperimentazione (Follesa et al., 2011), ha evidenziato come piccole aree come quelle di Su pallosu (4 km<sup>2</sup>), sono importanti ad assicurare i movimenti delle aragoste e produrre così significative risposte biologiche (Lester et al., 2009). Dopo 12 anni di studio, delle 475 aragoste marcate, il 62% sono state catturate all'interno della no-take area di Su pallosu mentre del rimanente 38%, 71 sono state trovate entro i 2,5 km e 62 entro i 5 km dal bordo della riserva. Questi risultati sono apparsi differenti da quanto registrato in un'altra area di ripopolamento mediterranea (riserva delle isole delle Columbretes) dove, probabilmente a causa delle grandi dimensioni dell'area (14 km<sup>2</sup>), il 95% degli adulti sono stati ricatturati all'interno di 1 km dal bordo dell'area dopo 12 anni dalla protezione (Goni et al., 2010). In realtà, per un sostanziale spillover di specie a medio e bassa mobilità nelle zone circostanti di pesca, una area protetta necessita essere di circa la stessa scala spaziale dei movimenti annuali degli individui (Childress, 1977; Sanchez Lisazo et al., 2000; Kelly et al., 2002). Nel caso di Su pallosu, il limitato movimento intrapreso dalle aragoste (2,5 km /anno, Follesa et al., 2009) eccede la massima distanza dal centro della no-take area al suo bordo (circa 1,44 km) assicurando

uno spillover degli esemplari adulti già un anno dopo la sua istituzione (Follesa et al., 2007a, 2008). Tale movimento appare ancora oggi continuo nonostante il rilascio degli esemplari marcati sia stato bloccato nel 2003, essendo stata raggiunta la capacità portante dell'area.

Recenti interviste ai pescatori locali hanno rivelato come nei primi anni della sperimentazione lo spillover fosse caratterizzato da esemplari di media-grossa taglia accompagnati dopo alcuni anni da esemplari giovanili. Indubbiamente gli esemplari di grossa taglia potrebbero rappresentare la porzione di quelli introdotti all'interno dell'area che col tempo, complice la protezione, si sono accresciuti in taglia mentre, i giovanili rappresenterebbero il frutto dell'attività riproduttiva dei grossi esemplari stanziali nell'area di ripopolamento. Studi effettuati sui movimenti per taglia registrati all'interno dell'area protetta del Sinis e nelle zone circostanti di pesca, hanno infatti messo in evidenza come i grossi esemplari adulti (femmine di  $80 < LCS > 110$  e maschi di  $LCS > 110$  mm), quelli che hanno raggiunto la maturità sessuale, risultando più stanziali, sarebbero responsabili della ricostituzione della biomassa locale delle aragoste (Follesa et al., 2009). Se consideriamo infatti che, in una popolazione non oggetto di pesca la taglia delle femmine che maggiormente contribuisce alla produzione di uova è intorno ai 75-85 mm di LCS (cfr. capitolo 7), l'alta fedeltà delle grosse femmine potrebbe far supporre una grande produzione di uova all'interno dell'area.

Il tempo di attivazione di un'area protetta può avere implicazioni nella valutazione dell'efficacia e la gestione delle circostanti aree di pesca (McClanahan et al. 2007). Nonostante ciò, attualmente i risultati rinvenuti a riguardo in bibliografia sono apparsi molto contraddittori. Pande et al., (2008) suggerì che l'incremento della taglia delle aragoste richiede in media 8.5 anni dalla attivazione dell'area. Halpern (2003)

sottolineò che le grandi riserve dovrebbe essere necessarie solamente quando si è sicuri che gli obiettivi della riserva possano essere raggiunti. Parnell et al., 2005 considerò la riserva di San Diego-Lojolla (stabilita nel 1971 su una superficie di 216 ha) fosse troppo piccola per raggiungere i suoi scopi di conservazione in quanto risultava difficile per alcune specie raggiungere l'auto sostentamento. Lo studio effettuato nella riserva di Su pallosu suggerisce che, per una specie a lungo ciclo vitale come l'aragosta, un orizzonte di 12 anni può fornire solamente delle evidenze parziali dei benefici della MPA: la tendenza alla crescita della biomassa e della densità dell'aragosta non appare infatti ancora frenarsi (Follesa et al., 2008, 2010, 2011). Micheli et al., (2004) suggerirono che le differenti risposte registrate dalle MPAs potrebbero essere collegate alla pressione di pesca esercitata al di fuori di ciascuna riserva. Nel caso di Su pallosu, l'emigrazione degli animali attraverso il bordo della riserva mostra un gradiente negativo della densità della aragoste fino a oltre 25 km dal centro della no-take area di Su pallosu. Il declino della CPUE sembra essere associato ad un attuale basso livello di pesca attorno alla riserva che, diversamente da quanto osservato anche in altre MPA del Mediterraneo (Goni et al., 2006, 2010), appare sufficiente a mantenere la zona più produttiva entro circa 6 km dal centro dell'area. Come la distanza dalla riserva aumenta, l'effetto della limitata mobilità della specie insieme con la pressione di pesca ovviamente riduce il numero di aragoste disponibili. In effetti, il tasso di mortalità (mortalità totale  $Z$ ) registrato al di fuori dell'area di Su Pallosu fu  $0.70/\text{anno}^{-1}$  corrispondente ad una probabilità di sopravvivenza del 50% (Bevacqua et al., 2010); sebbene l'effetto dello spillover sulla stima del tasso della mortalità totale  $Z$  potrebbe aver causato una leggera sottostima del parametro e conseguentemente della mortalità da pesca  $F$ , esso dovrebbe essere rappresentativo di un attuale basso sforzo di pesca

nella zona (circa 12 barche con un tonnellaggio di 4T), specialmente se comparato con quello misurato in altre zone di riserva mediterranee (Goni et al., 2006, 2010).

Incoraggianti risultano anche i primi risultati ottenuti per le aree di ripopolamento attivate a seguito del decreto regionale del 2009. Segni di spillover incominciano a registrarsi ad un anno dall'attivazione già nelle aree di Buggerru e Castelsardo; anche in questo caso, come già osservato a Su pallosu, le aree sembrano presentare la stessa scala spaziale dei movimenti annuali (finora registrati) dagli individui (estensione area di Buggerru =  $3.3 \text{ km}^2$  con un movimento medio di  $4.82 \pm 2.23 \text{ km}$ ; estensione area di Castelsardo =  $10.06 \text{ km}^2$  con un movimento medio di  $10.06 \pm 6.25 \text{ km}$ ). Ci si auspica quindi che gli stessi risultati registrati nell'area di Su pallosu in termini di incremento della biomassa e spillover degli esemplari marcati possano presto essere registrati anche in queste aree.

# CAPITOLO 6

## *L' accrescimento in Palinurus elephas*

### 6.1 – Introduzione

Le aragoste possono essere annoverate fra gli artropodi marini di taglia maggiore e a più lungo ciclo vitale (Wolff, 1978; Sheehy, 2001). Vengono considerate ecologicamente importanti come “consumatori” di una varietà di ecosistemi marini di acque temperate e tropicali (Robles et al., 1990; Mayfield et al., 2000). In molte parti del mondo rappresentano una delle risorse della pesca economicamente più importanti (FAO, 2004). In conseguenza a queste peculiari caratteristiche è logico pensare che, poiché molti processi demografici come la sopravvivenza, la riproduzione e i movimenti sono dipendenti dalla taglia del corpo, la comprensione delle modalità di accrescimento risulti uno dei punti focali nella comprensione della dinamica di popolazione, delle funzioni ecologiche e della sostenibilità del prelievo delle specie.

Un importante stimolante aspetto dello studio delle popolazioni dei crostacei in genere è la determinazione dell'età. L'assenza infatti di validi marcatori rende sempre più importante la necessità di avere una visione chiara della relazione taglia-età e dei fattori che contribuiscono alla sua variabilità. L'accrescimento delle aragoste, in particolare, può essere altamente variabile riflettendo gli effetti dei cambiamenti associati alla muta e della probabilità della distribuzione degli incrementi alla muta (Wahle et al., 2006). Tutte le aragoste hanno un ciclo vitale molto complesso con una

lunga fase adulta, maturità sessuale relativamente tardiva, larve che schiudono, compiono una vita larvale planctonica per poi metamorfosare in una postlarva che eventualmente muta a giovanile e intraprende una fase bentonica. Il periodo di intermuta incrementa con la taglia da pochi giorni nella fase larvale ad alcuni anni e più negli adulti. Il tasso di accrescimento varia enormemente durante il ciclo vitale ed appare fortemente influenzato dai fattori ambientali. Data l'elevata complessità che caratterizza i processi di accrescimento attualmente pochi sono gli studi sulla crescita delle aragoste (Tab. 6.1).

L'accrescimento delle aragoste, normalmente espresso attraverso le costanti dell'equazione di von Bertalanffy, è stato principalmente misurato attraverso metodi diretti e indiretti. Misure dirette dell'accrescimento alla muta sono state fornite da rari studi di animali in cattività o studi di marcatura-ricattura in ambiente naturale. Misure indirette della crescita e della relazione taglia-età sono invece state fornite dall'analisi delle distribuzioni taglia-frequenza dei campioni catturati in ambiente naturale.

Tab.6.1 - Parametri di crescita di Von Bertalanffy delle specie di *Palinurus*. ( $LC_{inf}$ , lunghezza carapace asintotica; K, parametro di curvatura;  $t_0$ , parametro di condizione iniziale) ( $t_0$  non è fornito in tutti i casi).

Specie / Regione	Sesso	Parametri di Von bertalanffy			Referenze
		$LC_{inf}$ (mm)	K(anni)	$t_0$	
<b><i>Palinurus gilchristi</i></b>					
Aghas Bank di Port Elizabeth	Maschi	111.2	0.0920		Groeneveld (1997)
	Femmine	96.1	0.1290		
Port Alfred, South Africa	Femmine	95.7	0.0500		Groeneveld (1997)
<b><i>Palinurus delagoae</i></b>					
Sud Africa	Maschi + Femmine	129.3	0.0691		Groeneveld (2000) <sup>1</sup>
Sud Africa	Maschi + Femmine	138.0	0.0610		Groeneveld (2000) <sup>2</sup>
Sud Africa	Maschi + Femmine	128.5	0.0714		Groeneveld (2000) <sup>3</sup>
Sud Africa	Maschi + Femmine	161.2			Groeneveld (2000) <sup>4</sup>
<b><i>Palinurus elephas</i></b>					
Corsica, Francia	Maschi	166.0	0.1510	-0.348	Marin (1987)
	Femmine	136.0	0.1850	-0.342	
Costa di Cornovaglia (Gran Bretagna)	Maschi	167.5	<0.1000		Hepper (1977)
	Femmine	137.5	<0.1000		
<b><i>Palinurus mauritanicus</i></b>					
Mauritania	Femmine	202.8	0.1690	-0.227	Boitard (1981)
<sup>1</sup> annual growth	<sup>2</sup> Gulland & Holt method (1959)	<sup>3</sup> Hiatt method (1948)	<sup>4</sup> Powell-Wetherall method (1986).		

In genere, l'analisi della distribuzione di frequenza è uno dei metodi più comunemente usati per la determinazione dell'età dei crostacei, probabilmente a seguito della ampia disponibilità dei dati di taglia derivanti dai survey. Tuttavia questo metodo ha molto successo quando le classi di età formano ben definite mode nella distribuzione di frequenza, o quando il ricercatore ha una conoscenza "a priori" della relazione taglia-età associata alla variabilità individuale (Saint – Marie et al., 1996; Tuck et al., 1997; Castro et al., 1998; Ulmestrand e Eggert, 2001). Con specie a ciclo vitale lungo come le aragoste, è molto spesso una regola piuttosto che un'eccezione che le classi di età si sovrappongono nella distribuzione di frequenza rendendo di difficile interpretazione le mode relative.

Di più facile utilizzo, anche se debitamente lungo e costoso, risulta il metodo di marcatura e ricattura nello studio della crescita di grossi crostacei. Dal 1960, lo sviluppo di marche che vengono ancorate nella muscolatura e, non perse durante la muta, rappresentano uno delle metodologie innovative per lo studio delle popolazioni selvatiche di crostacei e aragoste nel particolare (Wilder, 1963). Da allora un numero di marche innovative sono state sviluppate, da quelle inserite internamente, come microchips, (Walker, 1986; Bannister et al., 1994; Incze et al., 1997, Cowan, 1999) a marche esterne a forma di T o spaghetti (Campbell, 1983; Comeau and Savoie, 2001).

In questo capitolo vengono riportati studi sull'accrescimento di *Palinurus elephas*, effettuati applicando metodologie di marcatura e ricattura esterne (marche Tbar) sui esemplari catturati durante le sperimentazione nell'area di ripopolamento di Su Pallosu.

## 6.2 Materiali e Metodi

Durante cale sperimentali e commerciali effettuate sia all'interno (n=529) che nelle zone limitrofe alla no-take area di Su pallosu (n=3515) (LCS delle femmine  $=65.17\text{mm} \pm 7.31$  n=1858; maschi  $66.22 \pm 9.04$  n=2186) sono state catturate e marcate con marche di plastica di tipo T-bar (Hallprint Ltd., Australia) un numero totale di 4044 aragoste. Le marche sono state inserite in posizione dorso-laterale fra il primo e il secondo segmento addominale (Campillo et al., 1979). Durante la marcatura e dopo la ricattura sono stati registrati i seguenti parametri: data di rilascio, sesso e LCS (approssimazione al mm usando il calibro). Gli individui, una volta marcati, sono stati rilasciati al centro della MPA. Per calcolare la crescita, sono stati rilevati gli incrementi

di 146 maschi e 105 femmine con periodo di libertà compreso tra 300 e 1900 giorni. In particolare, poichè individui di lunghezza > 64 mm di LCS mutano 1 volta all'anno o meno (Campillo e Amadei, 1978), l'analisi è stata ristretta a quegli individui che hanno presentato un periodo di libertà superiore ai 300 giorni. Incrementi di 1-2 mm sono stati esclusi dall'analisi dal momento che piccoli errori nella misurazione potrebbero derivare dalla pressione esercitata dal calibro sul compressibile carapace delle aragoste (Hepper, 1977). Usando le procedure di Fabens (1965) e Gulland e Holt (1959) contenute nel pacchetto FISAT (Gayanilo et al. 1997), sono state stimate per ciascun sesso, la lunghezza carapace asintotica ( $LC_{inf}$ ) e il parametro di curvatura (K) dell'equazione di von Bertalanffy.

Il metodo di Fabens è una regressione non lineare proposta nella forma:

$$L_{t+1} = L_{inf}(1 - e^{-k\Delta t}) + L(e^{-k\Delta t})$$

in cui i valori di  $L_{inf}$  e K vengono stimati con l'utilizzo del metodo iterativo di Newton–Raphson attraverso una minimizzazione della somma dei quadrati degli errori (SSE), ossia dei quadrati della differenza tra le lunghezze osservate alla ricattura ( $LCr$ ) e delle lunghezze predette ( $LCr'$ ):

$$SSE = \sum (LCr - LCr')^2$$

dove la lunghezza predetta alla ricattura ( $LCr'$ ) è data da:

$$LCr' = L_m + (L_{inf} - L_m)(1 - \exp(-k\Delta t))$$

e

$$\Delta t = t_r - t_m.$$

Il metodo di Gulland e Holt fornisce una stima dei parametri di crescita dagli incrementi di crescita, basandosi sul fatto che su indicazione della von Bertalanffy growth curve, il tasso di crescita declina linearmente con la lunghezza, raggiungendo 0 a  $L_{inf}$ .

L'equazione è pari a

$$\Delta L/\Delta t = a + b \cdot L$$

Dove

$$\Delta L = L_r - L_m,$$

$$\Delta t = t_r - t_m, \text{ e}$$

$$L = (L_r - L_m)/2$$

Da questi i parametri di crescita possono essere usati come

$$L_{inf} = -a/b \text{ e}$$

$$K = -b.$$

Il parametro di condizione iniziale ( $t_0$ ) è stato ottenuto dall'inverso dell'equazione di von Bertalanffy

$$t - t_0 = \ln LC_{inf} - \ln(LC_{inf} - C_t) / K$$

assumendo che la lunghezza post puerile ( $LC_t$ ) di 8,5 mm corrisponda a un anno di età (Marin, 1987). I parametri ottenuti dalle due differenti metodologie sono stati comparati attraverso il calcolo del "tasso della performance della crescita" ( $\Phi'$ ) (Munro e Pauly, 1983).

$$\Phi' = \log_{10} K + 2 \log_{10} LC_{inf}$$

Le costanti di crescita ( $LC_{inf}$  e  $K$ ) ottenute con la procedura di Fabens (1965) sono state sequenzialmente comparate statisticamente con i dati ottenuti in letteratura per il Mar Mediterraneo utilizzando il test  $t$  (Zar, 1999).

Sono stati calcolati gli incrementi medi per sesso e per ciascuna classe di lunghezza ed età per la totalità degli esemplari ricatturati fra il 1998 e il 2011. Le tendenze sono state testate attraverso il test di Spearman (Zar, 1999).

## 6.3 - Risultati

### Parametri dell'equazione di von Bertalanffy

Un totale di 251 esemplari hanno mostrato un incremento positivo; di questi 3 hanno registrato un incremento <1-2 mm e sono stati esclusi dalle analisi. I maschi tra i 44,6 e 107,6 mm di LCS hanno mostrato un incremento annuale di  $10,6 \pm 3,9$  mm, mentre quello delle femmine tra 49,8 e 94,1 mm era di  $6,71 \pm 2,63$  mm. I parametri di crescita delle curva di crescita di von Bertalanffy, calcolati con le due differenti metodologie, sono risultati simili per entrambe i sessi, come evidenziato dal valore di  $\Phi'$  (Tab. 6.2).

Tab. 6.2 - Parametri di crescita di von Bertalanffy di *Palinurus elephas*. ( $LC_{inf}$ , lunghezza capace asintotica, K, parametro di curvatura,  $t_0$ , parametro di condizione iniziale,  $\Phi'$ , tasso della performance della crescita)

	n	$LC_{inf}$	K	$t_0$	$\Phi'$
<b>Fabens method (1965)</b>					
♀	102	120.2	0.21	-0.349	3.48
♂	146	167.9	0.13	-0.399	3.56
<b>Gulland and Holt method (1959)</b>					
♀	102	125.0	0.19	-0.370	3.47
♂	146	167.0	0.13	-0.401	3.55

Per le femmine, i valori di  $\Phi'$  sono risultati pari a 3,842 e 3,473, rispettivamente, utilizzando il metodo di Fabens (1965) e di Gulland e Holt (1959), mentre per i maschi sono risultati rispettivamente di 3,564 e 3,559. La consistenza con la quale gli incrementi di crescita appaiono sulla curva di crescita teorica calcolata usando la metodologia di Fabens (♀  $LC_{inf}=120,2 \pm 11,51$  ES,  $K=0,21 \pm 0,05$  ES;  $t_0=-0,349$ ; ♂  $LC_{inf}=167,9 \pm 54,5$  ES,  $K=0,13 \pm 0,08$ ES;  $t_0=-0,399$ ) conferma la validità della curva di crescita teorica (Fig.). Se si comparano queste costanti di crescita con quelle note in

bibliografia per altre aree del Mediterraneo (Corsica, Marin, 1987) non sembrano esserci differenze statistiche fra i due areali (t test,  $P > 0.05$ ).

Dall'analisi dei dati si può osservare, come notato anche in altre aree del Mediterraneo, che i maschi e le femmine presentano taglie simili fino al terzo e al quarto anno, successivamente si ha una differenziazione e rallentamento dell'accrescimento delle femmine (Tab. 6.3). Tale andamento trova una giustificazione nella fisiologia riproduttiva delle femmine che raggiungendo la maturità sessuale (terzo-quarto anno) sono coinvolte nel processo di incubazione delle uova (Marin, 1985, 1987).

Tab. 6.3 - Relazione taglia - età per femmine e maschi di *Palinurus elephas*

Anni	LCS	LCS
	Femmine	Maschi
0	8,5	8,5
1	29,66	27,93
2	46,81	44,99
3	60,71	59,98
4	71,98	73,13
5	81,11	84,68
6	88,51	94,83
7	94,52	103,74
8	99,38	111,56
9	103,32	118,43
10	106,52	124,46
11	109,11	129,75
12	111,21	134,40
13	112,91	138,49
14	114,29	142,07
15	115,41	145,22

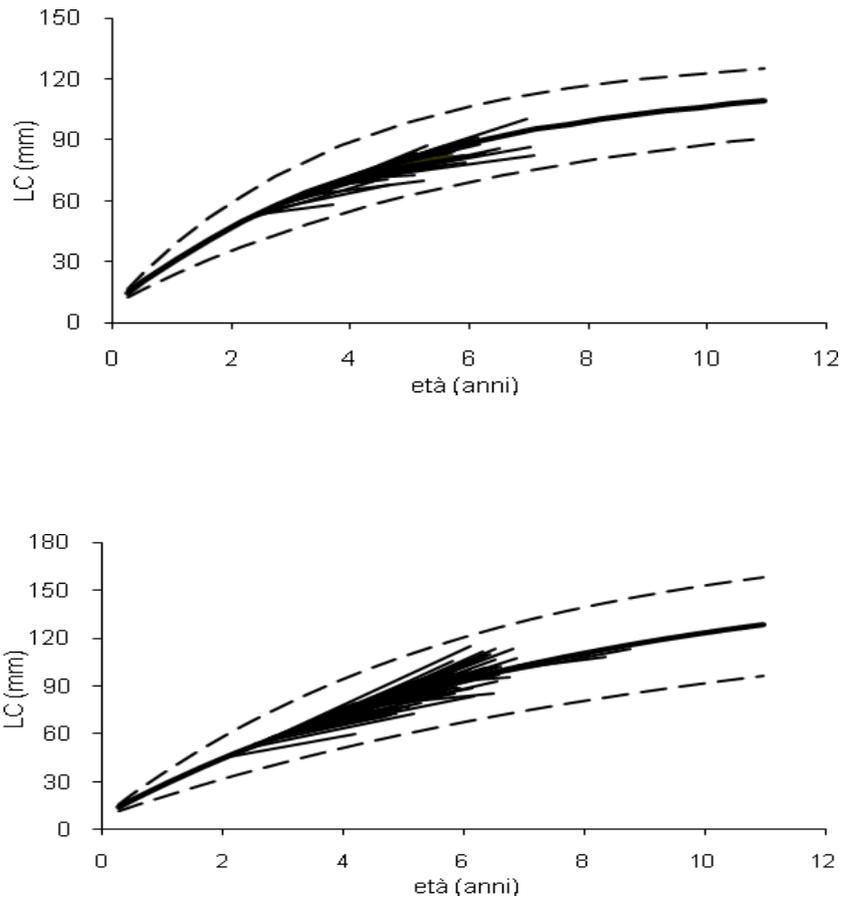


Fig. 6.1 – Curva di crescita di von Bertalanffy (Faben, 1965) e incrementi di crescita individuali per A, femmine e B, maschi di *Palinurus elephas*

#### **Incrementi alla crescita per classe di taglia ed età**

Di tutte le aragoste ricatturate tra il 1998-2010 sono stati calcolati gli incrementi in lunghezza (LCS, LT) e peso (PT) per classi di taglia (LCS) e di età (anni).

Complessivamente hanno fatto registrare incrementi positivi 313 aragoste suddivise in 119 femmine e 194 maschi. Considerato che piccoli errori nella misurazione potrebbero presentarsi in seguito a leggere pressioni nel calibro, sono stati considerati validi solamente gli incrementi superiori a 2 mm di LCS.

Di seguito vengono riportate le tabelle degli incrementi medi di LCS, LT e PT per le classi di LCS (5 mm) e per classi di età (anni) separatamente per femmine e maschi.

Un'analisi generale delle tabelle mette in evidenza come, in accordo con la biologia della specie, all'aumentare della taglia e della relativa età l'incremento di crescita tenda a diminuire.

Nelle femmine si passa da incremento medio di 19.17 mm di LC per classi di taglia di 50 – 60 mm a valori nettamente inferiori, pari a 6.56 mm di LCS per le classi rispettivamente di 85-90 mm di LCS ( $r^2=0.84$ ) (Tab. 6.4; Fig. 6.2). Tale andamento statisticamente significativo (test di Spearman  $0.005 > P > 0.001$ ) è stato osservato anche per le classi di età dove si è registrato un decremento che è passato da 18.1 per la classe di età 2+ a 5.68 mm di LC per quella 7+ (Tab. 6.10; Fig. 6.8) (test di Spearman  $0.025 > P > 0.01$ ). Anche gli incrementi di LT hanno presentato il medesimo andamento all'aumentare delle taglie (test di Spearman  $0.005 > P > 0.001$ ) e delle classi di età (test di Spearman  $0.005 > P > 0.001$ ) (Figg. 6.3; 6.9). In particolare si può osservare come gli incrementi percentuali siano passati da un valore pari 13.64% per classi di 50-60 mm di LCS a valori nettamente inferiori per classi maggiori (1.38 % per classi di 90-95 (Tabb. 6.5; 6.11).

Lo stesso andamento si è rilevato per gli incrementi in peso (Figg. 6.4; 6.10; Tabb. 6.7; 6.12) anche se questi ultimi non sempre hanno mostrato una significatività statistica.

Nei maschi sono stati osservati significativi trend in diminuzione al progredire delle classi di taglie e di età sia per gli incrementi medi in LCS (con una significatività statistica rispettivamente di  $P=1.61E-0.9$  e  $P<0.001$ ) che per quelli in LT (con una

significatività statistica rispettivamente di  $P=1.75E-10$  e  $P<0.10$ )(Figg. 6.5; 6.6; 6.11; 6.12; Tabb. 6.7; 6.8; 6.13; 6.14). Lo stesso trend è stato rilevato per gli incrementi in PT ( $r^2 = 0.72$ ) (Figg. 6.7; 6.13; Tabb. 6.9; 6.15).

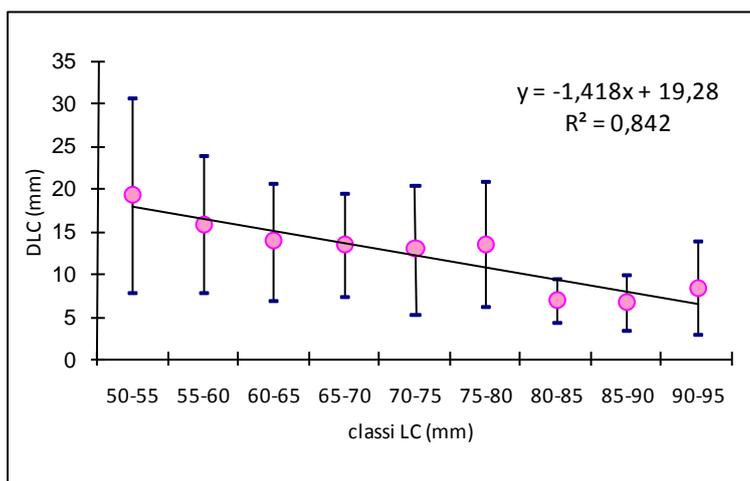


Fig. 6.2 - Trend degli incrementi medi di LC delle femmine di *Palinurus elephas* per classi di taglia

Tab. 6.4 - Incrementi medi di LC delle femmine di *Palinurus elephas* calcolati per classi di taglia

Classi di LCS	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta LCS(mm)$	$\Delta LCS\%$
50-55	7	949±625	19,17±11,43	36,26±21,77
55-60	10	965±878	15,78±8,01	27,18±13,72
60-65	10	714±679	13,75±6,8	21,94±13,33
65-70	35	844±631	13,28±5,99	19,73±9,10
70-75	22	710±431	12,80±7,57	17,74±10,78
75-80	21	801±588	13,35±7,29	17,32±9,55
80-85	5	475±97	6,78±2,47	8,33±3,11
85-90	5	853±650	6,56±3,17	7,48±3,69
90-95	4	545±215	3,27±5,40	8,90±5,82

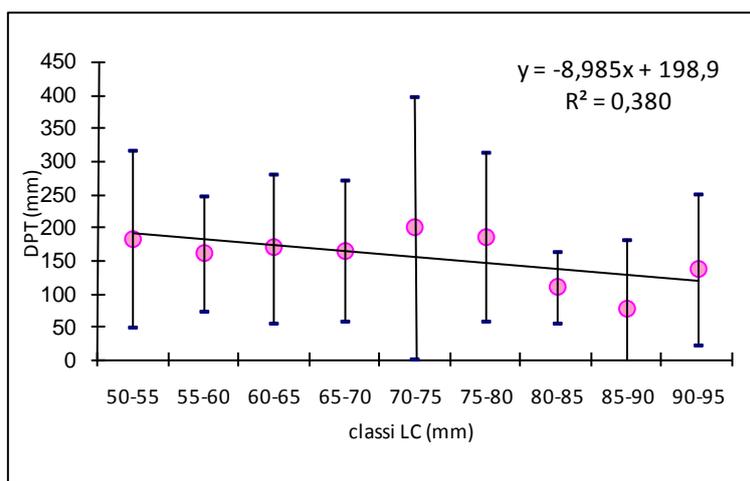


Fig. 6.3 - Trend degli incrementi medi di LT delle femmine d *Palinurus elephas* per classi di taglia

Tab. 6.5- Incrementi medi di LT delle femmine di *Palinurus elephas* calcolati per classi di taglia

Classi di LCS	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta LT(\text{cm})$	$\Delta LT\%$
50-55	7	949±625	10,65±13,54	58,08±32,25
55-60	10	965±878	4,60±2,59	28,04±15,74
60-65	10	714±679	37±2,75	20,40±15,23
65-70	35	844±631	3,91±2,21	19,87±11,70
70-75	22	710±431	3,81±3,06	18,09±14,32
75-80	21	801±588	3,22±2,27	14,32±10,15
80-85	5	475±97	1,92±0,51	8,05±2,33
85-90	5	853±650	1,9±1,21	7,35±4,87
90-95	4	545±215	2,27±1,38	8,51±5,24

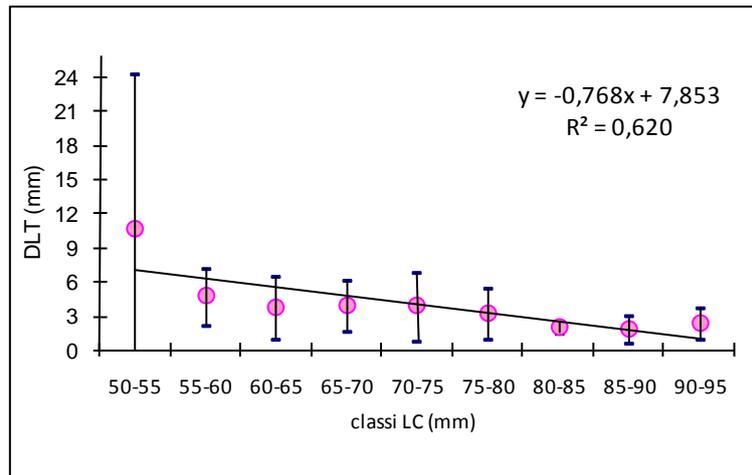


Fig. 6.4 - Trend degli incrementi medi di PT delle femmine di *Palinurus elephas* per classi di taglia

Tab. 6.6 - Incrementi medi di PT delle femmine di *Palinurus elephas* calcolati per classi di taglia

Classi di LCS	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta$ PT (gr)	$\Delta$ PT%
50-55	7	949±625	183±134	170,91±126,67
55-60	10	965±878	160,99±87,41	113,23±61,01
60-65	10	714±679	168,44±111,74	75,46±52,54
65-70	35	844±631	164,84±105,55	74,83±51,86
70-75	22	710±431	200,65±198,29	72,66±74,63
75-80	21	801±588	185,75±126,31	98,73±218,10
80-85	5	475±97	110,44±53,68	27,59±13,95
85-90	5	853±650	75,85±105,01	15,95±22,23
90-95	4	545±215	135,87±113,97	22,63±19,04

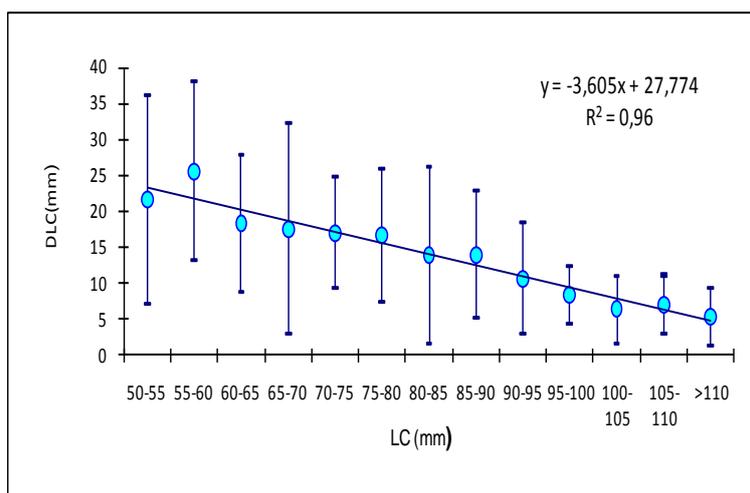


Fig. 6.5 - Trend degli incrementi medi di LC dei maschi di *Palinurus elephas* per classi di taglia

Tab. 6.7 - Incrementi medi di LC dei maschi di *Palinurus elephas* calcolati per classi di taglia

Classi di LCS	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta$ LCS(mm)	$\Delta$ LCS%
50-55	10	799,7 $\pm$ 406,22	21,7 $\pm$ 14,37	42,51 $\pm$ 27,45
55-60	17	771,70 $\pm$ 264,70	25,65 $\pm$ 12,37	44,49 $\pm$ 21,14
60-65	23	564,86 $\pm$ 199,06	18,38 $\pm$ 9,41	29,29 $\pm$ 15,17
65-70	32	741,84 $\pm$ 701,88	17,73 $\pm$ 14,53	26,49 $\pm$ 21,87
70-75	27	584,44 $\pm$ 208,92	17,13 $\pm$ 7,79	23,81 $\pm$ 10,80
75-80	23	592,39 $\pm$ 313,04	16,70 $\pm$ 9,30	21,64 $\pm$ 12,19
80-85	13	589,38 $\pm$ 519,98	14 $\pm$ 12,26	18,22 $\pm$ 15,25
85-90	18	591,78 $\pm$ 282,42	14,06 $\pm$ 8,82	16,19 $\pm$ 10,23
90-95	7	377,29 $\pm$ 195,53	10,78 $\pm$ 7,74	11,71 $\pm$ 8,43
95-100	6	610,16 $\pm$ 252,13	8,56 $\pm$ 3,90	8,88 $\pm$ 4,12
100-105	7	414,75 $\pm$ 250,53	0,47 $\pm$ 4,36	6,34 $\pm$ 4,49
105-110	2	638,5 $\pm$ 359,91	7,15 $\pm$ 4,03	6,62 $\pm$ 3,77
>110	9	531,55 $\pm$ 253,29	5,45 $\pm$ 3,94	4,64 $\pm$ 3,40

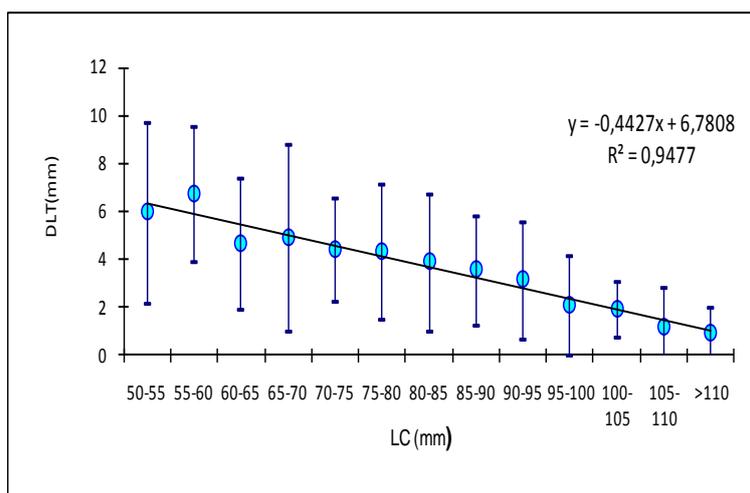


Fig. 6.6 - Trend degli incrementi medi di LT dei maschi di *Palinurus elephas* per classi di taglia

Tab. 6.8 - Incrementi medi di LT dei maschi di *Palinurus elephas* calcolati per classi di taglia

Classi di LCS	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta LT(\text{cm})$	$\Delta LT\%$
50-55	10	799,7 $\pm$ 406,22	5,98 $\pm$ 3,73	39,68 $\pm$ 25,51
55-60	17	771,70 $\pm$ 264,70	6,72 $\pm$ 2,83	43,72 $\pm$ 17,83
60-65	23	564,86 $\pm$ 199,06	4,66 $\pm$ 2,74	25,67 $\pm$ 17,32
65-70	32	741,84 $\pm$ 701,88	4,91 $\pm$ 3,90	25,07 $\pm$ 20,93
70-75	27	584,44 $\pm$ 208,92	4,42 $\pm$ 2,17	22,05 $\pm$ 10,30
75-80	23	592,39 $\pm$ 313,04	4,35 $\pm$ 2,81	13,57 $\pm$ 10,42
80-85	13	589,38 $\pm$ 519,98	3,90 $\pm$ 2,83	17,19 $\pm$ 12,54
85-90	18	591,78 $\pm$ 282,42	3,56 $\pm$ 2,25	14,95 $\pm$ 9,67
90-95	7	377,29 $\pm$ 195,53	3,17 $\pm$ 2,45	13,04 $\pm$ 10,10
95-100	6	610,16 $\pm$ 252,13	2,11 $\pm$ 2,07	8,30 $\pm$ 8,41
100-105	7	414,75 $\pm$ 250,53	1,95 $\pm$ 1,17	7,08 $\pm$ 4,39
105-110	2	638,5 $\pm$ 359,91	1,20 $\pm$ 1,70	3,99 $\pm$ 5,64
>110	9	531,55 $\pm$ 253,29	0,91 $\pm$ 1,03	2,98 $\pm$ 3,73

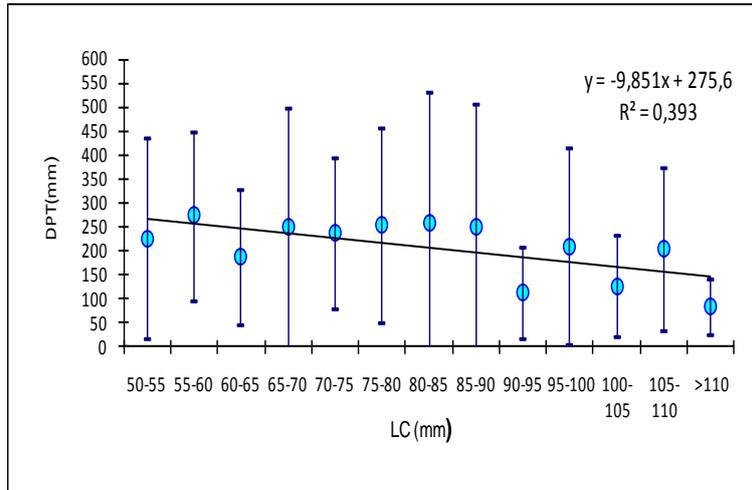


Fig. 6.7 - Trend degli incrementi medi di PT dei maschi di *Palinurus elephas* per classi di taglia

Tab. 6.9 - Incrementi medi di PT dei maschi di *Palinurus elephas* calcolati per classi di taglia

Classi di LCS	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta$ PPT(gr)	$\Delta$ PT%
50-55	10	799,7 $\pm$ 406,22	227,42 $\pm$ 208,68	229,47 $\pm$ 227,27
55-60	17	771,70 $\pm$ 264,70	274,26 $\pm$ 176,87	198,50 $\pm$ 121,58
60-65	23	564,86 $\pm$ 199,06	187,77 $\pm$ 142,14	111,96 $\pm$ 92,24
65-70	28	741,84 $\pm$ 701,88	248,44 $\pm$ 250,49	102,46 $\pm$ 127,37
70-75	24	584,44 $\pm$ 208,92	236,55 $\pm$ 157,65	87,98 $\pm$ 64,27
75-80	23	592,39 $\pm$ 313,04	255,52 $\pm$ 202,78	82,47 $\pm$ 68,27
80-85	13	589,38 $\pm$ 519,98	260,65 $\pm$ 271,81	82,18 $\pm$ 102,56
85-90	15	591,78 $\pm$ 282,42	252,39 $\pm$ 255,22	35,25 $\pm$ 29,40
90-95	7	377,29 $\pm$ 195,53	113,4 $\pm$ 95,62	23,21 $\pm$ 19,50
95-100	4	610,16 $\pm$ 252,13	210,9 $\pm$ 203,82	18,88 $\pm$ 18,95
100-105	7	414,75 $\pm$ 250,53	128,25 $\pm$ 104,39	18,41 $\pm$ 14,83
105-110	2	638,5 $\pm$ 359,91	206 $\pm$ 169,70	26,06 $\pm$ 21,95
>110	9	531,55 $\pm$ 253,29	85,5 $\pm$ 57,31	7,79 $\pm$ 5,88

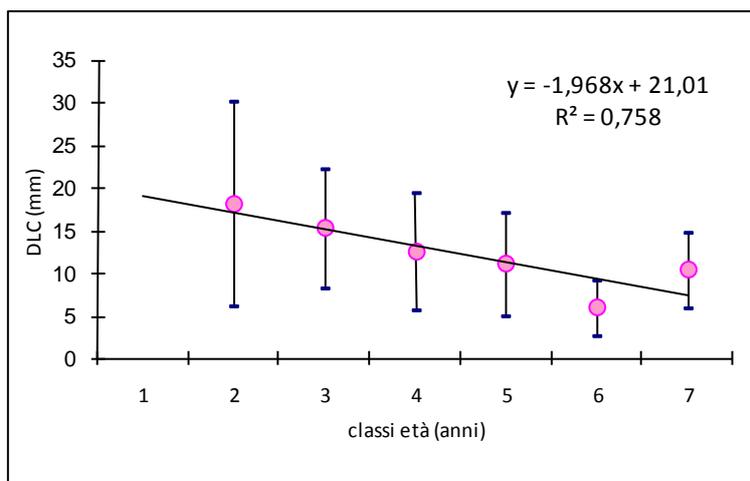


Fig. 6.8 - Trend degli incrementi medi di LC delle femmine di *Palinurus elephas* per classi di età

Tab. 6.10 - Incrementi medi di LC delle femmine di *Palinurus elephas* calcolati per classi di età

Classi di età (anni)	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta$ LCS(mm)	$\Delta$ LCS%
1				
2	6	937,33±684,76	18.1±12,13	34,50±23,29
3	34	913,41±814,70	15,21±17,12	24,61±11,79
4	54	733,57±421	12,53±6,95	17,58±9,77
5	17	698,59±578,84	11,02±6,17	14,00±7,97
6	6	762,50±622,97	5,86±3,30	6,67±3,85
7	3	624,67±177,65	10,23±4,54	10,99±4,97

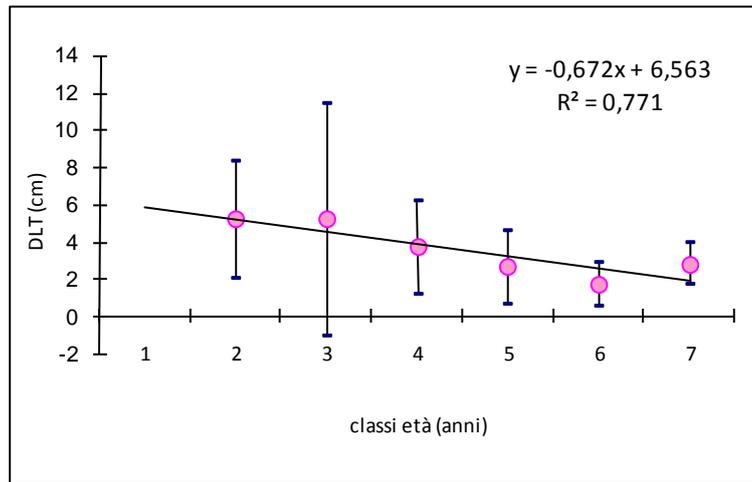


Fig. 6.9 - Trend degli incrementi medi di LT delle femmine di *Palinurus elephas* per classi di età

Tab. 6.11 - Incrementi medi di LT delle femmine di *Palinurus elephas* calcolati per classi di età

Classi di età (anni)	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta LT$ (cm)	$\Delta LT\%$
1				
2	6	937,33±684,76	5,22±3,18	28,04±22,99
3	34	913,41±814,70	5,18±6,27	29,60±39,39
4	54	733,57±421	3,71±2,54	17,82±12,19
5	17	698,59±578,84	2,62±1,94	11,36±8,60
6	6	762,50±622,97	1,7±1,19	6,55±4,78
7	3	624,67±177,65	2,8±1,11	10,50±4,17

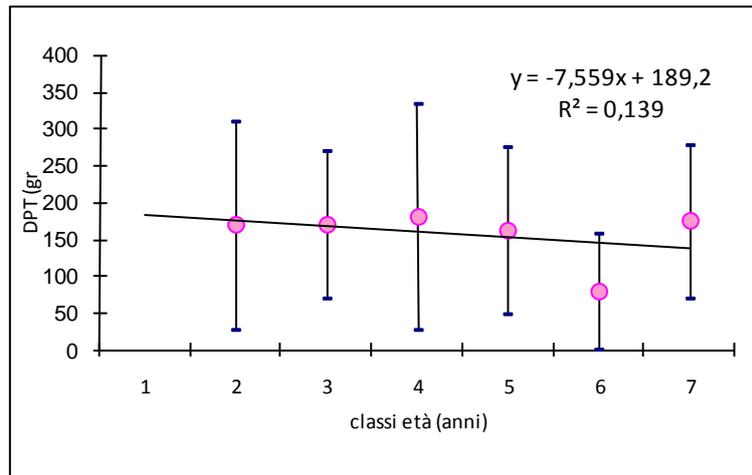


Fig. 6.10 - Trend degli incrementi medi di PT delle femmine di *Palinurus elephas* per classi di età

Tab. 6.12 - Incrementi medi di PT delle femmine di *Palinurus elephas* calcolati per classi di età

Classi di età (anni)	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta$ PT(gr)	$\Delta$ PT%
1				
2	6	937,33±684,76	168,33±141,63	159,78±134,94
3	34	913,41±814,70	169,53±100,65	93,59±61,11
4	54	733,57±421	179,86±154,60	68,40±61,11
5	17	698,59±578,84	161,50±114,03	99,18±243,62
6	6	762,50±622,97	78,85±78,79	16,12±17,56
7	3	624,67±177,65	173,5±104,84	28,80±17,77

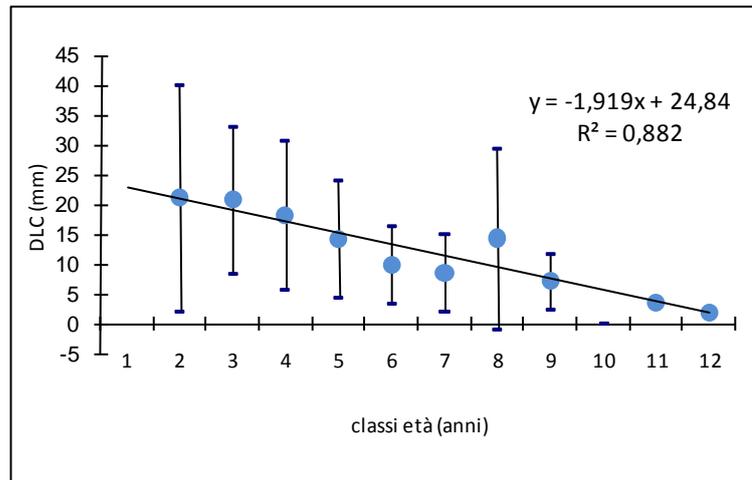


Fig. 6.11 - Trend degli incrementi medi di LC dei maschi di *Palinurus elephas* per classi di età

Tab. 6.13 - Incrementi medi di LC dei maschi di *Palinurus elephas* calcolati per classi di età

Classi di età (anni)	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta$ LC5(mm)	$\Delta$ LC5%
<b>1</b>				
<b>2</b>	5	848,33±523,83	21,1±19,06	42,18±36,88
<b>3</b>	59	680,08±361,54	20,76±12,87	34,30±20,67
<b>4</b>	65	686±468,83	18,24±12,45	25,22±17,47
<b>5</b>	34	583,53±377,56	14,15±9,87	26,89±11,96
<b>6</b>	12	470,92±250,92	9,91±6,38	10,61±6,95
<b>7</b>	11	500,07±269,62	8,53±6,9	8,26±6,10
<b>8</b>	6	681,83±319,46	14,37±5,24	12,80±13,48
<b>9</b>	4	524,5±269,87	7,12±4,64	6,02±3,85
<b>10</b>	0			
<b>11</b>	1	767	3,7	2,31
<b>12</b>	1	314	2	1,47

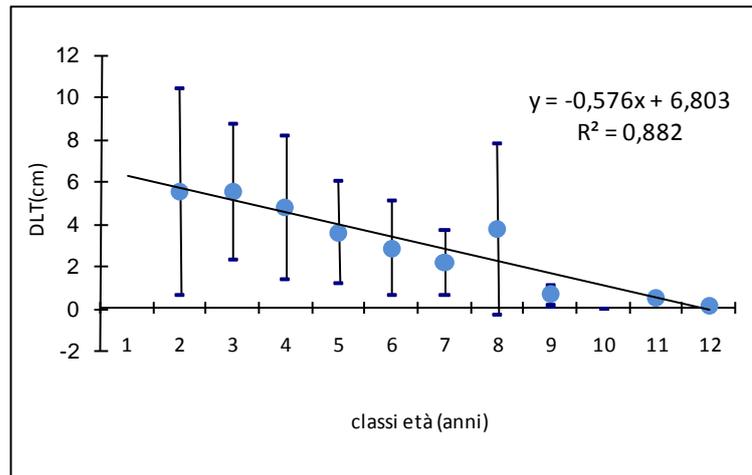


Fig. 6.12 - Trend degli incrementi medi di LT dei maschi di *Palinurus elephas* per classi di età

Tab. 6.14 - Incrementi medi di LT dei maschi di *Palinurus elephas* calcolati per classi di età

Classi di età (anni)	N Esemplari	Media Giorni libertà	$\Delta$ LT(cm)	$\Delta$ LT%
<b>1</b>				
<b>2</b>	5	848,33±523,83	5,5±4,92	38,12±33,88
<b>3</b>	59	680,08±361,54	5,54±3,25	32,24±19,45
<b>4</b>	65	686±468,83	4,75±5,39	23,44±16,83
<b>5</b>	34	583,53±377,56	3,60±2,41	15,54±10,55
<b>6</b>	12	470,92±250,92	2,85±2,27	11,55±9,36
<b>7</b>	11	500,07±269,62	2,21±1,55	7,89±5,51
<b>8</b>	6	681,83±319,46	3,75±4,05	12,33±13,18
<b>9</b>	4	524,5±269,87	0,62±0,51	1,95±1,62
<b>10</b>	0			
<b>11</b>	1	767	0,5	1,4
<b>12</b>	1	314	0,1	0,27

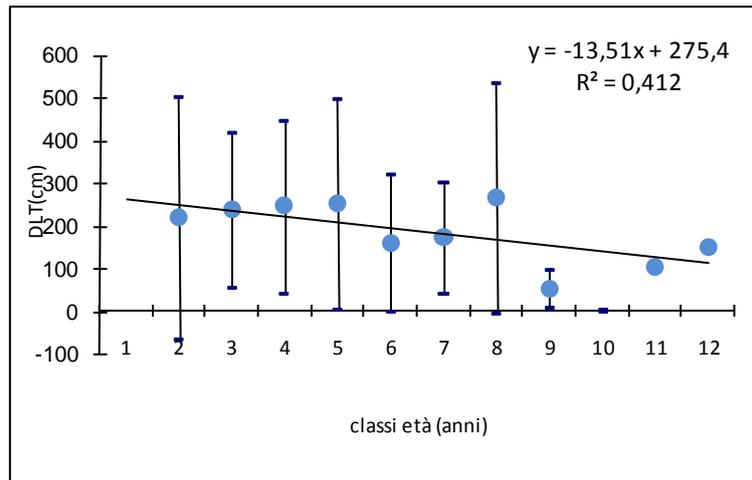


Fig. 6.13 - Trend degli incrementi medi di PT dei maschi di *Palinurus elephas* per classi di età

Tab. 6.15 - Incrementi medi di PT dei maschi di *Palinurus elephas* calcolati per classi di età

Classi di età (anni)	N Esemplari	Media Giorni libertà	ΔPT(gr)	ΔPT%
1				
2	5	848,33±523,83	217,24±205,94	265,97±819,47
3	59	680,08±361,54	235,67±181,70	138,76±119,54
4	65	686±468,83	245,53±203,99	94,62±86,24
5	34	583,53±377,56	250,31±247,15	55,19±69,31
6	12	470,92±250,92	159,68±163,21	21,28±19,44
7	11	500,07±269,62	173±131,06	23,89±17,27
8	6	681,83±319,46	264,58±271,41	27,68±27,02
9	4	524,5±269,87	53±44,59	4,97±4,13
10	0			
11	1	767	102	6,94
12	1	314	148	10,08

### 6.3 - Conclusioni

I metodi di marcatura e ricattura sono stati ampiamente usati per la stima dell'accrescimento delle aragoste in ambiente naturale (Wahle et al., 2006), ma in generale pochi studi si sono focalizzati sul genere *Palinurus*. I risultati riportati in questo capitolo rappresentano una dei pochi studi intrapresi in ambiente mediterraneo.

Da questa ricerca risulta che l'accrescimento degli esemplari di *P. elephas*, marcati e ricatturati nella no-take area di Su pallosu e nelle zone commerciali ad essa circostante, è comparabile a quello riportato per le altre aree del bacino mediterraneo (Marin, 1985, 1987). In particolare il ciclo vitale (>15 anni), stimato attraverso i parametri di accrescimento della equazione di von Bertalanffy, è risultato simile a quello calcolato per gli esemplari della Corsica (Marin, 1987). Sebbene Marin (1987) notò che i parametri delle curve di crescita, derivati da studi di marcatura e ricattura, potessero essere sensibili al range di taglia e outliers nei dati utilizzati, l'accrescimento della specie in Sardegna e Corsica (ottenuti da differenti set di dati e da diverse metodologie di calcolo) non presenta alcuna differenza statistica.

In generale, l'analisi dei dati di accrescimento dell'aragosta rossa sarda indica un tasso di crescita maggiore per i maschi rispetto alle femmine (Follesa et al., 2007b). Questa differenza, già riportato in letteratura per la Spagna (Goni e Latrouite, 2005) e Corsica (Marin, 1987) appare più marcata una volta che viene raggiunta la maturità sessuale a circa 5-6 anni di età (Marin, 1985,1987; Goni et al., 2003a ; presente tesi). Un simile pattern, con un accrescimento minore nelle femmine rispetto ai maschi una volta raggiunta la maturità sessuale, è stato osservato anche nell'adulto dei congeneri *P. gilchristi* e *P. delagoae* (Groeneveld 1997, 2000). In genere, il raggiungimento della

maturità sessuale inibisce l'accrescimento più nelle femmine che nei maschi a causa del maggiore investimento riproduttivo, anche se un accrescimento più lento nelle femmine mature potrebbe essere anche spiegato da un periodo di intermista più lungo accompagnato da minore incremento alla muta (Groeneveld, 1997).

In accordo con i dati derivanti dalla Corsica (Marin, 1987) e dalle acque irlandesi (Mercer, 1973), *P. elephas* raggiunge delle taglie maggiori nelle acque atlantiche piuttosto che in quelle mediterranee; queste differenze di crescita, potrebbero essere spiegate dall'influenza delle temperature delle acque (Chittleborough, 1976). L'accrescimento è infatti soggetto ad una sostanziale modulazione a causa della variabilità ambientale. In particolare, la temperatura appare essere un singolare importante fattore ambientale attraverso il quale potrebbero essere spiegate variabilità regionali nell'accrescimento delle aragoste (Wahle et al., 2006). Non sorprende infatti, che l'assoluta influenza della temperatura sull'accrescimento sia evidente dove estremi termali sono raggiunti, come per esempio nell'Atlantico nord Occidentale all'interno del range geografico di *Homarus gammarus* (Wahle et al., 2006). Tuttavia, nonostante notevoli influenze ambientali possano essere riscontrate nella differente crescita delle stesse popolazioni appartenenti ad areali differenti, da molti Autori (Hunter, 1999; Goni e Latrouite, 2005) è sottolineato come le differenze tra l'accrescimento dell'aragosta rossa nell'Atlantico e nel Mediterraneo, finora registrate in bibliografia, dovrebbero essere prese con cautela, dal momento che la taglia massima raggiunta dalle aragoste appartenenti ad una popolazione sfruttata, in generale, potrebbe dipendere anche dal livello di sfruttamento a cui la popolazione è soggetta, dalla taglia del campione analizzato, oltre che dall'habitat e dalla profondità indagata (Goni e Latrouite, 2005)

Studi sulle specie di Palinuridi suggeriscono inoltre che la disponibilità trofica insieme ad altri fattori ambientali come i livelli di dissolvenza di ossigeno e la densità della popolazione siano importanti nel determinare differenti tassi di crescita registrati nelle diverse regioni (Newman e Pollock, 1974; Pollock, 1979, 1982,1991; McKoy e Esterman, 1981; Pollock e De Beyers, 1981). In generale ad alte densità di popolazione dovrebbe registrarsi una riduzione dei tassi di crescita in seguito a interazione sociali aggressive riguardo la disponibilità di cibo; un incremento della competizione influirebbe infatti sul tasso di consumo del cibo o il tasso di spesa energetica (Doherty, 1983; Jones, 1987; Forrester, 1990; Booth, 1995). Groeneveld (1993) suggerì che variazioni stagionali nella taglia media di *P. gilchristi* possano essere collegati a differenze nella disponibilità del cibo. In maniera simile a *P. gilchristi*, secondo Groeneveld (1997) meccanismi densità-dipendenti potrebbero influenzare l'accrescimento della specie dell'Africa sud orientale *P. delagoae*.

In controtendenza a quanto enfatizzato in bibliografia, l'incremento della biomassa registrato all'interno della no-take area di Su pallosu (Follesa et al., 2007a, 2008, 2011) non sembra aver determinato un aumento della competizione intraspecifica per le risorse limitate e un conseguente diminuzione dell'accrescimento. Bevacqua et al., 2010 registrarono infatti un incremento di 0.9 mm di LC per anno all'interno dell'area protetta contro un decremento di 0.6 mm nelle zone adiacenti di pesca. Ulteriori ricerche potranno aiutare a chiarire quali effetti abbiano influenzato l'accrescimento degli esemplari nelle due zone, alla luce anche del fatto che una differente percentuale di aragoste più grandi della taglia legale ( 90 mm di LC) sono state pescate nelle due zone (LT>90 mm: 33% all'interno dell'area e solamente 4 % nelle zone di pesca limitrofe, dove individui >100 m non sono stati pescati). Simili

risultati sono stati registrati anche nella riserva delle Isole delle Columbretes (Goni et al. 2003a), dove i valori di fecondità per taglia della popolazione protetta sono risultati simili a quelli registrati da Mercer (1973) per una popolazione leggermente sfruttata delle acque irlandesi. Questi risultati andrebbero in controtendenza con la teoria evidenziata da Chlitteborough, 1976 secondo cui in zone a minore densità, dove la competizione per il cibo è limitata e gli esemplari hanno maggiore potenzialità di accrescersi, vengono raggiunte taglie di maturità sessuali tardive. Tuttavia, a favore dei risultati evidenziati, fattori come l'aumento della variazione delle fecondità tra femmine di grossa taglia e differenze numeriche nei campione esaminati potrebbero complicare i tentativi di comparare fecondità taglia-specifiche tra popolazioni differenti (Somers, 1991; Waddy e Aiken, 1991).

# CAPITOLO 7

## ***La riproduzione di Palinurus elephas***

### **7.1 - Introduzione**

Negli ultimi 20 anni, in risposta alle necessità scaturite dell'acquacoltura e da modelli di pesca sempre più sofisticati, oltre che alla richiesta di una sempre più approfondita conoscenza dell'auto-ecologia delle specie, si è registrato un incremento del numero degli studi sperimentali e in situ, volti ad ampliare la comprensione delle complessità della riproduzione delle aragoste. Dal momento che le aragoste sono oggetto di pesche molto redditizie, il raggiungimento della maturità sessuale e della fecondità, parametri base nello stima dello stato di sfruttamento di uno stock, hanno spesso rappresentato i punti cardine di numerose ricerche. Da questi studi è oggi diventato sempre più evidente che le aragoste hanno complessi comportamenti sociali e riproduttivi, dalla scelta del partner per l'accoppiamento alla competizione, che esiste una sottile interazione fra l'accrescimento e la produzione di uova, che vi possono essere influenze materne nella taglia delle uova e nella salute delle larve e, che anche la taglia dei maschi senza dubbio può influenzare la produzione larvale.

A dispetto dell'importanza che *P. elephas* riveste nella pesca del Mediterraneo, attualmente esistono pochi studi sulla sua riproduzione e capacità riproduttiva in genere (Campillo e Amadei, 1978; Campillo et al., 1979; Campillo, 1982; Marin, 1985; Marin, 1987; Goni et al., 2003a), parametri essenziali per una corretta e razionale

gestione della specie. La conoscenza della biologia riproduttiva rappresenta infatti uno dei principali punti di interesse nella formulazione delle pratiche gestionali per una specie sfruttata (Kao et al., 1999). In genere, l'essenza della gestione della pesca è quello di permettere uno sfruttamento dello stock che mantenga la capacità riproduttiva ad un livello tale da permettere ogni anno un adeguato reclutamento alla pesca (Chubb, 2000). Sebbene determinazioni macroscopiche della gonade possano permettere l'identificazione di molti stadi riproduttivi delle femmine e quindi la definizione della sua capacità riproduttiva, studi istologici addizionali possono fornire una più dettagliata informazione circa la sottostruttura cellulare e la loro prevalenza durante l'intero ciclo riproduttivo. A questo scopo in questa tesi viene investigato in maniera dettagliata lo sviluppo oocitario della gonade attraverso metodi istologici che aiutino a capire meglio i processi di oogenesi e determinare quindi con maggiore affidabilità la strategia di deposizione di questa specie. Una volta definito ciò, in considerazione del fatto che la comprensione di come lo sfruttamento possa influenzare lo stock delle femmine ovigere e la produzione delle uova risulti essenziale nel management dello stock, si è cercato di ampliare la conoscenza sulla specie affrontando nuovi studi con particolare riferimento alla fecondità e produzione di uova di *P. elephas*. Alcuni parametri riproduttivi sono stati comparati per la no-take area di Su pallosu (catture con tramaglio) e zone soggetto a leggero sforzo di pesca (Teulada, catture con lo strascico) al fine di valutare quanto la selettività degli attrezzi e lo sfruttamento in genere possa influire nella stima dei parametri e del potenziale riproduttivo della specie.

## 7.2 - Materiali e metodi

I campioni di *P. elephas* sono stati raccolti durante pescate con reti da posta (tramaglio, maglia nominale da 50 a 73 mm) nella no-take area di Su Pallosu a profondità comprese tra 50 e 60 m e con reti a strascico in un'area sottoposta a un leggero sforzo di pesca (Teulada, Sardegna sud-occidentale) a 120-150 m di profondità, tra maggio 2010 e dicembre 2011.

In Tab. 7.1 viene riportato il prospetto del numero di individui campionati per attrezzo di pesca.

Tab. 7.1 - Numero di individui di *Palinurus elephas* campionati per sesso e per attrezzo.

Attrezzo	N individui	N femmine non ovigere	N femmine ovigere	N maschi
Tramaglio	59	30	20	9
Strascico	31	5	27	3
Totale	94	35	47	12

Per ciascun individuo sono state rilevate le principali biometrie ( LCS, in mm e LT, in cm), il peso totale (PT, in g), il peso delle gonadi (PG, in g) ed è stato determinato il sesso.

Porzioni di tessuto ovarico e testicolare sono state fissate in formalina al 5% tamponata con un tampone fosfato 0.1 M pH 7.4 per la successiva procedura istologica.

### Analisi istologica della gonade

- Dopo la fissazione i campioni sono stati lavati abbondantemente e disidratati nella scala ascendente degli alcoli (70° (2 passaggi da 30 minuti), 96° (1 h) e 100° (1h));
- Si è quindi proceduto al taglio dei preparati così inclusi (spessore delle fette di 3.5 µm) attraverso un microtomo rotativo (LKB, HistoRange);
- Le fette sono state quindi colorate, previo montaggio di esse su vetrino porta-oggetto, con due metodiche differenti:

- ematossillina di Harris-eosina (H&E): la prima colora in blu violaceo le componenti cellulari cariche negativamente come acidi nucleici, proteine di membrana, membrane cellulari e elastina che sono quindi dette basofile; la seconda colora in rosso rosato, le componenti cariche positivamente come molte proteine cellulari, le proteine mitocondriali, e le fibre collagene e i granuli eosinofili del citoplasma;
- la tricromica di Masson (TM), una tecnica che viene usata per mettere in evidenza particolari strutture quali tessuto connettivo, fibre collagene e strutture ricche di mucopolisaccaridi attraverso tre coloranti differenti: l'ematossillina che conferisce ai nuclei una tonalità quasi nerastra, la fucsina (acida, basofila) che colora il citoplasma in rosso più o meno vivo, il verde luce (basico, acidofilo) che dona alle fibre collagene ed alle proteine una colorazione verde (o in alternativa il blu di anilina che colora di blu). Funziona da mordente, per il verde luce, l'acido fosfomolibdico.
- Le sezioni di tessuto colorate sono state successivamente disidratate (a partire dall'alcool 50° fino a quello assoluto) e chiarificate in Histolemon (sostituto naturale dello Xilene) e infine montate in Eukitt.

### **Scala di maturità sessuale della gonade femminile**

Attraverso l'osservazione macroscopica e microscopica dell'apparato riproduttore è stata stilata una scala di maturità sessuale per le femmine di aragosta rossa. Lo stadio di maturità ovarica è stato osservato sulla base di diverse caratteristiche macroscopiche quali il volume occupato dalla gonade all'interno della cavità cefalotoracica, la colorazione dell'ovario, la presenza di uova visibili ad occhio nudo e

l'estensione della gonadi nei segmenti addominali, mentre la scala microscopica sulla base delle differenti proporzioni di oociti nelle differenti fasi di sviluppo istologico.

Relativamente alle femmine ovigere, invece, le uova esterne sono state rimosse dai pleopodi. E' stato quindi rilevato il loro peso totale (PU, in g) e successivamente prelevato un sub campione di circa 1 grammo per la stima della fecondità.

Il periodo di spawning è stato determinato attraverso tre metodi:

- l'analisi dello sviluppo temporale degli ovari nelle femmine;
- l'evoluzione dei cambiamenti temporali dell'indice gonado-somatico (IGS) inteso come rapporto percentuale tra il peso della gonade ed il peso corporeo ( $IGS = PG \cdot 100 / PT$ );
- i cambiamenti temporali nella composizione delle femmine ovigere.

### **Taglia di maturità**

Per gli individui di sesso femminile è stata stimata la taglia di maturità fisiologica (o la taglia alla quale gli ovari sono in sviluppo o in stadio più avanzato durante il periodo riproduttivo) e la taglia di maturità funzionale (o la taglia alla quale le femmine partecipano al processo riproduttivo e depongono le uova fecondate). La taglia alla quale il 50% delle femmine portanti uova esterne (L50) è stata utilizzata per definire la taglia media di maturità funzionale (Marin, 1987; MacDiarmid 1989; Minagawa, 1997; Goni et al., 2003a). E' stata determinata la proporzione (M) di femmine ovigere per classi di taglia a 5 mm di LCS e successivamente fittata secondo un modello logistico:

$M = 1 / (1 + \exp(a + b \cdot LCS))$ , dove a e b sono i parametri della funzione logistica e  $L50 = -a/b$  (Sparre e Venema, 1992).

Dove a e b sono delle costanti.

### **Stadio e taglie delle uova**

Lo stadio delle uova è stato determinato in accordo alla scala a tre stadi di Beyers e Goosen (1987) (vedi Risultati). Un sub-campione di uova di tutte le femmine campionate è stato prelevato, fissato in formalina tamponata al 5%, osservato, contato allo stereomicroscopio e fotografato con l'ausilio di una camera digitale. Successivamente ciascun uovo è stato misurato (in mm) mediando il diametro minimo e massimo. La relazione tra la taglia delle uova e la taglia degli individui (LCS) è stata osservata attraverso un'analisi di regressione (Zar, 1999). Sono state inoltre osservate eventuali differenze tra le taglie medie delle uova a differenti stadi di sviluppo (ANOVA, t-test) per attrezzi combinati e separati.

### **Relazione taglia-fecondità**

La fecondità è stata definita come il numero di uova attaccate ai pleopodi degli individui di sesso femminile. La fecondità potenziale assoluta è stata stimata per i clutches di uova negli 3 stadi di sviluppo e i parametri della funzione che lega la fecondità con la taglia corporea sono stati ottenuti, invece, attraverso un'analisi di regressione lineare predittiva (Zar, 1999).

### **Potenziale riproduttivo**

Nel presente studio sono state considerate tre misure di potenziale riproduttivo.

In primo luogo, le stime di fecondità media per classe di taglia, la curva di maturità funzionale e la struttura di taglia della popolazione femminile sono stati utilizzati per calcolare il **potenziale riproduttivo relativo (PRR)** per classe di taglia  $i$  della popolazione di *P. elephas* esclusivamente nella riserva di Su Pallosu:

$$PRR = M_i * F_i * C_i$$

Dove  $M_i$  è la proporzione delle femmine mature nella classe  $i$ ,  $F_i$  è la fecondità media individuale per classe di taglia  $i$  e  $C_i$  è la proporzione delle femmine per classe di taglia  $i$  (Kanciruk e Herrnkind, 1976; Hobday e Ryan, 1997; Tully et al., 2001).

In secondo luogo è stato stimato il **contributo di ciascuna classe di taglia alla produzione di uova (E)**:

$$E: 100*(PRR_i/\Sigma RPR_i)$$

Dove  $PRR_i$  rappresenta il PRR per classe di taglia  $i$  e  $\Sigma RPR_i$  la sommatoria degli PRR per classe di taglia  $i$ .

In terzo luogo è stato stimato l'**indice di spawning potenziale ISP** (Morgan et al., 1982) modificato, per valutare il potenziale riproduttivo in popolazioni di aragosta rossa non sottoposta a sforzo di pesca. L'indice di spawning potenziale (ISP) è stato calcolato utilizzando le catture per unità di sforzo (CPUE) delle femmine mature inteso come un indice di abbondanza e la fecondità media individuale della popolazione:

$$ISP=F*CPUE$$

Dove  $F$  è la fecondità media delle femmine mature nella popolazione e  $CPUE$  è la cattura media in un tramaglio standard di 500 m.

## 7.3 -Risultati

### **Descrizione macroscopica dell'apparato riproduttore femminile**

Gli ovari dell'aragosta rossa sono situati in posizione medio-dorsale sull'intera lunghezza cefalotoracica, in entrambi i lati dell'epatopancreas e presentano una caratteristica forma ad "H" tipica dei crostacei decapodi con le braccia anteriori e posteriori che si proiettano rispettivamente nella regione cefalica e nei segmenti addominali.

Le femmine analizzate hanno mostrato un range di taglia compreso tra 61.6 e 113.4 mm di LCS (media $\pm$ DS, 82.9 $\pm$ 10.4), per un peso corrispondente a 110 e 1153 g (media $\pm$ DS, 468.4 $\pm$ 202.8).

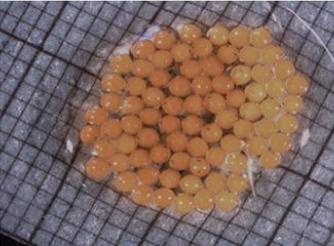
Gli ovari hanno mostrato intensità di colori variabili dal bianco latte a differenti tonalità di arancio e rosso mattone. La lunghezza della porzione posteriore dell'ovario destro / sinistro ha variato con lo sviluppo ovarico, raggiungendo il primo o il secondo segmento in dipendenza della maturità ovarica. Sulla base di queste caratteristiche macroscopiche è stata stilata una scala di maturità sessuale visibile in Tab. 7.2

Tab. 7.2 - Scala di maturità sessuale delle femmine di *Palinurus elephas*.

Stadio	Descrizione	Immagine
Immature	Ovari bianchi e sottili che non raggiungono il primo segmento addominale. Gameti non visibili ad occhio nudo (LCS 61.6-79.5 mm).	
Developing	Ovari turgidi di colore giallo chiaro e di aspetto granulare che si estendono fino al primo segmento addominale (LCS 64-110.8 mm).	
Maturing	Ovari giallo ocra - arancio chiaro di aspetto granulare con oociti visibili. La gonade occupa ¼ della cavità cefalotoracica (LCS 71-82 mm).	
Mature	Ovari arancio che occupano più del 50% della cavità cefalotoracica e si estendono dal primo al secondo segmento addominale. Ciascun lobo ovarico presenta molte circonvoluzioni (LCS 75.3-84.6 mm).	
Spawning	Ovari arancio scuro che occupano ¾ della cavità cefalotoracica e sono più circonvoluti. Nella porzione terminale dell'estensione addominale sono visibili uova traslucide. Il muro ovarico è sottile e molto fragile (LCS 71.1-83.5 mm).	
Post-spawning e recuperation	Ovari spenti e flaccidi con residui di uova arancio scuro. Il colore varia dal giallo chiaro al giallo ocra. Tipico delle femmine ovigere (LCS 63.6-113.4 mm).	

Lo sviluppo delle uova esterne è stato descritto attraverso tre stadi sulla base di differenti caratteristiche macroscopiche quali la colorazione delle uova e la presenza/assenza di occhi (Tab. 7.3).

Tab. 7.3 - Scala a tre stadi delle uova esterne delle femmine di *Palinurus elephas*.

<p><b>Stadio 1:</b> uova di colore arancio intenso, embrione non visibile ad occhi nudo.</p>		
<p><b>Stadio 2:</b> uova di colore arancio-bruno, embrione non visibile ad occhio nudo, ma solo allo stereomicroscopio (occhi di piccole dimensioni).</p>		
<p><b>Stadio 3:</b> uova brune a causa del riassorbimento del vitello con occhi ben visibili anche ad occhio nudo. Raggiungono diametri massimi.</p>		

Differenti fasi di sviluppo embrionale delle uova in stadio 3 con completo assorbimento del tuorlo (3) fino alla schiusa del fillosoma (4) di *P. elephas* sono visibili in Fig. 7.1.

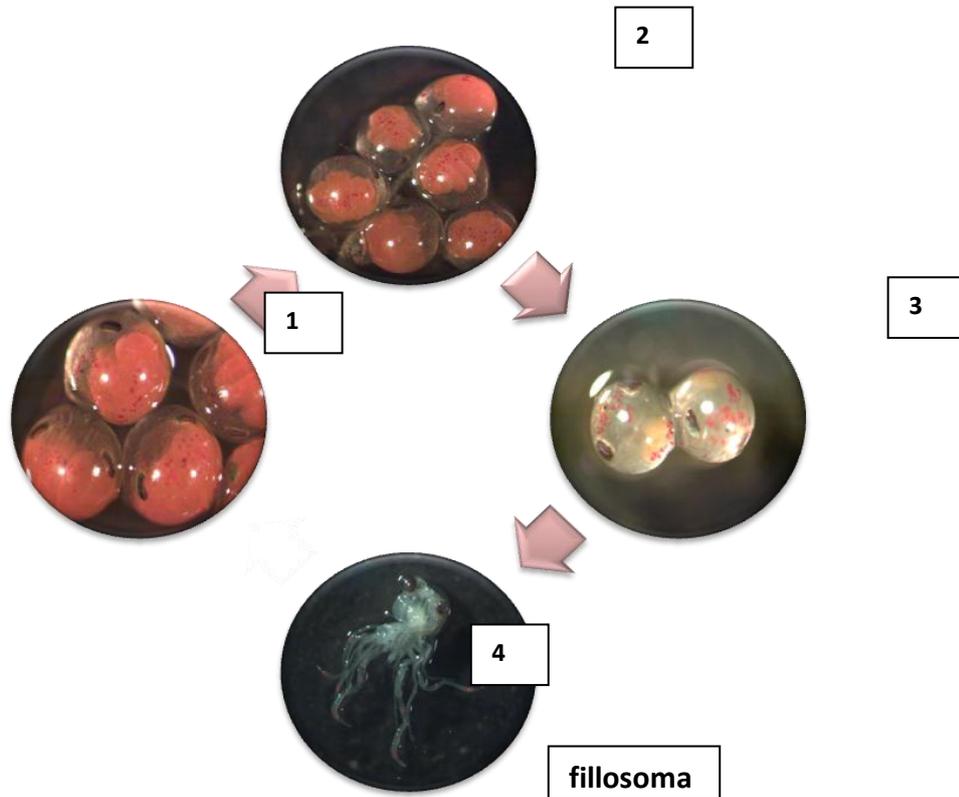


Fig. 7.1 - Differenti fasi di sviluppo delle uova in stadio 3 in *Palinurus elephas*. 1 e 2, uova con tuorlo visibile; 3, uova con il completo riassorbimento del tuorlo e pigmentazione rossa visibile; 4, fillosoma.

## Oogenesi

L'analisi delle sezioni istologiche dell'ovario di *P. elephas* ha permesso di suddividere l'oogenesi in 7 stadi:

1. Early primary oocyte;
2. Late primary oocyte;
3. Primary vitellogenic oocyte;
4. Early secondary vitellogenic oocyte;
5. Late secondary vitellogenic oocyte;
6. Hyaline oocyte;
7. Atretic oocyte.

**Early primary oocyte (EPO):** oociti di piccole dimensioni, rotondi con un limitato citoplasma omogeneo e basofilo. Il nucleo è di grosse dimensioni e occupa quasi totalmente la superficie dell'oocita (Fig. 7.2).

**Late primary oocyte (LPO):** Il citoplasma ed il nucleo incrementano in diametro. Il citoplasma perde pian piano la sua basofilia e incomincia ad essere colorato debolmente dall'ematossilina (Fig. 7.2a).

**Primary vitellogenic oocyte (PVO):** l'oocita presenta un citoplasma leggermente più acidofilo rispetto allo stadio precedente. I nucleoli sono localizzati vicino alla membrana nucleare la quale è caratterizzata da una forma irregolare. È possibile osservare 4 differenti componenti: la zona radiata (ZR) che appare come una banda omogenea attorno all'oocita, le inclusioni lipidiche (IL) che hanno un aspetto di vacuoli e gli alveoli corticali (AC) e le cellule follicolari (CF). Questo stadio, presente con elevate frequenza, segnala la prima fase di maturazione ovarica (Fig. 7.2b).

**Early secondary vitellogenic oocyte (ESVO):** l'ooocita è caratterizzato da un accumulo di piccole inclusioni di tuorlo (Y) nella periferia del citoplasma. Tali inclusioni gradualmente si diffondono nel citoplasma fino a svilupparsi centripetamente. L'accumulo centrale di sfere di vitello proteico spostano gli alveoli corticali alla zona periferica del citoplasma. Le inclusioni di tuorlo occupano approssimativamente meno del 50% del volume cellulare (Fig. 7.2c).

**Late secondary vitellogenic oocyte (LSVO):** l'ooocita è caratterizzato da un aumento considerevole del suo diametro ed è caratterizzato da citoplasma omogeneo. In questo sottostadio è difficile distinguere le diverse inclusioni citoplasmatiche, le quali sono fuse tra loro e di colore molto simile. Le inclusioni di tuorlo occupano approssimativamente più del 50% del volume cellulare e la loro presenza indica un imminente periodo di spawning (Fig. 7.2d).

**Hyaline oocyte (HO):** l'ooocita aggiunge il pieno della maturità. A questo sottostadio inizia la fase di idratazione con un rapido assorbimento del fluido dall'ooocita e la coalescenza delle gocce di vitello proteico delle inclusioni citoplasmatiche. Il risultato è un citoplasma completamente occupato da vacuoli di tuorlo. Poco prima della deposizione, il volume oocitario aumenta fino alla rottura del follicolo. Dopo l'ovulazione i residui cellulari permangono nell'ovario e vengono sottoposti ad un processo di regressione che produce una nuova struttura (follicoli post ovulatori, POF) (Fig. 7.2e,f).

**Atretic oocyte (AO):** l'ooocita vitellogenico che permane dopo l'ovulazione mostra una forma irregolare e granulare e poi degenera. L'atresia si manifesta con una disorganizzazione del citoplasma ed una rottura del nucleo (negli stadi meno avanzati dotati di nucleo) (Fig. 7.2g).

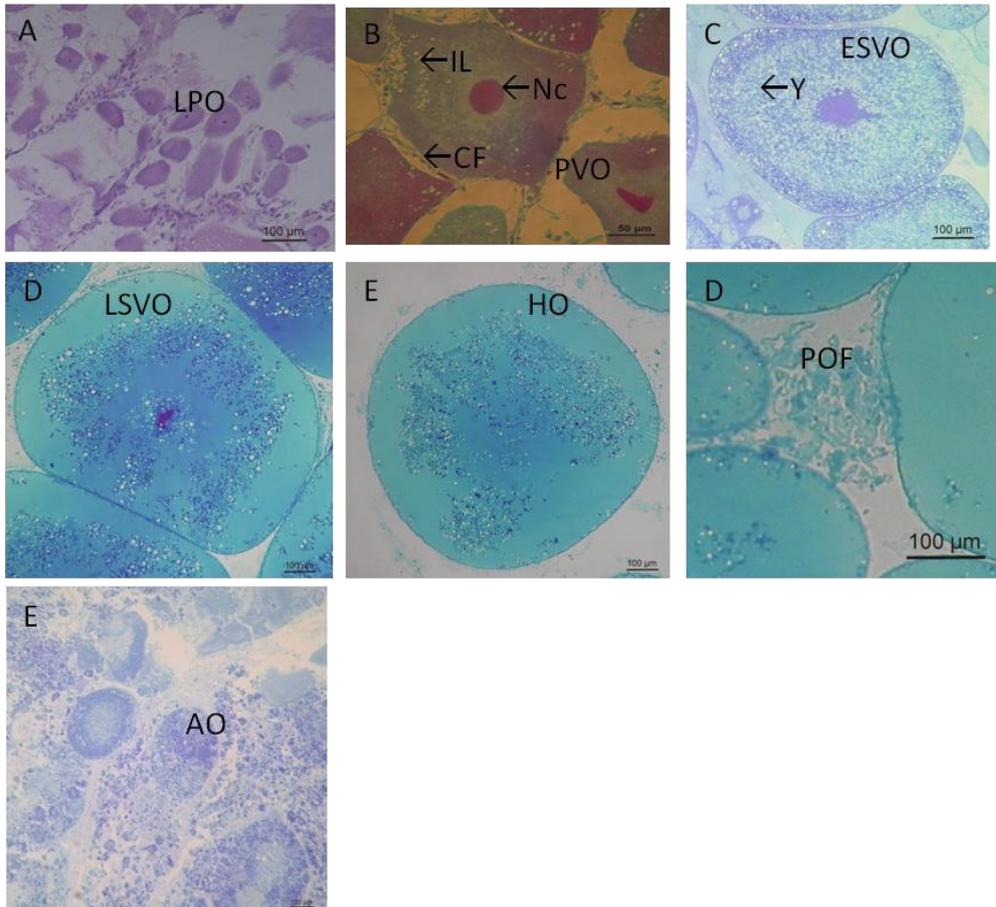
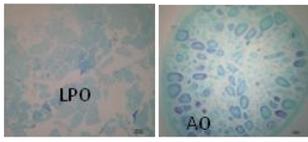
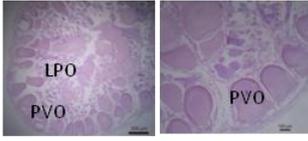
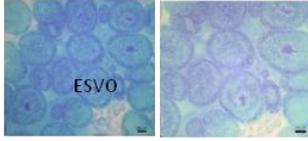
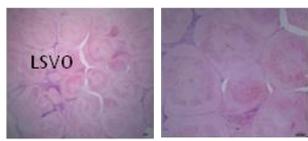
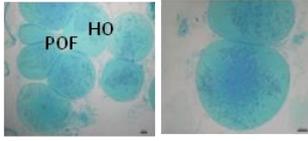
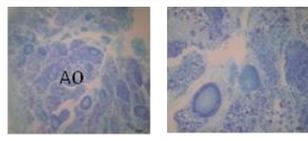


Fig 7.2 - Sezioni istologiche degli ovari di *Palinurus elephas*. A, Late primary oocyte (LPO), H&E; B, Primary vitellogenic oocyte (PVO): NC, nucleoli, CF, cellule follicolari, IL, inclusioni lipidiche, TM; C, Early secondary vitellogenic oocyte (ESVO) TM; D, Late secondary vitellogenic oocyte (LSVO), TM; E, Hyaline oocyte (HO), TM; F, Follicoli post-ovulatori (POF), TM; G, Atretic oocyte (AO), TM.

Sono state osservate 6 fasi durante il ciclo di sviluppo ovarico, ciascuna delle quali è stata determinata sulla base della frequenza dei differenti sottostadi e la presenza di POF e oociti atresici. Gli oogoni e gli oociti in previtellogenesi sono stati riscontrati in tutte le fasi di sviluppo (Tab. 7.4).

Tab.7.4 - Fasi di sviluppo microscopico delle femmine di *Palinurus elephas*.

Stadio	Descrizione	Immagine
Immature	Struttura ovarica omogenea essenzialmente composta da stroma, oogoni, oociti in previtellogeni (EPO e LPO). Occasionalmente nelle grandi femmine mature, gli ovari contengono oociti in vitellogenesi primaria che degenereranno (AO).	
Developing	Ovari che contengono esclusivamente oociti EPO e LPO e in vitellogenesi primaria (VPO). Parete ovarica spessa (PO).	
Maturing	Il tessuto ovarico contiene prevalentemente oociti in early secondary vitellogenesi (ESVO) con oociti EPO, LPO e VPO in ridotte quantità.	
Mature	Gli ovari sono dominati da oociti in late secondary vitellogenesi (LSVO), con VPO e oociti previtellogeni ancora presenti.	
Spawning	Il tessuto ovarico è costituito prevalentemente da oociti ialini (HO), perfettamente sferici e idratati pronti per l'ovulazione e dispersi nello stroma ovarico. Follicoli post-ovulatori (POF) talvolta presenti in ridottissime quantità.	
Post-spawning e recuperation	Presenza di oociti atresici in vari stadi di degenerazione e POF. L'atresia segnala la fine della stagione riproduttiva e l'inizio della fase di recupero.	

### Periodo riproduttivo

L'evoluzione mensile dell'indice gonado-somatico analizzato per la popolazione femminile ha messo in evidenza un incremento dei valori percentuali di IGS a partire da maggio (IGS %, media±DS: 1.31±0.64), mese in cui sono state osservate le prime femmine pienamente mature, per poi raggiungere un valore massimo a luglio (IGS %, media±DS: 3.69±2.04), indicato come picco riproduttivo dell'aragosta rossa. A partire dal mese di ottobre (IGS %, media±DS: 0.72±0.25), i valori si sono ridotti notevolmente rimanendo stabili fino al mese di novembre (IGS %, media±DS: 0.63±0.22). Da dicembre e gennaio infine si è osservato un lieve incremento dei valori medi (dicembre IGS %, media±DS: 0.99±0.12; gennaio IGS %, media±DS: 0.97±0.41) indice dell'inizio del ciclo maturativo che continua poi nel mese di gennaio e oltre (Fig. 7.3).

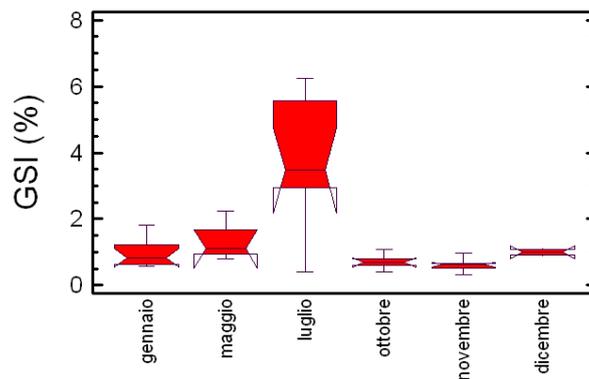


Fig. 7.3 - Evoluzione mensile dell'Indice gonadosomatico (IGS) nelle femmine di *Palinurus elephas*.

L'analisi temporale della frequenza degli stadi di maturità ovarica ha confermato pienamente i risultati dell'indice gonadosomatico. Nel mese di maggio, infatti appaiono le prime femmine in fase di maturazione (stadio 3) e quelle mature (stadio 4). Tale percentuale aumenta nel mese di giugno con la presenza di femmine pronte per l'ovulazione (stadio 5). Tuttavia, il picco massimo di femmine in spawning, si è osservato, nel mese di luglio. A partire dal mese di settembre fino a gennaio si sono

osservate, invece, elevate percentuali di femmine con ovari in post deposizione (stadio 6) (Fig. 7.4).

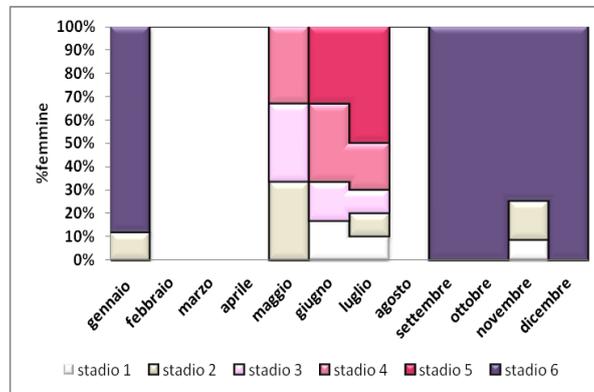


Fig. 7.4 - Evoluzione temporale degli stadi ovarici in *Palinurus elephas*.

Le femmine ovigere analizzate (N=47) sono state rinvenute a partire dal mese di settembre (inizio della deposizione) fino al mese di gennaio (schiusa dell'uovo). I mesi di settembre ed ottobre sono risultati caratterizzati da femmine portanti uova ancora immature di stadio 1. A novembre il 50% delle femmine, invece, portava ancora uova di stadio 1, mentre il restante 50% di uova erano in uno stadio più avanzato (stadio 2). A dicembre il 58% delle femmine ovigere portava uova in stadio 2 ed il restante 42% uova completamente sviluppate (stadio 3), mentre a gennaio più del 90% delle femmine ovigere presentavano uova completamente sviluppate con una ridottissima percentuale di fillosomi (2%) (Fig. 7.5A,B).

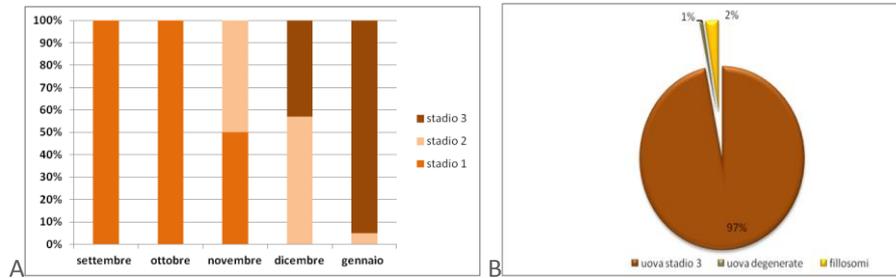


Fig. 7.5 - A, Evoluzione mensile dello sviluppo delle uova esterne; B, percentuale di uova di stadio 3, uova degenerate e fillosomi nei clutches di uova delle femmine catturate a gennaio.

Lo sviluppo delle uova esterne nelle due aree di indagine (sud-occidentale, Teulada e centro-occidentale, Su pallosu) ha mostrato, tuttavia, una lieve anticipazione nello sviluppo delle uova nell'area più meridionale di Teulada (Fig. 7.6A) nel mese di Novembre con una più elevata percentuale di femmine con uova in stadio 2 rispetto alla riserva di Su Pallosu (Fig. 7.6B).

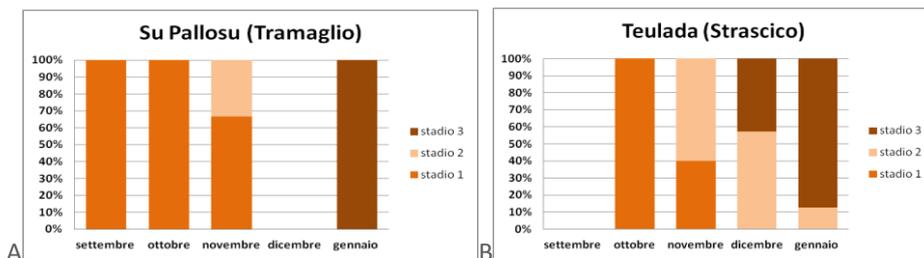


Fig. 7.6 - Andamento mensile dello sviluppo delle uova esterne di *Palinurus elephas* (B) nella Riserva di Su Pallosu (A) e nell'area di Teulada.

### Sviluppo delle uova

Le uova nei differenti stadi di sviluppo hanno mostrato un incremento in diametro dalla stadio 1 allo stadio 3, statisticamente significativo (ANOVA test F-ratio =251.84; p-value=0.00) (Tab. 7.5, Fig. 7.7).

Tab. 7.5 - Diametri minimi, massimi e medi delle uova nei tre stadi di sviluppo in *Palinurus elephas*.

	N uova misurate	Diametro min e max	Media±DS
<b>Stadio 1</b>	1278	0.95-1.30	1.14±0.06
<b>Stadio 2</b>	454	0.92-1.30	1.14±0.09
<b>Stadio 3</b>	847	1.02-1.35	1.20±0.06

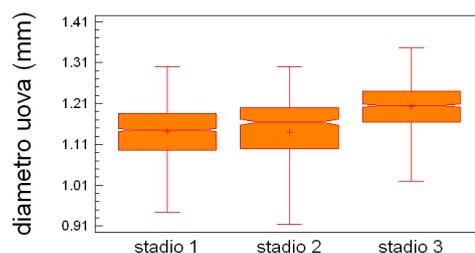


Fig. 7.7 - Cambiamenti del diametro (mm) nei tre stadio di sviluppo delle uova esterne di *Palinurus elephas*. Il confronto a coppie ha messo in luce differenze statisticamente significative tra tutti gli stadi di sviluppo (Tab. 7.6).

Nello specifico però, il confronto statistico a coppie tra lo stadio 1 e 2 non ha evidenziato alcuna differenza statisticamente significativa, mentre ha messo in luce differenze significative con lo stadio 3 (Tab. 7.6).

Tab. 7.6 - Test statistico a coppie (p-value) nei tre stadio di sviluppo delle uova. \* Denota differenze statisticamente significative.

<i>t-test</i>	Stadio 1	Stadio 2	Stadio 3
Stadio 1		0.84	0.00*
Stadio 2	0.84		0.00*
Stadio 3	0.00*	0.00*	

Il confronto tra i diametri delle uova per stadio di sviluppo delle femmine ovigere catturate nelle due aree oggetto di studio (Su pallosu e Teulada) ha messo in evidenza che, nonostante il diametro medio delle uova di stadio 1 e 3 differisca leggermente, con un diametro medio maggiore nelle uova appartenenti alla popolazione campionata nella

riserva di Su Pallosu, non sono state ritrovate differenze statisticamente significative (ANOVA test,  $p\text{-value} > 0.05$ ) (Fig. 7.8A,B).

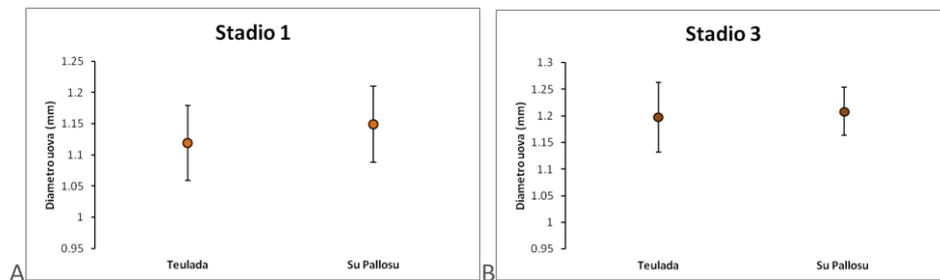


Fig. 7.8 - Diametri medi delle uova di stadio 1 (A) e 3 (B) nell'area di Teulada e nella riserva di SuPallosu.

Considerando la taglia delle uova (diametro medio) e la taglia del corpo (LCS) di tutte le femmine ovigere campionate (nelle differenti fasi di sviluppo delle uova), non è stata osservata alcuna relazione che leghi questi due parametri ( $F\text{-ratio}=0.020$ ,  $p\text{-value}=0.6598$ ) (Fig. 7.9).

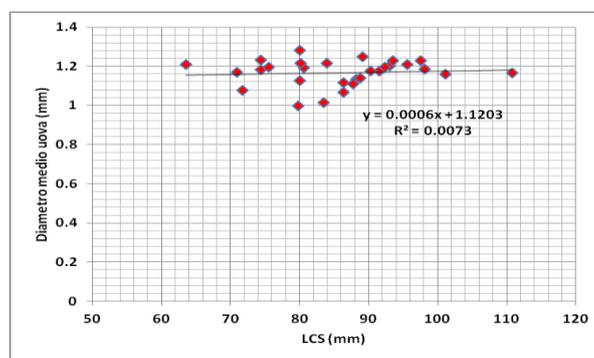


Fig. 7.9 - Relazione tra taglia corporea (LCS) e taglia delle uova (diametro medio) di *Palinurus elephas*.

Andando però ad analizzare la relazione tra la taglia delle uova per stadio di sviluppo e la taglia del corpo è stato rinvenuto un trend positivo tra le uova di stadio 2 e la taglia corporea ( $F\text{-ratio}=267.84$ ,  $p\text{-value}=0.0037$ ). Gli altri stadi di sviluppo hanno

mostrato invece un'elevata variabilità individuale (stadio 1  $R^2=0.0047$ ; stadio 3  $R^2=0.0597$ )(Fig. 7.10).

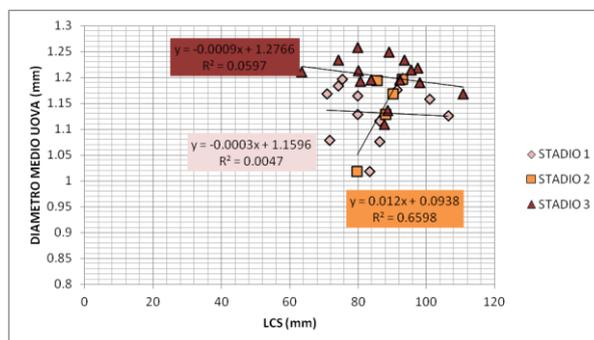


Fig. 7.10 - Relazione tra taglia corporea (LCS) e taglia delle uova (diametro medio) per stadio di sviluppo.

### Taglie di maturità

Le femmine mature hanno presentato un range di taglia compreso 71.1 e 84.6 mm di LCS con una taglia media di maturità funzionale di 77 mm di LCS. Le femmine ovigere, invece, hanno mostrato taglie variabili tra 63.6 e 113.4 mm di LCS (media $\pm$ DS, 86.8 $\pm$ 11 mm). Considerando la taglia regolamentare minima di cattura (MSL=90 mm di LCS), il 57.4% delle femmine ovigere presentavano una taglia inferiore ai 90 mm di LCS (Fig. 7.11).

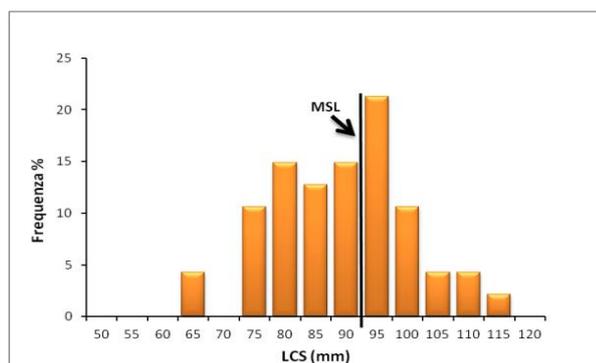


Fig. 7.11 - Distribuzione taglia-frequenza delle femmine ovigere di *Palinurus elephas*.

La suddivisione delle femmine ovigere per attrezzo (strascico, Teulada; tramaglio, Su Pallosu) ha permesso di mettere in evidenza una differente distribuzione

delle classi di taglia in termini di LCS. Lo strascico, infatti, ha selezionato individui esclusivamente di taglia medio-grande a partire dagli 80.1 mm di LCS fino alla femmina più grande campionata di 113.4 mm di LCS (media  $\pm$  DS 79.2  $\pm$ 9.34 LCS mm). L'andamento delle catture con il tramaglio invece ha mostrato una copertura quasi totale delle classi di taglia (63.6-98.1 mm LCS, media  $\pm$  DS 79.2  $\pm$ 9.34mm), con l'esclusione degli esemplari al di sopra dei 105 mm di LCS (Fig. 7.12).

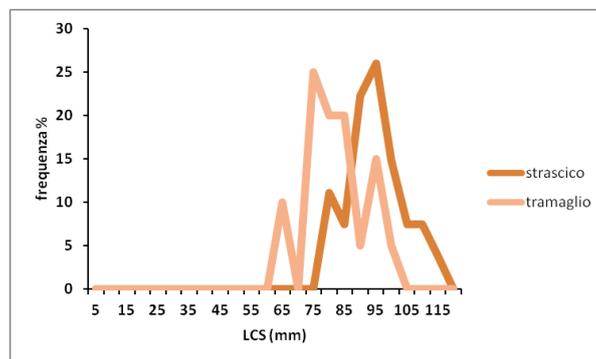


Fig. 7.12 - Distribuzione taglia-frequenza delle femmine ovigere di *Palinurus elephas*.

La taglia di maturità funzionale è stata stimata su un campione di 84 femmine catturate tra settembre e gennaio, 40 delle quali sono risultate essere ovigere. L50 è risultata di 85.1 mm di LCS (Fig. 7.13).

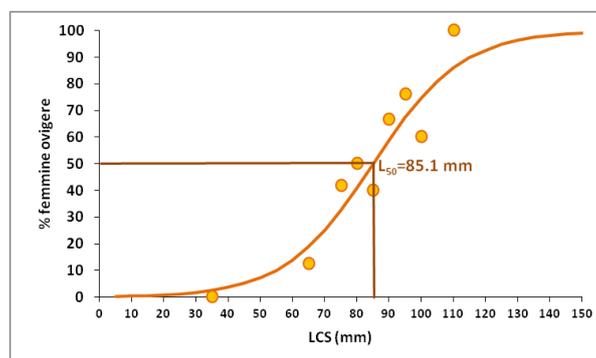


Fig. 7.13 - Taglia di maturità funzionale di *Palinurus elephas*.

### Relazione taglia-fecondità

I clutches di uova analizzate hanno presentato un peso compreso tra 13.53 e 128.1 g e la funzione potenziale che ha messo in relazione il peso totale delle uova e la taglia corporea (LCS) è risultata la seguente:  $PU=3E-06*LCS^{3.7251}$ ,  $R^2 = 0.72$  (Fig. 7.14).

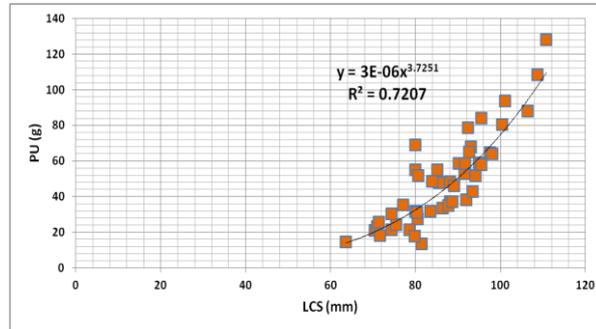


Fig. 7.14 - Relazione tra la taglia corporea (LCS) e il peso totale delle uova di *Palinurus elephas*.

L'analisi della fecondità è stata condotta considerando femmine ovigere con uova nei tre stadi di sviluppo che non hanno mostrato differenze statisticamente significativa nel numero di uova totale prodotto per classe di taglia (t-test,  $p\text{-value} > 0.05$ ).

Il numero totale di uova (fecondità) portate dalla femmina meno feconda e quella più feconda è risultato essere di 13964 e 134994 rispettivamente e una media ( $\pm DS$ ) di  $56079 \pm 28904$ . E' da considerare però una notevole variabilità nel numero di uova prodotte da femmine di taglia simile.

Anche Il numero di uova per clutch è risultato dipendente dalla taglia corporea (LCS, mm) (Fig. 7.15) in accordo alla seguente relazione lineare:  $F = 2350.5 * LCS - 147792$   $R^2 = 0.73$ .

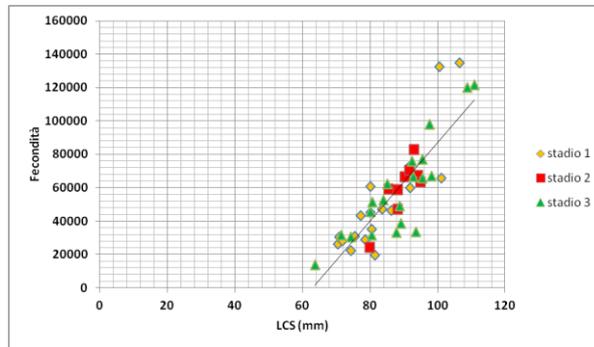


Fig. 7.15 - Relazione tra la taglia corporea (LCS) e la fecondità per stadio di sviluppo di *Palinurus elephas*.

Le relazioni taglia-fecondità per le due aree considerate (riserva non sfruttata e Teulada leggermente sfruttata), entrambi lineari, hanno mostrato differenze statisticamente significative (t-test, p-value=0.02) probabilmente imputabili al differente intervallo delle taglie selezionate dai due attrezzi. I campioni provenienti dalla zona di Teulada, pescati con lo strascico, infatti, hanno raggiunto taglie nettamente superiori (e pertanto anche fecondità più elevate) rispetto a quelli pescati nella riserva con il tramaglio (Fig. 7.16).

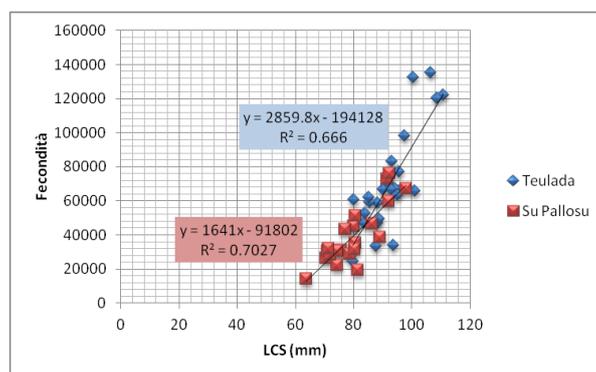


Fig. 7.16 - Relazione tra la taglia corporea (LCS) e la fecondità di *Palinurus elephas* per la riserva di Su Pallosu e Teulada.

In generale, la relazione tra taglia corporea e fecondità risulta lineare, con una tendenza a crescere all'aumentare della taglia, come osservato in altre aree del

Mediterraneo (Goni et al., 2003; Campillo, 1982; Marin, 1987) e dell'Atlantico (Mercer, 1973; Vasconcellos, 1960; Galhardo et al., 2006) (Fig. 7.17)

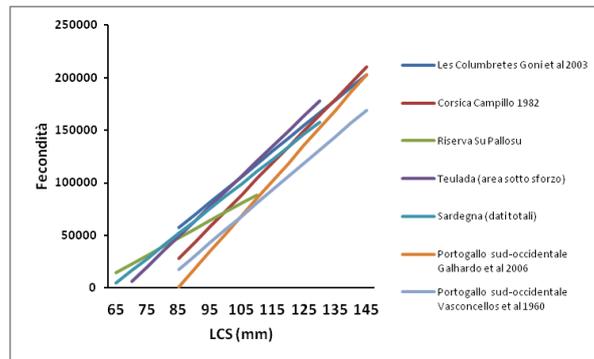


Fig. 7.17 - Comparazione delle relazioni taglia- fecondità per questo studio e le altre disponibili in letteratura.

L'analisi della relazione taglia- fecondità non ha messo in evidenza una segregazione delle taglie nei differenti mesi campionati. Ottobre e gennaio, mesi con una più elevata numerosità campionaria e caratterizzati rispettivamente da femmine con uova di stadio 1 e stadio 3, hanno mostrato catture di femmine appartenente a tutte le taglie (Fig. 7.18).

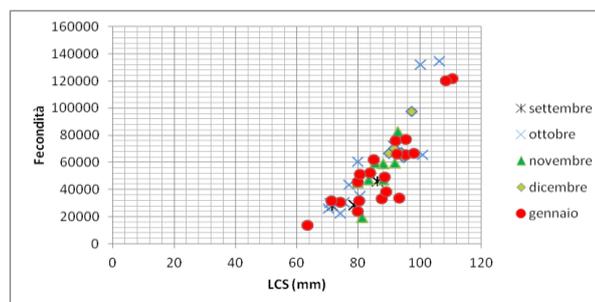


Fig. 7.18 - Relazione tra la taglia corporea (LCS) e la fecondità per mesi di *Palinurus elephas*.

Il numero di uova per peso corporeo ha, inoltre, variato tra 53.56 e 145.83 uova. La relazione tra questa variabile e la taglia corporea ha mostrato un trend statisticamente significativo ( $N \text{ uova}/\text{peso corporeo} = 0.0063LCS^2 - 0.2LCS + 67.817$ ,  $R^2 =$

0.18) mettendo in evidenza una massima fecondità relativa tra 105 e 110 mm di LCS  
(Fig. 7.19).

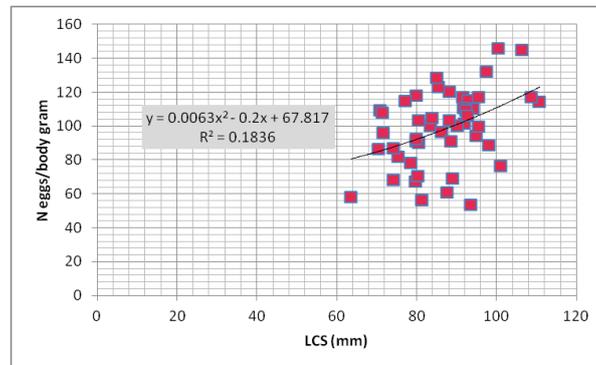


Fig. 7.19 - Relazione tra la taglia corporea (LCS) e N uova/peso corporeo di *Palinurus elephas*.

## Potenziale riproduttivo

Considerando il potenziale riproduttivo relativo (PRR), stimato esclusivamente per la popolazione nella riserva di Su Pallosu, è emerso che il 76.4% delle femmine ovigere analizzate hanno mostrato una taglia inferiore a quella minima consentita dalla legge (MTL=90mm LCS) e contribuito alla produzione del 53.2% delle uova. Nello specifico, il 65% di PRR è provenuto dalle classi di taglia medie comprese tra 75 e 85 mm di LCS, mentre il maggiore PRR è stato attribuito alla classe 75 mm (26%). Per contro, la classe di taglia di 65 mm, nonostante sia risultata ben rappresentata nelle catture, ha contribuito in misura minore nella produzione di uova (1.6%). Oltre la taglia minima consentita, invece, la produzione di uova è risultata pari al 23.6% con una maggiore PRR per la classe di 100 mm di LCS (Fig. 7.20)

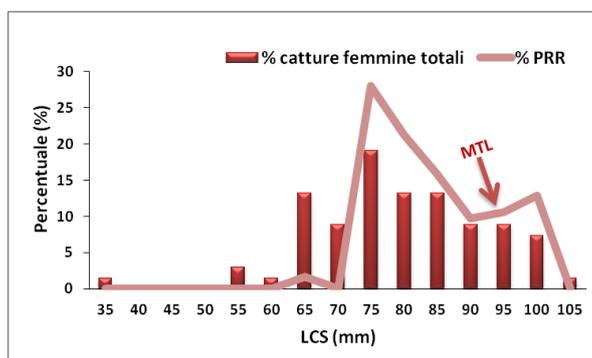


Fig. 7.20 - Distribuzione taglia-frequenza e Potenziale Riproduttivo Relativo (PRR) delle femmine di *Palinurus elephas* nella Riserva di Su Pallosu. MTL = minima taglia legale.

L'indice di spawning potenziale (ISP), che ha preso in considerazione la CPUE (1.8 femmine ovigere catturate in un tramaglio standard di 500 m), la fecondità media (39471 uova) per la popolazione di Su Pallosu è risultata di 69552 uova per unità di sforzo. In Tab. 7.7 è possibile confrontare l'ISP della Riserva di Su Pallosu con quelli di altre aree del Mediterraneo.

Tab. 7.7 - Indice potenziale di spawning (ISP) di *Palinurus elephas* nel presente lavoro e in altre aree del Mediterraneo.

	Riserva di Su Pallosu	Riserve delle Columbretes (WM) <sup>1)</sup>	Isola di Maiorca (WM) <sup>2)</sup>	Corsica [completamente sfruttata] <sup>3)</sup>	Corsica [leggeremente sfruttata] <sup>4)</sup>
Taglia media delle femmine ovigere	80.0	120.5	99.4	98.9	98.9
Fecondità media	39471	99,882	81,880	67,188	67,188
CPUE	1.8	18.8	2.7	1.4	5.0
ISP	69,552	1,389,559	163,597	69,607	248,596

1) Goni et al., 2003a; 2) Goni et al., 2003a; 3) Campillo, 1982; 4) Campillo, 1982.

## Maschi

I maschi di *P. elephas* presentano due testicoli, dalla tipica forma ad “H” (Fig.7.21D), composti da lobi multipli, costituiti a loro volta da tubuli seminiferi, e vasi deferenti che portano ad un paio di gonopori presenti nella coxa del quinto pereopode.

Gli individui analizzati di aragosta rossa hanno mostrato un intervallo di taglia compreso tra 65.8 e 143.8 mm di LCS.

L’osservazione macroscopica dell’apparato riproduttore maschile non ha reso possibile la distinzione di stadi di maturità, in quanto le uniche modificazioni osservabili sono state i cambiamenti (poco evidenti) nel volume della gonade.

A livello istologico, invece, sono stati riscontrati importanti cambiamenti. Lo sviluppo riproduttivo inizia con un core centrale di cellule germinali simili a spermatogoni circondati da una guaina di cellule che potrebbero essere i precursori delle cellule di sostegno supportando l’accrescimento delle cellule germinali. I tubuli seminiferi negli stadi precoci della spermatogenesi sono rappresentati da un solido cordone di cellule, mentre negli stadi più avanzati, i tubuli sviluppano un lume ben evidente. Gli spermatozoi maturi sono aflagellati e sono impacchettati nei vasi deferenti (composti da un epitelio secretorio circondato da tessuto connettivo) all’interno di spermatofore, strutture specializzate che vengono trasportate all’interno della femmine per la

fecondazione. Tali strutture sono tubulari, attaccate ad una massa gelatinosa e consistono di una massa di spermatozoi ricoperta con numerosi strati di tessuto.

In Fig. 7.21 è possibile osservare le immagini relative ai testicoli (A) e i vasi deferenti (B) di individui giovanili e sub-adulti e di individui adulti (C, D, E).

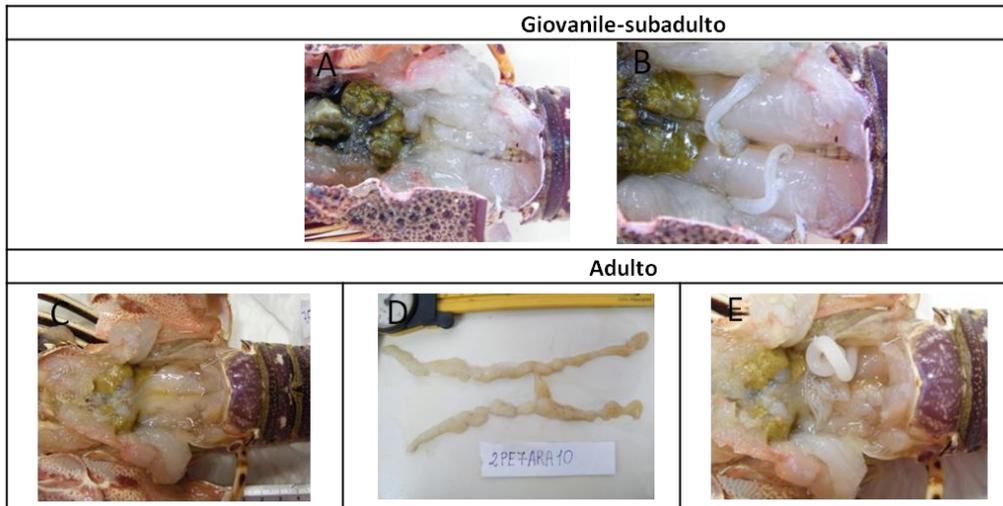


Fig. 7.21 - Testicoli e vasi deferenti di individui giovanili e sub-adulti (A e B) e di individui adulti (C, D, E).

Gli individui di ridotte dimensioni (LCS di 65.8 mm), considerati immaturi hanno presentato vasi deferenti completamente privi di spermatozoi all'interno di spermatofore (Fig. 7.22A). Gli individui analizzati nel periodo riproduttivo (a partire dal mese di maggio) e con LCS elevate (> 87.5mm) hanno mostrato, invece, vasi deferenti con spermatofore (sp) completamente riempite di spermatozoi maturi (spz) e testicoli costituiti da tubuli seminiferi in attiva spermatogenesi e con un lume ben evidente (Fig. 7.22 B,C). Individui di grosse dimensioni catturati, invece, in periodo post-riproduttivo (ottobre-novembre) hanno presentato testicoli con tubuli seminiferi semi-vuoti e vasi deferenti con spermatofore contenenti spermatozoi residui (Fig. 7.22D,E).

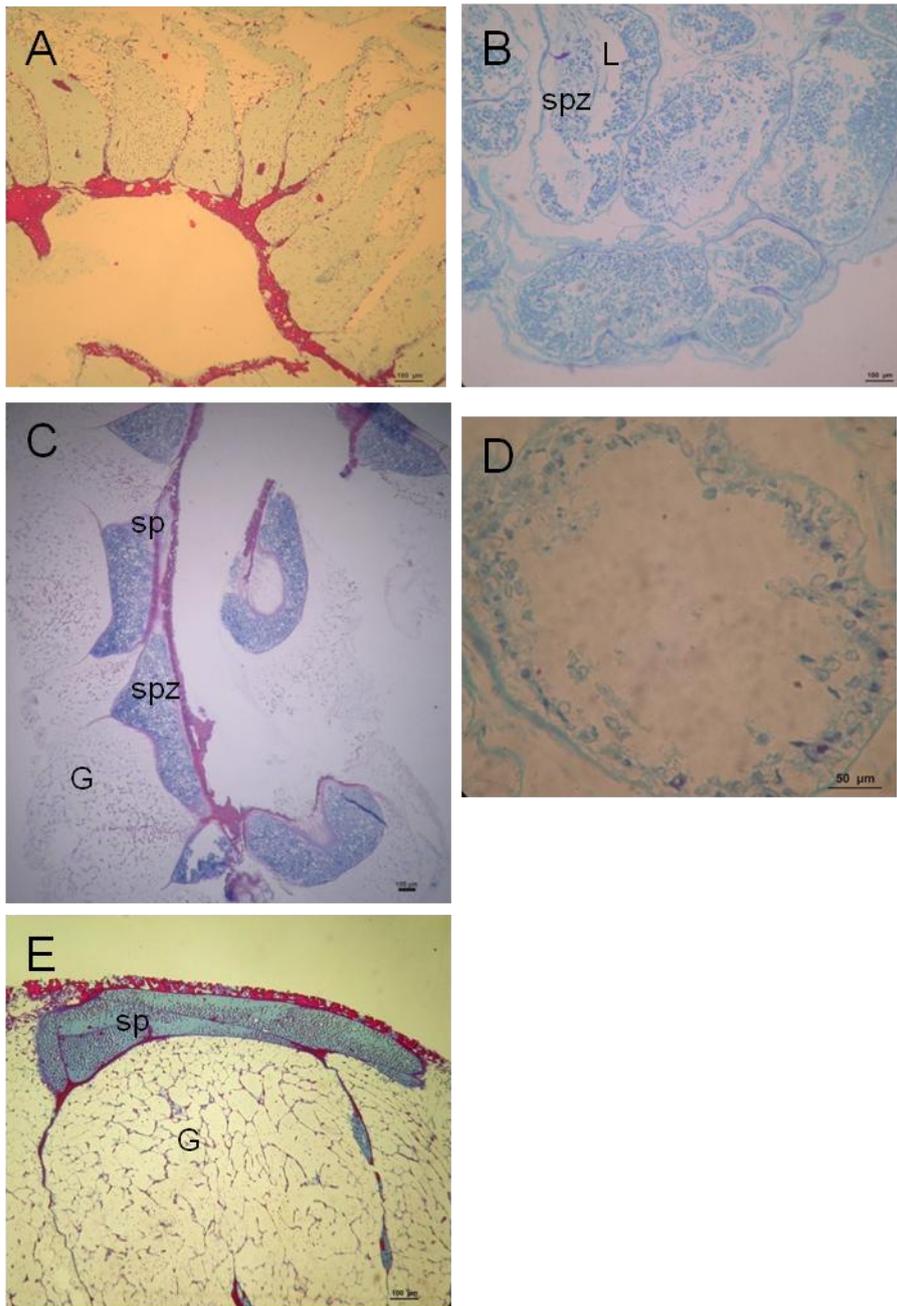


Fig. 7.22 - Sezioni istologiche dell'apparato riproduttore maschile di *Palinurus elephas*. A) vasi deferenti di un individuo immaturo. B) testicolo maturo, L= lume, spz: spermatozoi. C) vaso deferente di un individuo maturo, G: tessuto ghiandolare, spz: spermatozoi, sp: spermatofora. D) testicolo di un individuo in post-spawning. E) vaso deferente di un individuo in post-spawning.

## 7.4 - Conclusioni

La scala macroscopica di Marin (1987), quella attualmente più utilizzata negli studi riproduttivi di *P. elephas*, fu stabilita senza alcuna analisi istologica della gonade. Durante questo lavoro di tesi si è cercato di analizzare i differenti stadi di evoluzione gonadica attraverso una comparazione diretta dell'anatomia degli ovari con la loro istologia. La scala di maturazione gonadica ottenuta, frutto di un accordo fra stadi istologici e cambiamenti morfologici, rappresenta un'innovazione della scala gonadica di Marin (1987) che potrà essere utile nelle future ricerche. L'alta qualità dei dati ottenuti dagli studi istologici, in linea con quanto affermato da Rjeibi et al., 2010, sarà infatti importante per stabilire diversi parametri come la relazione stock-reclutamento e per indirizzare gli effetti della composizione dello stock parentale sul potenziale riproduttivo della popolazione (Chubb, 2000), elementi conoscitivi basilari e importanti per una gestione razionale dello stock.

Dai risultati dell'evoluzione temporale dell'indice gonado-somatico e delle percentuali degli stadi di sviluppo ovarico, il periodo riproduttivo di *P. elephas* nelle acque sarde inizia a maggio e termina a settembre, mentre l'incubazione delle uova si estende per circa cinque mesi (da settembre a gennaio inoltrato). Stesso pattern riproduttivo è stato descritto in *P. elephas* per le acque della Corsica (Campillo e Amadei, 1978; Campillo, 1982; Marin, 1985). La taglia media di maturità fisiologica, ossia la taglia in cui gli ovari vanno incontro a maturazione, è risultata di 77 mm di LCS in linea con quanto riportato per la stessa specie nella riserva delle Columbretes, nell'isola di Maiorca (Mediterraneo nord-occidentale, Goni et al., 2003a e Goni et al. – dati non pubblicati) ed in Corsica (Mediterraneo centro-occidentale, Marin, 1987). Questo dato potrebbe suggerire che in *P. elephas* la taglia di maturità fisiologica sia un parametro

costante nelle diverse aree del Mediterraneo occidentale nonostante le aragoste differiscano abbondantemente in densità (Goni et al., 2003a), anche se a maggiori latitudini, nel versante Atlantico, comunque, il valore tende ad essere maggiore (Bretagna, 95 mm di LC, Latrouite e Noël, 1997; Irlanda, 82 mm, Mercer, (1973)). A differenza della taglia di maturità fisiologica, quella di maturità funzionale, ossia la taglia in cui le femmine risultano mature e/o portano uova nell'addome, non è apparsa costante tra i diversi areali del bacino mediterraneo. Nelle acque sarde tale parametro è risultato essere piuttosto elevato (85.1 mm di LCS) in accordo con quanto stimato per la popolazione corsa (86 mm, Marin, 1987), ma totalmente differente da quanto osservato per la riserva delle Columbretes (77.2 mm di LCS, Goni et al., 2003) e per le acque Atlantiche (110 mm di LCS, costa sud occidentale del Portogallo Galhardo et al., 2006; 90-121 mm di LCS per le popolazioni nord europee, Hunter, 1999). L'estrema variabilità delle taglie di maturità funzionale, come già constatato anche per il raggiungimento delle taglie massime, potrebbe probabilmente scaturire da una diversificazione dei dati utilizzati (periodo di campionamento, numero e taglia degli individui e areale di pesca) per la loro stima (Chubb, 2000). Generalmente, le discrepanze tra le stime di maturità trovano una spiegazione nelle variazioni geografiche dei tassi di crescita, le quali dipendono dalla disponibilità di cibo, densità della popolazione o temperatura delle acque (Goni et al., 2003a) ma, nel caso specifico, è più probabile che le stime in letteratura varino come risultato dei differenti criteri utilizzati dai diversi Autori. Il campione di femmine ovigere nelle acque corse (Marin, 1987) fu campionato durante Settembre-Ottobre per un periodo di sette anni registrando il 42% di femmine con uova differentemente da quanto registrato nella riserva delle Columbretes nel survey di Settembre (84 %). Probabilmente il campione di Marin (1987)

non è sempre stato collezionato nel picco del periodo riproduttivo, in conseguenza del fatto che ritardi nel ciclo di maturazione delle uova possono essere riscontrati nelle fredde acque nel nord della Corsica (Annala, 1991; Waddy e Aiken, 1991; Chubb, 2000). Problematiche diverse, ossia relative alla selettività degli attrezzi di cattura, furono invece riscontrate nella valutazione delle maturità fisiologica di *Palinurus guttatus*: la maturità di 69 mm di LC calcolata per un piccolo campione di esemplari catturato con le nasse (Evans et al., 1995) ben differiva da quello calcolato (48 mm di LC) per un campione della stessa specie catturato, sempre in Florida, attraverso rilevamenti SCUBA (Sharp et al., 1997). Tali disuguaglianze potrebbero essere giustificate dall'elevata selettività delle nasse che probabilmente permise ad Evans et al. 1995 di campionare solamente grossi individui maturi con una conseguente sovrastima della taglia funzionale di maturità della specie. Effettivamente, una variabilità nella selettività degli attrezzi è stata registrata anche fra il campione catturato con lo strascico (area leggermente sfruttata) e tramaglio (riserva) nelle acque sarde: le femmine catturate con lo strascico apparivano più grandi e più feconde di quelle trovate nella riserva.

A dispetto di queste discrepanze appare comunque chiaro che nell'emisfero nord la specie *Palinurus* raggiunga una maturità a taglie maggiori che nell'emisfero Sud (Groeneveld et al., 2006).

La fecondità calcolata per *P. elephas*, variabile tra 13964 e 134994 (media di 53250.7) è risultata più bassa rispetto a quella riportata per la Riserva di Columbretes (NW Mediterraneo) e la Corsica (Campillo e Amadei, 1978). Tale differenziazione potrebbe essere attribuibile al fatto che la componente femminile della popolazione catturata alle Columbretes e in Corsica presenta un range di taglia e raggiunge taglie massime maggiori rispetto a quelle riscontrate nelle acque sarde (98.1 mm nella Riserva

di Su Pallosu e 113.4 mm a Teulada contro 135.5 mm della Riserva di Les Columbretes, Goni et al., 2003a). I bassi valori registrati nelle acque sarde potrebbero essere indice di un sfruttamento più elevato rispetto alle acque spagnole e corse. Pollock (1993) affermò infatti che alti tassi di sfruttamento possono portare ad un declino della fecondità nelle aragoste. Dati di catture di *Panulirus cygnus* effettuate a bordo di imbarcazioni commerciali tra gli anni '70 e '90 attestarono infatti una riduzione della taglia media delle femmine ovate da 97 mm di LC nel 1970 a 93 mm di LC nei primi anni 90, probabilmente attribuibile ad un concomitante effettivo incremento dello sforzo di pesca (George, 1958). Allo stesso modo nelle Hawaii, Polovina (1989), nel corso di 10 anni, registrò un significativo decremento della taglia delle femmine ovigere di *Palinurus marginatus* all' aumentare del tasso di sfruttamento. De Martini et al. (1992) suggerirono che il declino della taglia delle femmine mature nell'isola di Necker nell'Australia occidentale fu probabilmente dovuto all'alto tasso di deplezione della zona. In ogni caso entrambi le esperienze delle Hawaii e dell'Australia occidentale forniscono evidenze che riduzioni delle taglia delle femmine ovigere possono essere indotte da sovrasfruttamento degli stock di pesca (Chubb et al., 2000).

La conoscenza dell'impatto della pesca sulla produzione delle uova è, in realtà, cruciale per mantenere una pesca produttiva (Chubb et al. 2000) ed è sicuramente influenzata dal range di taglia delle femmine all'interno della popolazione analizzata (Lyons et al. 1981). Certamente la stima del contributo relativo delle differenti classi di taglie al potenziale riproduttivo deve essere calcolato su una popolazione che non sia pesantemente pescata in modo da evitare una alterazione della stima a favore delle piccole aragoste (dovuto alla cattura commercial dei grandi esemplari) (Kanciruk, 1980). La stima del potenziale riproduttivo relativo (PRR) calcolato per le taglie delle femmine

ovigere catturate nella riserva di Su Pallosu ha messo in evidenza un valore massimo pari a 75 mm di LCS (4-5 anni di età). Le femmine comprese tra 75 e 85 mm di LCS contribuiscono al 65% del potenziale riproduttivo totale all'interno della riserva. Tale valore si discosta notevolmente da quello calcolato per la riserva delle Columbretes dove, una struttura di popolazione notevolmente diversa rispetto a quella di su Pallosu, ha fatto registrare un PRR massimo di 105-110 mm di LCS (Goni et al. , 2003a), valore simile a quello registrato da Galhardo et al., 2006 per zone poco sfruttate dell'Atlantico. Ancora una volta il sovrasfruttamento che *P. elephas* ha subito nei mari di Sardegna prima dell'imposizione dell'area di tutela di Su pallosu potrebbe aver contribuito ad una seria deplezione della popolazione e alla registrazione di un valore massimo di produzione di uova

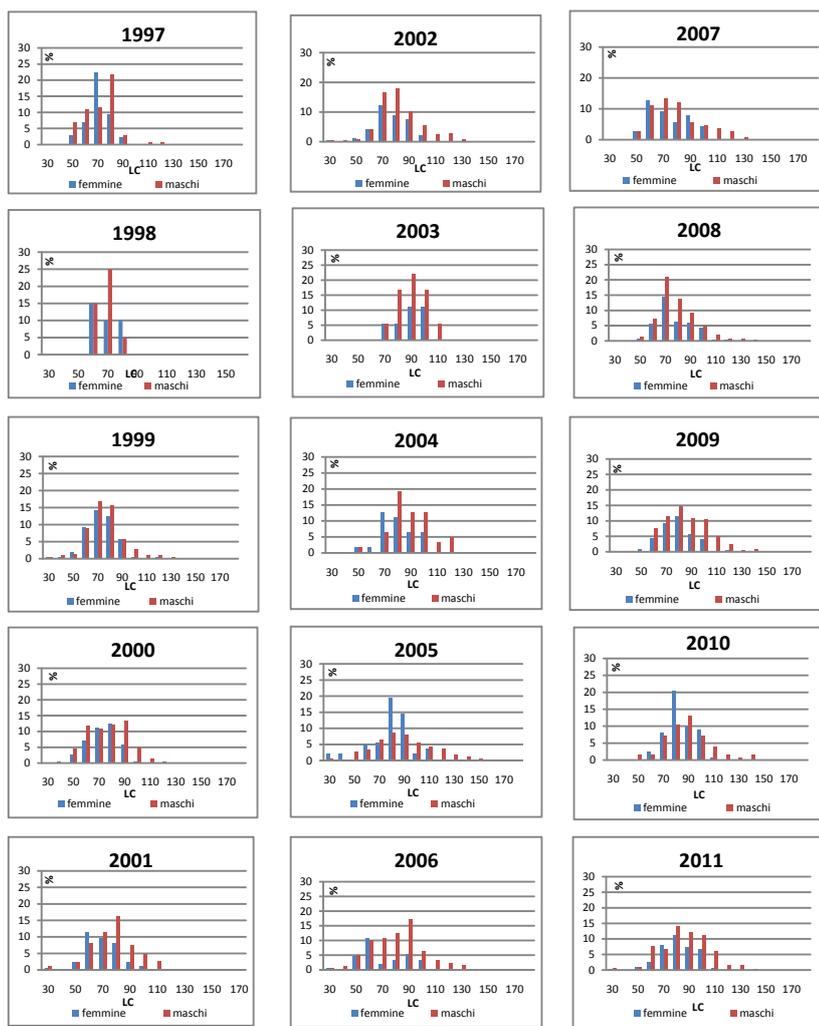


Fig. 7.23 - Istogramma taglia frequenza della popolazione di *Palinurus elephas* catturata all'interno della no-take area di Su Pallosu fra il 1997 (anno prima della messa in tutela) e il 2011.

a taglia effettivamente ridotte. L'azione di 12 anni di tutela nella no-take area, pur avendo fatto registrare uno slittamento delle catture verso taglie maggiori (Fig. 7.23), non ha ancora permesso il raggiungimento delle dimensioni registrate per le grosse femmine dell'area delle Columbretes, il cui apporto è effettivamente importante nella riproduzione della specie. L'importanza delle grosse femmine, oltre ad essere stato verificato da Goni et al., 2003a per il Mediterraneo centro-occidentale e da Galhardo et al., 2006 per l'Atlantico, è stato evidenziato anche per altre specie come *Panulirus argus* nella Bahamas (Kunciruk e Herrkind (1976). Certamente, come suggerito da diversi Autori, l'apporto delle grosse femmine nella riproduzione dovrebbe farci pensare ad una rivalutazione delle strategie di gestione di questi stock. Una protezione non solo dei piccoli individui attraverso una imposizione di una taglia minima di cattura (MTL) ma anche dei grossi esemplari attraverso l'istituzione di più aree di tutela e/o ripopolamento e l'introduzione di controlli allo sbarco potrebbero essere auspicabili. In ogni caso nel nostro studio specifico, la taglia minima di cattura (MTL) imposta dalla Comunità economica Europea (90 mm di LCS) porta ad una protezione del 76,4% delle femmine ovigere con un contributo di produzione di uova pari al 53 %. La minima taglia legale (MTL), nel nostro caso, appare ben al di sopra di 15 mm rispetto alla taglia in cui è raggiunto il massimo potenziale riproduttivo (75 mm di LCS), consentendo quindi alle femmine di avere l'opportunità di riprodursi più di una volta prima che venga raggiunta la taglia legale. Semplicemente infatti, una femmina di 75 mm (4-5anni di età, cfr. cap. 6 presente tesi) con un incremento all'anno di circa 11-12 mm (cfr. cap. 6), potrebbe avere la possibilità di riprodursi circa 1,5 volte prima di venire catturata. Situazione completamente differente viene registrata nelle Columbretes dove femmine mature

(75-80 mm), al di sotto della taglia legale (80 mm fino al 2006), forniscono solamente l'1% della produzione totale di uova (Goni e al., 2003a).

# CAPITOLO 8

## **Conclusioni**

Il recente riconoscimento dell'incremento delle attività antropiche nei nostri mari e della loro influenza sulle risorse e gli ecosistemi marini ha portato a una notevole spinta verso gli studi mirati ad una conservazione "attiva" del mare (Hockey e Branch, 1997; Lubchenco, 1997). In questo contesto, il valore delle aree marine protette, particolarmente delle no-take aree, è ora unitamente riconosciuta da politici, ricercatori della conservazione e della gestione delle risorse marine e, operatori della pesca (Attwood et al, 1997; Kingsford e Battershill, 1998; Conover et al., 2000). Numerosi sono gli studi volti a dimostrare e quantificare i benefici delle riserve marine, che in molti casi sono state stabilite con molteplici fini, volti non solo verso una conservazione e gestione della pesca, ma anche verso un ampliamento delle conoscenze della pura ricerca di base.

In linea con questi studi appaiono singolari i risultati raggiunti dall'istituzione di aree di ripopolamento (no-take aree), stabilite nei mari circostanti la Sardegna e volte al miglioramento dello stato di una risorsa di alto valore commerciale come l'aragosta rossa *Palinurus elephas*.

Nonostante infatti la Sardegna, insieme alla Sicilia orientale, abbia da sempre rappresentato una delle regioni italiane a più alta produttività di aragoste (IREPA, 2007), negli ultimi anni ci si era resi sempre più conto che le regolamentazioni gestionali

attualmente in vigore non risultavano più sufficienti a garantire uno sfruttamento razionale della risorsa. L' allarmante quadro dello stato della risorsa ha reso quindi indispensabile la ricerca di politiche di gestione innovative che, attraverso l' adozione di nuovi provvedimenti, portassero all'incremento dello stock. In questa ottica il Ministero delle Politiche Agricole prima e, successivamente la Regione Autonoma della Sardegna, in collaborazione con l'Università di Cagliari, hanno realizzato diversi interventi di tutela della risorsa, tra cui l'istituzione, nel 1998, di un'area di ripopolamento dell'aragosta nella Sardegna centro occidentale.

L' azione di protezione della riserva di Su Pallosu, che ormai si protrae da 13 anni (1998-2011), ha portato un incremento della biomassa delle specie del 550 % rispetto al 1997, anno prima della messa in tutela dell'area. Importanti sono risultati anche gli effetti registrati nelle aree commerciali di pesca circostanti la no-take area in cui, a seguito di un continuo spillover di esemplari (Follesa et al., 2007a), si è messo in evidenza un aumento della produttività dell'aragosta fino ad una distanza di circa 6 km dal centro dell'area di ripopolamento con la registrazione di segni dell'effetto della presenza dell'area anche a circa 20 km di distanza (Follesa et al., 2011). In realtà, per un sostanziale spillover di specie a medio e bassa mobilità, come le aragoste, nelle zone circostanti di pesca, una area protetta necessita essere di circa la stessa scala spaziale dei movimenti annuali degli individui (Childress, 1977; Sanchez Lisazo et al., 2000; Kelly et al., 2002). Nel caso di Su pallosu, il limitato movimento intrapreso dalle aragoste (2,5 km /anno, Follesa et al., 2009) eccede la massima distanza dal centro della no-take area al suo bordo (circa 1,44 km) assicurando così uno spillover degli esemplari già un anno dopo la sua istituzione (Follesa et al., 2007a, 2008). Tale movimento appare ancora oggi

continuo nonostante il rilascio degli esemplari marcati sia stato bloccato nel 2003, in quanto era stata raggiunta la capacità portante dell'area.

Recenti interviste ai pescatori locali hanno messo in evidenza come lo spillover delle aragoste all'esterno dell'area sia stato assicurato, soprattutto negli ultimi anni della sperimentazione, fondamentalmente da esemplari giovanili che rappresenterebbero il frutto dell'attività riproduttiva dei grossi esemplari, accresciuti a seguito della protezione e sicuramente i più stanziali nell'area di ripopolamento. Studi effettuati sui movimenti per taglia registrati all'interno dell'area protetta del Sinis, hanno infatti messo in evidenza come i grossi esemplari adulti (femmine di  $80 < LCS > 110$  e maschi di  $LCS > 110$  mm), quelli che hanno raggiunto la maturità sessuale, risultando più stanziali, sarebbero responsabili della ricostituzione della biomassa locale delle aragoste (Follesa et al., 2009). Se consideriamo infatti che, in una popolazione non oggetto di pesca, la taglia delle femmine che maggiormente contribuisce alla produzione di uova è intorno ai 75-85 mm di LCS (cfr capitolo 7 presente tesi), l'alta fedeltà delle grosse femmine potrebbe far supporre una grande produzione di uova all'interno dell'area, responsabile dell'aumentato numero di giovanili registrato negli ultimi anni sia all'interno che all'esterno dell'area.

La validità della sperimentazione intrapresa attraverso l'attivazione delle aree di ripopolamento sarde è in realtà testimoniata non solo dai sorprendenti risultati gestionali ma anche dalla possibilità di ampliamento di alcune nozioni della biologia di base, rivelate poi utili nella gestione stessa della risorsa.

La raccolta di una grossa mole di dati, collezionati durante il periodo riproduttivo, ha messo in luce come la taglia del massimo potenziale riproduttivo sia,

per le aragoste sarde, raggiunta a 75-85 mm di LCS, taglia ben al di sotto di quella minima di cattura imposta, dal 2006, dalla stessa Comunità Economica Europea (LCS=90 mm). Questo è apparso un risultato notevolmente importante che ha ribadito la validità delle norme gestionali attualmente imposte nella gestione della pesca delle aragoste. La minima taglia legale (MTL) infatti, nel nostro caso, essendo ben al di sopra di 15 mm rispetto alla taglia in cui è raggiunto il massimo potenziale riproduttivo (75 mm di LCS), consentirebbe alle femmine di avere l'opportunità di riprodursi più di una volta prima che venga raggiunta la taglia legale. Certamente, come suggerito da diversi Autori (Goni et al. 2003a; Galhardo et al., 2006; Rjeibi et al., 2010), l'apporto delle grosse femmine nella riproduzione dovrebbe farci pensare, sempre di più, ad una rivalutazione delle strategie di gestione di questi stock. Una protezione non solo dei piccoli individui attraverso una imposizione di una taglia minima di cattura (MTL) ma anche dei grossi esemplari attraverso l'istituzione di più aree di tutela e/o ripopolamento e l'introduzione di controlli allo sbarco dovrebbero essere auspicabili per un sempre migliore gestione della risorsa. Un'attenta e oculata applicazione delle norme gestionali, in unione con l'apporto esercitato dalla importante azione delle aree di ripopolamento attivo, potrebbe senza dubbio migliorare la gestione di questa importante specie di notevole importanza commerciale in Mediterraneo.

E' importante inoltre ribadire che il tempo di attivazione di un'area protetta può avere importanti implicazioni nella valutazione dell'efficacia e la gestione delle circostanti aree di pesca (McClanahan et al. 2007). Lo studio effettuato nella riserva di Su pallosu suggerisce infatti che, per una specie a lungo ciclo vitale come l'aragosta, un orizzonte di 12 anni può fornire delle evidenze ancora parziali dei benefici della MPA: la tendenza alla crescita della biomassa e della densità dell'aragosta e delle specie ad esso

associate non appare infatti ancora frenarsi (Follesa et al., 2008, 2011). Altri anni di protezione potrebbero, senza dubbio, darci una visione più completa del beneficio operato dalla no-take area sulla risorsa.

E' comunque da sottolineare che questi risultati, importanti sia dal punto di vista gestionale che scientifico, non si sarebbero potuti raggiungere senza la completa collaborazione da parte degli operatori della pesca che fin dai primi anni dell'istituzione dell'area hanno creduto nella sperimentazione.

Ci si auspica quindi che iniziative simili a quella della Sardegna che, a seguito dei risultati positivi raggiunti nell'area di Su pallosu, ha attivato nel 2009 ben altre 14 aree di ripopolamento, possano essere moltiplicate in tante altre aree mediterranee. Visto il risultato positivo, si pensa infatti che simili sperimentazioni, unitamente alle norme gestionali attualmente in vigore, possano contribuire al miglioramento della regolamentazione della pesca della risorsa nell'intero bacino.

# BIBLIOGRAFIA

- Abdullah, A., London O. (Eds.). 2008. Maritime traffic effect on biodiversity in the Mediterranean: review of impacts, priority areas and mitigations measures. Malaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, report 2008-042.184 pp.
- Abesamis, R.A., Acala A.C., Russ G.R. 2006. How much does the fishery at Apo Island benefit from spillover of adult fish from the adjacent marine reserve? *Fishery Bulletin* 104, 360–375.
- Adey, W.H., McIntyre I.G. 1973. Crustose coralline algae: a re-evaluation in the geological sciences. *Geological Society of America Bulletin* 84, 883–904.
- Adey, W.H. 1998. Coral reefs: algal structured and mediated ecosystems in shallow, turbulent, alkaline waters. *Journal of Phycology* 34, 393–406.
- Alarcón, J.A. 2001. Inventario de la Pesca Artesanal en España (2000-2001). *Report COPEMED/FAO, 8pp+9 annexes*.
- Annala, J.H. 1991. Factors influencing fecundity and population egg production of *Jasus* species. In: Wenner A, Kuris A (Eds) *Crustacean issues*, vol 7. Crustacean egg production. Balkema, Rotterdam, pp 301–315.
- Ansell, A.D., Robb, L. 1977. The spiny lobster *Palinurus elephas* in scottish waters. *Marine Biology* 43, 63-70.
- Arnason, A.N. 1973. The estimation of population size, migration rates and survival in a stratified population. *Researches on Population Ecology* 15, 1-8.
- Ashworth, J.S., Ormond R.F.G. 2005. Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological Conservation* 121, 333–344.
- Attwood, C.G., Harris J.M., Williams A.J. 1997. International experience of marine protected areas and their relevance to South Africa. *South African Journal of Marine Science* 18, 311-332.
- Bacci, G. 1947. Ricerche sulle zoocenosi bentoniche del Golfo di Napoli, I. La secca di Benda Palumno. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli* 20, 158-178.
- Balata, D., Piazzì I., Cecchi E., Cinelli F. 2005. Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposition. *Marine Environmental Research* 60, 403–421
- Ballesteros, E. 1991a. Structure of a deep-water community of *Halimeda tuna* (Chlorophyceae, Caulerpales) from the northwestern Mediterranean. *Collectanea Botanica* 20, 5–21.
- Ballesteros, E. 1991b. Seasonality of growth and production of a deep-water population of *Halimeda tuna* (Chlorophyceae, Caulerpales) in the north-western Mediterranean. *Botanica Marina* 34, 291–301.
- Ballesteros, E., Zabala M., Uriz M.J., Garcia - Rubies A., Turon X. 1993. El bentos: les comunitats. In: Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera (Eds. J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós). Monografies de la Societat d'Historia Natural de les illes Balears, 2, 687-730. CSIC-Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- Ballesteros, E., Tomas F. 1999. Avaluació de l'estat de les comunitats bentòniques de La Roja (Tossa deMar, Girona) en vistes a la seva declaració com a reserva marina. Blanes: Centre d'Estudis Avançats de Blanes — CSIC
- Ballesteros, E. 2003. The coralligenous in the Mediterranean Sea. *RAC/SPA- Regional Activity Centre for Specially Protected Areas*. March 2003
- Ballesteros, E. 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 44, 123–195.

- Bannister, R.C.A., Addison J.T., Lovewell S.R.J. 1994. Growth, movement, recapture rate and survival of hatchery-reared lobster (*Homarus gammarus* (Linnaeus, 1758)) released into the wild on the English east coast. *Crustaceana* 67(2), 156-172.
- Barshaw, D.E., Lavalli K.L., Spanier, E. 2003. Offence versus defence: responses of three morphological types of lobsters to predation. *Marine Ecology Progress Series* 256, 171-182.
- Beyers, C.J., Goosen P.C. 1987. Variations in fecundity and size at sexual maturity of female rock lobster *Jasus lalandii* in the Benguela ecosystem. *South African Journal of Marine Science* 5, 513-521.
- Bevacqua, D., Melià P., Follesa M.C., De Leo G., Gatto M., Cau A. 2010. Body growth and mortality of the spiny lobster *Palinurus elephas* within and outside a small marine protected area. *Fisheries Research* 106, 543-549.
- Bibiloni, M.A., Olivella I., Ros, J. 1984. *Les sponges de les illes Medes*. In Els Sistemes Naturals de les Illes Medes, J. Ros et al. (Eds). *Arxius Secció Ciències 73, Barcelona: Institut d'Estudis Catalans*, 383-405.
- Blanc, J.J., Molinier R. 1955. Les formations organogènes construites superficielles en Méditerranée occidentale. *Bulletin de l'Institut Océanographique* (Monaco) 52 (1067), 1-26.
- Boitard, J.F. 1981. La dynamique du stock de langouste rose *Palinurus mauritanicus* sur les côtes mauritaniennes. Mémoire Ecole Normale Supérieure Agronomique de Rennes de Diplôme d'Agronomie Avancée halieutique, Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, la Trinité sur Mer. 133 p.
- Booth, D.J. 1995. Juvenile groups in a coral-reef damselfish: density-dependent effect on individual fitness and population demography. *Ecology* 76(1), 91-106.
- Boudouresque, C.F. 2004. Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 20, 97-146.
- Boudouresque, C.F., Cadiou G., Diréach L.L. 2005. *Marine protected areas: a tool for coastal areas management*. In: *Strategic Management of Marine Ecosystems*, Levner E., Linkov I., Proth J.M.(Eds.). Springer publication, Dordrecht, 29-52.
- Bouvier, M.E.L. 1914. Recherches sur le développement post-embryonnaire de la langouste commune (*Palinurus vulgaris*). *Journal of the Marine biological Association of the united Kingdom* 10, 179-193.
- Brownie, C., Hines J.E., Nichols J.D., Pollock K.H. , Hestbeck J.B. 1993. Capture-recapture studies for multiple strata including non-Markovian transitions. *Biometrics* 51, 888-898.
- Burnham, K.P., Anderson D.R. 1998. *Model Selection and Inference: a Practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York.
- Burnham, K.P., Anderson D.R., White G.C., Brownie C. , Pollock K.H. 1987. Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. *American Fisheries Society Monograph*, 5.
- Campbell, A. 1983. Growth of tagged lobster *Homarus americanus*, in the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40(10), 1667-1675.
- Campillo, A., Amadei J. 1978. Première données biologiques sur la langouste de Corse, *Palinurus elephas* Fabricius. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* 42, 347-373.
- Campillo, A., De Reynal L., Amadei J. 1979 - Première observation sur la reproduction de la langouste rouge *Palinurus elephas* Fabr. de Méditerranée. *Rapports de la Commission Internationale de la Mer Méditerranée* 25/26 (4), 239-240.
- Campillo, A., 1982. Première données sur la pêche et la biologie de la langouste de Corse, *Palinurus elephas* Fabricius. *Quaderni del Laboratorio di Biologia della Pesca* 3 (2-5), 115- 139.
- Castro, M., Mytilineou C., Gancho P. 1998. Methodological considerations concerning the use of the length frequency analysis for growth studies in the Norway lobster, *Nephrops norvegicus*(L.). *Scientia marina* 62 (Suppl.1), 61-69.
- Cau, A., Sabatini A., Murenu M., Follesa M.C., Cuccu D. 1994. Considerazioni sullo stato di sfruttamento delle risorse demersali (Mari di Sardegna). *Biologia Marina Mediterranea* 1 (2), 67-76.

- Ceccaldi, H.K., Latrouite D. 2000 The French fisheries for the European spiny lobster *Palinurus elephas*. In B.F. Phillips & J. Kittaka (Eds) *Spiny Lobster Fisheries and Culture* (2nd Edn). Blackwell Science, Oxford. pp. 200-209.
- Childress, M.J. 1977. Marine reserve and their effects on lobster populations: report from workshop. *Marine Freshwater Resources* 48, 1111-1114.
- Chittleborough, R.G. 1976. Breeding of *Palinurus longipes* cygnus under natural and controlled conditions. *Australian Journal Marine Freshwater Research* 2, 499-516.
- Chubb, C.F. 2000 *Reproductive biology: issues for management*. In: Phillips BF Kittaka J (Eds.) *Spiny lobsters: fisheries and culture*, 2nd edn. Fishing News Books (Blackwell), pp 245-275.
- Claudet, J., Pelletier D., Jouvenel J.Y., Bachel F., Galzin R. 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on the reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: identifying community-based indicators. *Biological Conservation* 130, 349-369.
- Cognetti, G., Sarà M., Magazzù G. 2004. *Biologia marina* Ed. Calderini Bologna.
- Collignon, J. 1966. Les pêches maritimes au Maroc an 1965; résultats statistiques. *Bulletin de l'Istitut Scientifique de Pêches Maritimes du Maroc* 15, 76-87.
- Collignon, J. 1967. Les pêches maritimes au Maroc an 1966; résultats statistiques. *Bulletin de l'Istitut Scientifique de Pêches Maritimes du Maroc* 15, 59-70.
- Colloca, F., Crespi V., Cesari S., Coppola S.R. 2004. Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research* 69, 359-369.
- Comeau, M., Savoie F. 2001. Growth increment and molt frequency of the American lobster (*Homarus americanus*) in the southwestern Gulf of St Lawrence. *Journal of Crustacean Biology* 21(4), 923-936.
- Conover, D.O., Travis J., Coleman F.C. 2000. Essential fish habitat and marine reserve: an introduction to the second Mote Symposium in fisheries Ecology. *Bulletin of Marine Science* 66, 527-534.
- Cormack, R.M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika* 51, 429-438.
- Corral, J. 1968. Données actuelles sur la biologie de espèces du genre *Palinurus* sur le plateau continental du Sahara Espagnol. *ICES Symposium, Les ressources vivantes du plateau continental africain du Déroit de Gibraltar au Cap ert, Section: Crustacés et Mollusques*, 68.
- Cottiglia, M., Ionta G., Masala B., Serra E., Tagliasacchi Masala M.L. 1976. La pesca di *Palinurus elephas* Fabr. in Sardegna. Ecologia, etologia, produzione e sforzo di pesca. *La programmazione in Sardegna*, n. 59, 14 pp.
- Cressie, N.A.C. 1993. *Statistics for Spatial Data*. John Wiley & Sons: New York.
- Cowan, D.F. 1999. Method for assessing relative abundance, size distribution and growth of recently settled and early juvenile lobsters (*Homarus americanus*) in the lower intertidal zone. *Journal of Crustacean Biology* 19(4), 738-751.
- Cuccu, D., Follesa M.C., Secci E., Cau A. 1999. Preliminary data on the movement, growth, mortality and tag Retention of the spiny lobster (*Palinurus elephas* Fabbr.). European Crustacean Conference, Lisbonne, September 1999.
- De Martini, D.M.E., Ellis D.M., Honda V.A. 1992. Comparisons of spiny lobster *Panulirus marginatus* fecundity, egg size, and spawning before and after exploitation. *Fishery Bulletin* U.S. 91, 1-7.
- De Martini, D.M.E., Ellis D.M., Honda V.A. 1993. Comparisons of spiny lobster *Palinurus marginatus* fecundity, egg size, and spawning frequency before and after exploitation. *Fishery Bulletin* 91, 1-7.
- Dethier, M.N., Paul K.M., Woodbury M.M. 1991. Distribution and thickness patterns in subtidal encrusting algae from Washington. *Botanica Marina* 34, 201-210.
- Diaz, D., Mari M., Abello P., Demestre M. 2001. Settlement and juvenile habitat of the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Crustacea, Decapoda, Palinuridae) in the Western Mediterranean sea. *Scientia Marina* 65, 347-356.

- Doherty, P.J. 1983. Tropical territorial damselfishes: is density limited by aggression or recruitment. *Ecology* 64, 176–190.
- Dupouy, A., 1920. Les langoustiers. In: Pecheurs Bretons. Ed. De Boccard. Paris: 179-229 pp.
- Edgar, G.J., Barret, N.S. 1999. Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 242, 107–144
- ESRI 2008. ArcGIS. 9.3. Environmental Systems Research Institute: Redlands, CA.
- Evans, C.R., Lockwood A.P.M., Evans A.J., Free E. 1995. Field studies on the reproductive biology of the spiny lobsters *Panulirus argus* (Latrielle) and *P. guttatus* (Latreille) at Bermuda. *Journal of Shellfish Research*, 14, 371–381.
- Fabens, A.J. 1965. Properties and fitting of the von Bertalanffy growth curve. *Growth* 29, 265–289.
- FAO (Food and Agriculture Organization) 2004. Fishery statistics. Capture production 2002. FAO Yearbook. 94/1. FAO, Rome.
- Ferdeghini, F., Acunto S., Cocito S., Cinelli F. 2000. Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri island (Tuscan Archipelago, northwestern Mediterranean). *Hydrobiologia* 440, 27–36.
- Finckh, A.E. 1904. *Biology of the reef-forming organisms* at Funafuti Atoll, Part VI. In: The Atoll of Funafuti: Borings into a Coral Reef and the Results, Royal Society of London. London: Harrison & Sons, 125-150.
- Floeter, S.R., Halpern B.S., Ferreira C.E.L. 2006. Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation* 128, 391–402.
- Follesa, M.C., Cuccu D., Damele F., Sabatini A., Cau, A. 2003. Evaluation of *Palinurus elephas* (Fabr. 1787) growth with tagging-recapture experiments in Sardinian Seas. *Biologia Marina Mediterranea* 10, 253-256.
- Follesa, M.C., Cuccu D., Cannas R., Sabatini A., Cau A., 2007a. Emigration and retention of *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) in a central western Mediterranean marine protected area. *Scientia Marina* 71, 279–285.
- Follesa M. C., Cuccu D., Cannas R. & Cau A. 2007b - On the growth of the european spiny lobster, *Palinurus elephas* (fabricius, 1787) in Sardinian seas (central western mediterranean). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 41, 377 - 383
- Follesa, M.C., Cuccu D., Cannas R., Cabiddu S., Murenu M., Sabatini A., Cau A. 2008. Effects of protection on spiny lobster abundance and size (*Palinurus elephas* Fabr. 1787) in a Central Western Mediterranean Area. *Hydrobiologia* 606, 63–68.
- Follesa, M.C., Cuccu D., Cannas R., Sabatini A., Deiana A.M., Cau A. 2009. Movement patterns of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) from a central western Mediterranean protected area. *Scientia Marina* 73, 499–506.
- Follesa, M.C, Cuccu D., Cau A. 2010. Spillover effects of a marine protected area on a exploited lobster *Palinurus elephas* resource. *Rapports et Procès-verbaux des Réunions. Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 39, 742
- Follesa, M.C., Cannas R., Cau Al., Cuccu D., Gastoni A., Ortu A., Pedoni C., Porcu C., Cau A. 2011. Spillover effects of a Mediterranean marine protected area on the European spiny lobster *Palinurus elephas* resource. *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystem* 21, 564–572.
- Forrester, G.E. 1990. Factors influencing the juvenile demography of a coral reef fish population. *Ecology* 71, 1666–1681.
- Fraschetti, S., Terlizzi A., Micheli F., Benedetti-Cecchi L., Boero F. 2002. Marine protected areas in the Mediterranean Sea: objectives, effectiveness and monitoring. *Marine Ecology* 23, 190–200.
- Galhardo, A. M., Serafim P., Castro M. 2006. Aspects of the biology and fishery of the European spiny lobster (*Palinurus elephas*) from the southwest coast of Portugal. *Journal of Crustacean Biology* 26, 601–609.
- Gamulin, T. 1955. Contribution à la connaissance de l'écologie langouste *Palinurus vulgaris* (Latr.) dans l'Adriatique. *Acta Adriatica*, XII, 3-17.
- Gamulin-Brida, H. 1967. The benthic fauna of the Adriatic Sea. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 5, 535-568.

- García-Raso, J.E., Fernández-Muñoz R. 1987. Estudio de una comunidad de crustáceos decápodos de fondos "coralígenos" del alga calcárea *Mesophyllum lichenoides* del sur de España. *Investigación Pesquera* 51 (supl. 1), 301-322.
- Gayanilo, F.C., Sparre P., Pauly D. 1997. FISAT: FAO-ICLARM Stock Assessment tools. User's manual. FAO Computerised information series. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 262 p.
- George, R.W. 1958. The biology of the Western Australian commercial crayfish *Palinurus longipes*. Ph.D. thesis. University of western Australia, Perth, Australia 124 pp.
- Gibson, F.A., O'Riordan C.E. 1965 *Palinurus vulgaris* (L.), the crawfish, in Irish waters, 1962. *Rapports et Procès-verbaux du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 156, 47-49.
- Giménes, J.E. 1969. La langouste en France. These pour le Doctorat Vétérinaire. Ecole National Vétérinaire de Toulouse, 82 pp.
- Gloux, H., Manach J.Y. 1976. *Le cotre langoustier de Camaret le temps de la prospérité*. In: les bateaux de la pêche de Bretagne. Ed. Fayard. Paris pp. 133-156.
- Goni, R., Reñones O., Quetglas A. 2000. Abundance and movement of *Palinurus elephas* in a North-western Mediterranean marine reserve. *The Lobster Newsletter* 13, 4-7.
- Goni, R., Quetglas A., Reñones O. 2001a. Diet of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Decapoda: Palinuridea) from the Columbretes Islands Marine Reserve (North-western Mediterranean). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81, 347-348.
- Goni, R., Reñones O., Quetglas A. 2001b. Dynamics of a protected Western Mediterranean population of the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) assessed by trap survey. *Marine and Freshwater Research* 52, 1577-1587.
- Goni, R., Quetglas A., Reñones, O. 2003a. Size at maturity, fecundity and reproductive potential of a protected population of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) from the Western Mediterranean. *Marine Biology*, 143, 583-592.
- Goni, R., Quetglas, A., Reñones O. 2003b. Differential catchability of male and female European spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) in traps and trammelnets. *Fisheries Research* 65, 295-307.
- Goni, R., Latrouite D. 2005. Review of the biology, ecology and fisheries of *Palinurus* species of European waters: *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) and *Palinurus mauritanicus* (Gruvel, 1911). *Cahiers de Biologie Marine* 46, 127-142.
- Goni, R., Quetglas A., Renones O. 2006. Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series* 306, 207-219.
- Goni, R., Adlerstein S., Alvarez-Berastegui D., Forcada A., Reñones O., Criquet G., Polti S., Cadiou G., Valle Lenfant P., Bonhomme, P., Pérez-Ruzafa A., Sánchez- Lizaso J.L., García-Charton A.J.A., Bernard J., Stelzenmüller V., Planes, S. 2008. Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 366, 159-174.
- Goni, R., Hilborn R., Diaz D., Mallol S., Alderstein S. 2010. Net contribution of spillover from a marine reserve to fishery catches. *Marine Ecology Progress Series* 400, 233-243.
- Gristina, M., Fiorentino F., Garofalo G., Ragonese S., Gagliano M. 2002. Gli effetti della protezione sull'aragosta comune (*Palinurus elephas*, Fabricius 1787) nella riserva marina delle Isole Egadi. Rapporto IRMA-CNR ID/W.pr/MG-FF-GG-MG/2/07/02.23.
- Gristina, M., Gagliano M., 2004. Performance of traditional rush and modern plastic traps on the capture of *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) in laboratory tanks. *Fisheries Research* 67, 235-239.
- Groeneveld, J.C. 1993. The south coast rock lobster (*Palinurus gilchristi*) fishery in relation to population structure distribution and reproduction. Unpublished MSc thesis, University of Port Elizabeth, South Africa 65 p.
- Groeneveld, J.C. 1997. Growth of spiny lobster *Palinurus gilchristi* (Decapoda: Palinuridae) off South Africa. *South African Journal of Marine Science* 18, 19-30.
- Groeneveld, J.C. 2000. Stock assessment, ecology and economics as criteria for choosing between trap and trawl fisheries for spiny

- lobster *Palinurus delagoae*. *Fisheries Research* 48, 141–155.
- Groeneveld, J.C., Goni R., Latrouite D. 2006. "Palinurus species". In Bruce F. Phillips. Lobsters: Biology, Management, Aquaculture and Fisheries. John Wiley & Sons. pp. 385–411. ISBN978-1-4051-2657-1.
- Gulland, J.A., Holt S.J. 1959. Estimation of growth parameters for data at unequal time intervals. *Journal du Conseil. Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 25, 47–49.
- Halpern, B.S., 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13, S117–S137.
- Halpern, B.S., Kimberly A.W.S., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., et al. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.
- Harmelin, J.G., Marinopoulos, J. 1994. Population structure and partial mortality of the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso) in the north-western Mediterranean (France, Port-Cros Island). *Marine Life* 4, 5–13.
- Harmelin, J.G. 2000. Mediterranean marine protected areas: some prominent traits and promising trends. *Environmental Conservation* 27, 104–105.
- Hepper, B.T. 1967. Observation on a crawfish (*Palinurus vulgaris* Latr.) tagging experiment off Cornwall in 1966. *ICES CM. Shelfish and Benthos Committee* 13, 1-4
- Hepper, B.T. 1970. Observation on the growth of crawfish, *Palinurus vulgaris* Latr. Off the coast of Cornwall. *ICES CM. Shelfish and Benthos Committee* 9, 1-10.
- Hepper, B.T. 1977. The fisheries of Crawfish, *Palinurus elephas*, off the coast of Cornwall. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 57, 925-941.
- Herrnkind, W.F. 1980. Spiny lobsters: pattern of movements: in: Phillips B.F., Cobb J.S., Kittaka J. (Eds.) *Biology and management of lobsters* 1, 349-407 (Academic press, New York).
- Hiatt, R.W. 1948. The biology of the lined shore crab, *Pachygrapsus crassipes* Randall. *Pacific Science* 2, 135-213.
- Hillis-Colinvaux, L. 1986. Historical perspectives on algae and reefs: have reefs been misnamed? *Oceanus* 29, 43-48.
- Hobday, D., Punt A.E., Smith D.C. 2005. Modelling the effects of Marine Protected Areas (MPAs) on the southern rock lobster (*Jasus edwardsii*) fishery of Victoria, Australia. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 39, 675-686.
- Hobday, D.K., Ryan T.J. 1997. Contrasting sizes at sexual maturity of southern rock lobsters (*Jasus edwardsii*) in two Victorian fishing zones: implications for total egg production and management. *Marine Freshwater Research* 48, 1009–1014.
- Hockey, P.A.R., Branch G.M. 1997. Criteria, objectives and methodology for evaluating marine protected areas in south Africa. *South African Journal of Marine Science* 18, 369-383.
- Hong, J.S. 1980. Étude faunistique d'un fond de concrétionnement de type coralligène soumis à un gradient de pollution en Méditerranée nord-occidentale (Golfe de Fos). Thèse de Doctorat. Université d'Aix-Marseille II.
- 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.
- Hong, J.S. 1983. Impact of the pollution on the benthic community: environmental impact of the pollution on the benthic coralligenous community in the Gulf of Fos, northwestern Mediterranean. *Bulletin of the Korean Fisheries Society* 16, 273–290.
- Huelin, M.F., Ros. J. 1984. Els molluscs marins de les illes Medes. In: Els sistemes naturals de les Illes Medes (Eds. J. Ros, I. Olivella & J.M. Gili). *Arxius Secció Ciències* 73, 457-504. IEC. Barcelona.
- Hunter, E., Shackley S.E., Bennett D.B. 1996. Recent studies on the crawfish *Palinurus elephas* in South Wales and Cornwall. *Journal of the Marine Biological Association United Kingdom* 76, 963-983
- Hunter, E. 1999. Biology of the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) (Decapoda: Palinuridea). *Crustaceana* 72, 545-565.

- Hunter, E., Shackley S.E., Bennett, D.B. 1996. Recent studies on the crawfish *Palinurus elephas* in South Wales and Cornwall. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 76, 963-983.
- Incze, L.S., Wahle R.A., Cobb J.S. 1997. Quantitative relationships between postlarval production and benthic recruitment in lobsters, *Homarus americanus*. *Marine and Freshwater Research* 48, 729-743.
- Iglesias, M., Massuti E., Reñones O., Morales-Nin B. 1994. Three small-scale fisheries on the Island of majorca (NW Mediterranean). *Monografies Bolletín de la Societat d'Historia Natural de les Illes Balears* 37, 35-38.
- 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. et al. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629-638.
- James, N.P., Wray J.L., Ginsburg R.N. 1988. Calcification of encrusting aragonitic algae (Peyssonneliaceae): implications for the origin of late Paleozoic reefs and cements. *Journal of Sedimentary Petrology* 58, 291-303.
- Jolly, G.M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika* 52, 225-247.
- Jones, G.P. 1987. Competitive interactions among adults and juveniles in a coral reef fish. *Ecology* 68, 1534-1547.
- Kanciruk, P. 1980. Ecology of juvenile and adult spiny lobsters. In: Cobb JS, Phillips BF (Eds.) *The biology and management of lobsters*, vol II. Ecology and management. Academic Press, New York, pp 59-92.
- Kanciruk, P., Herrnkind W.F. 1976. Autumnal reproduction in *Panulirus argus* at Bimini, Bahamas. *Bulletin of Marine Science* 26, 417-432.
- Kao, H.C. Chan T.Y., Yu H.P. 1999. Ovary development of the deep water shrimp *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1826)(Crustacea: Decapoda: Aristaeidae) from Taiwan. *Zoological studies* 388(4), 373-378.
- Karlovac, O. 1965. Contribution à la connaissance de la biologie de la langouste commune (*Palinurus elephas* Fabr.) (Note préliminaire). *Rapports et Procès-Verbaux des Réunion du CIEMM*. XVIII, 181-184.
- Kelly, S, Scott D., MacDiarmid A.B. 2002. The value of a spillover fishery for spiny lobsters around a marine reserve in New Zealand. *Coastal Management* 30, 153-166.
- Kingsford, M., Battershill C. 1998. Studying temperate marine environments. A handbook for ecologist. Canterbury University Press, Christchurch.
- Kittaka, J., Ikegami, E. 1988. Culture of Palinurid *Palinurus elephas* from egg to puerulus. *Nippon Suisan Gakkaishi* 54, 1149-1154.
- Kittaka, J., Kudo R., Onoda S., Kanemaru K., Mercer J.P. 2001. Larval culture of the European spiny lobster *Palinurus elephas*. *Marine Freshwater Research* 52, 1139-1144.
- Laborel, J. 1961. Le concrétionnement algal "Coralligène" et son importance géomorphologique en Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 23 (37), 37-60.
- Laborel, J. 1987. Marine biogenic constructions in the Mediterranean. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 13, 97-126.
- Latrouite, D. 1992. Fiche Technique sur la langouste rouge. *Equinoxe* 38, 29-30.
- Latrouite, D., Noël, P. 1997. Fishery of the spiny lobster *Palinurus elephas* in France. Elements for the determination of a trade size. (Pêche de la langouste rouge *Palinurus elephas* en France, éléments pour fixer une taille marchande). *ICES*, Copenhagen.
- Latrouite, D., Noël P. 1997. Pêche de la langouste rouge *Palinurus elephas* en France, éléments pour fixer une taille marchande. *ICES CM 1997/BB:13*.
- Laubier, L. 1966. Le coralligène des Albères: monographie biocénotique. *Annales de l'Institut Océanographique de Monaco* 43, 139-316.
- Lebednik, P.A. 1977. The Corallinaceae of northwestern North America. I. *Clathromorphum* Foslíe emend. Adey. *Syesis* 9, 59-112.
- Lebreton, J.D., Burnham K.P., Clobert J., Anderson D.R. 1992. Modelling survival and testing biological hypothesis using marked animals: unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62, 67-118.

- Lester, S.E., Halpern B.S., Grorud-Colvert K., Lubchenco J., Ruttenberg B.I., Gaines S.D., Airame S., Warner R.R. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progressive Series* 384, 33–46.
- Littler, M.M. 1972. The crustose Corallinaceae. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 10, 311–347.
- Littler, M.M. 1973. The distribution, abundance, and communities of deepwater Hawaiian crustose Corallinaceae (Rhodophyta, Cryptonemiales). *Pacific Science* 27, 281–289.
- Logan, A. 1979. The recent brachiopoda of the Mediterranean Sea. *Bulletin de l'Institut Océanographique Monaco* 72(1434), 1-112.
- Lubchenco, J. 1997. Developing the theory of marine reserves. In: Lubchenco J. (Ed). Working group web projects report. National Centre for Ecological Analysis and synthesis national Centre for Ecological Analysis and Synthesis (NCEAS), University of California, Santa Barbara, CA.
- Lyons, W.G., Barber D.G., Foster S.M., Kennedy F.S., Milano G.R. 1981. The spiny lobster, *Panulirus argus*, in the Middle and Upper Florida Keys: population structure, seasonal dynamics, and reproduction. Florida Marine Research Publications, number 38. Florida Department of Natural Resources.
- MacDiarmid, A.B. 1989. Moulting and reproduction of the spiny lobster *Jasus edwardsii* (Decapoda: Palinuridae) in northern New Zealand. *Marine Biology* 103, 303–310
- Man, A.R.L., Polunin N.V.C. 1995. Role of marine reserves in recruitment to reef fisheries: a metapopulation model. *Biological Conservation* 71, 197-204.
- Manunta, C., Balata B. 1955. Sulla biologia sessuale del *Palinurus vulgaris* Latreille. La pesca delle aragoste nella baia di Alghero negli ultimi decenni. *Symposia genetica*. V.
- Marin, J. 1985. La langouste rouge: biologie et exploitation. *La Pêche Maritime*, février, 105-113.
- Marin, J. 1987. Exploitation, biologie et dynamique du stock de langouste rouge de Corse, *Palinurus elephas*, Fabricius. Thèse, Université Aix-Marseille, Faculté des Sciences de Luminy.
- Marion, A.F. 1883. Esquisse d'une topographie zoologique du Golfe de Marseille. *Annales Musée d'Histoire Naturelle Marseille* 1, 1–108.
- Mayfield, S., Branch G.M., Cockcroft, A.C. 2000. Relationships among diet, growth rate, and food availability for the South African rock lobster, *Jasus lalandii* (Decapoda, Palinuridae). *Crustaceana* 73, 815-834.
- Martin, D., Dantart L., Ballesteros M. 1990. Moluscos de las concreciones de algas calcáreas del litoral catalán (NE España). *Lavori S.I.M.* 23, 445-456.
- Massuti, M. 1973. Evaluación de los esfuerzos y rendimientos de pesca en la región Balear entre los años 1940 a 1970. *Publicaciones Técnicas de la Dirección General de Pesca Marítima*. Spain 10, 37-54.
- McClanahan, T.R. , Kaunda-Arara B. 1996. Fishery recovery in a coral reef marine park and its effects on the adjacent fishery. *Conservation Biology*, 10(4), 1187-1199.
- McClanahan, T.R., Graham, N.A.J., Calnan, J.M., MacNeil, M.A. 2007. Toward pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications* 17, 1055–1067.
- McKoy, J.L., Esterman D.B. 1981. Growth of rock lobsters (*Jasus edwardsii*) in the Gisborne region. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 15, 121–136.
- Mercer, J.P. 1973. Studies on the Spiny Lobster (Crustacea: Decapoda: Palinuridae) on the West Coast of Ireland with particular reference to *Palinurus elephas* Fabricius 1787. PhD thesis, University College Galway, Ireland.
- Micheli, F., Halpern B.S., Botsford L.W., Warner R.R. 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications* 14, 1709–1723.
- Minagawa, M. 1997. Reproductive cycle and size-dependent spawning of female spiny lobsters (*Panulirus japonicus*) off Oshima island, Tokyo, Japan. *Marine Freshwater Research* 48, 869–874.
- Molinier, R. 1960. Étude des biocénoses marines du Cap Corse. *Vegetatio* 9, 212–312.
- Montserrat, A. 1984. Els equinoderms de les illes Medes. In: Els sistemes naturals de les Illes Medes (Eds. J. Ros, I. Olivella & J.M. Gili).

- Arxius Secció Ciències* 73, 563-580. IEC. Barcelona.
- Moraitopoulou-Kassimati, E. 1973. Distribution and fishing of the lobster *Palinurus vulgaris* and *Hommarus vulgaris* in Greek seas. *Rapports de la Commission Internationale de la Mer Méditerranée* 24, 69-70.
- Morgan, G.R., Phillips D.F., Joll L.M. 1982. Stock and recruitment relationship in *Panulirus cygnus*, the commercial rock (spiny) lobster of Western Australia. *Fishery Bulletin* 80, 475-86.
- Munar, J. 1993. Els equinoderms. In: Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera (Eds. J. A. Alcover, E. Ballesteros & J. J. Fornós). *Monografies de la Societat d'Historia Natural de les illes Balears* 2, 597-606. CSIC-Ed. Moll. Palma de Mallorca
- Munro, J.L., Pauly D. 1983. A simple method for comparing growth of fishes and invertebrates. International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM). *Fishbyte* 1, 5-6.
- Newman, G.G., Pollock D.E. 1974. Growth of the rock lobster *Jasus lalandii* and its relationship to benthos. *Marine Biology* 52, 347-356.
- Ninni, E., 1934. Relazione a SE I on Marescalchi; Sotto Secretariato di Stato per l'agricoltura e per le foreste sulla riproduzione artificiale degli astici e delle aragoste. *Boletín di Pesca i Psicicultura X*, 335-343.
- Pande, A, MacDiarmid A.B., Smith P.J, Davidson R.J, Cole D, Freeman S., Kelly S, Gardner G.P.A. 2008. Marine reserve increase the abundance and the size of blue cod and rock lobster. *Marine Ecology Progress Series* 366, 147-158.
- Parnell, P.E., Lennert-Cody C.E., Geelen L., Stanley L.D., Dayton P.K. 2005. Effectiveness of a small marine reserve in southern California. *Marine Ecology Progress Series* 296, 39-52.
- Papi, F. 1992. General aspects. In: Papi F. (Ed.) *Animal homing: 6-18*. (Chapman e Hall, London)
- Parenzan, P. 1960. Aspetti biocenotici dei fondi ad alghe litoproduttrici del Mediterraneo. *Rapport et Procès Verbaux des Réunions Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 15 (2), 87-107.
- Pauly, D., Christensen V., Guenette S., Pitcher T.J., Sumalia, U.R., Waters C.J., Watson R., Zeller D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689-695.
- Pérès, J., Picard J.M. 1951. Notes sur les fonds coralligènes de la région de Marseille. *Archives de Zoologie Expérimentale et Générale* 88(1), 24-38.
- Pérès J. M., Picard J., 1964, Nouveau manuel de Bionomie Benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station maritime d'Endoume-Marseille* 31 (47), 1-137.
- Petitgas, P. 1996. *Geostatistics and their applications to fisheries survey data*. In: Computers in Fisheries Research. Megrey A, Moksness E. (Eds). Chapman & Hall: London, 113-142
- Petrosino, C., Lenti M., Bello G., De Metrio G., Sciscioli V. 1985. Andamento della pesca dell'aragosta, *Palinurus elephas* (Fabr.) lungo la costa ionica salentina (Golfo di Taranto) dal 1978 al 1983. *Oebalia XI*, 609-621.
- Phillips, B.F., Cobb J.S. Kittaka (Eds.) 1994. *Spiny lobster management*. Blackwell Science, Oxford.
- Phillips, B. F. (Eds), 2006. *Lobsters: biology, management, aquaculture and fisheries*. Blackwell Publishing.
- Pollock, D.E. 1979. Predator-prey relationship between the rock lobster *Jasus lalandii* and the mussel *Aulocomyza ater* at Robben Island on the Cape west coast of Africa. *Marine Biology* 52, 347-356.
- Pollock, D.E., De Beyers C.J. 1981. Environment, distribution and growth rates of West Coast rock-lobster *Jasus lalandii* (H. Milne Edwards). *Transactions of the Royal Society of South Africa* 44, 379-400.
- Pollock, D.E. 1982. The fishery and population dynamics of West Coast rock lobster related to the environment in the Lambert's Bay and Port Nolloth areas. *Investigations of the Sea Fisheries Institute of South Africa* 124, 57 p.
- Pollock, D.E. 1991. Spiny lobster at Tristan da Cunha, South Atlantic: inter-island variations in growth and population structure. *South African Journal of Marine Science* 10, 1-12.

- Pollock, D. E. 1993. Speciation in spiny lobsters – clues to climatically-induced changes in ocean circulation patterns. *Bulletin of marine science* 53(3), 937-944.
- Polovina, J. 1989. Density dependence in spiny lobster *Palinurus marginatus*, in the Northwestern Hawaiian islands. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 660-665.
- Postel, E. 1962. Le rôle prépondérant des pêcheurs cornouaillais dans la recherche et exploitation des nouveaux fonds langoustiers. *Penn ar Bed*, 28, Brest.
- Quetglas, A., Reñones, O., Goni, R. 2001. Trophic interactions among grouper (*Epinephelus marginatus*), octopus (*Octopus vulgaris*) and red lobster (*Palinurus elephas*) in the Western Mediterranean. *Rapports de la Commission Internationale de la Mer Méditerranée* 36, 310.
- Quetglas, A., Gaamour A., Reñones O., Missaoui H., Zarrouk T., Elabed A., Goni R., 2004. Spiny lobster (*Palinurus elephas* Fabricius, 1787) fisheries in the western Mediterranean: a comparison of Spanish and Tunisian fisheries. *Monografies Bolletín de la Societat d'Historia natural de les Illes Balears* 47, 63.
- Ramos-Esplá, A.A., Valle-Pérez C., Bayle-Sempere J.T., Sánchez-Lizaso J.L. 2004. Áreas marinas protegidas como herramientas de gestión pesquera en el Mediterráneo (Área COPEMED). *Serie Informes y Estudios COPEMED n° 11*
- Relini, M., Torchia G. 1998. Unexpected displacement of a spiny lobster in the Ligurian Sea. *Biologia Marina Mediterranea* 5, 641-643.
- Ribeiro, J., Diggle P.J. 2001. GeoR: A package for geostatistical analysis. *R-NEWS* 1, No 2. ISSN 1609–3631.
- Rjeibi, O., Gaamour A., Missaoui H. 2010. Kinetics of oogenesis and spawning strategy of the red spiny lobster *Palinurus elephas*. *Journal of Crustacean Biology* 30(3), 401-412.
- Rivoirard, J., Simmonds J., Foote K., Fernandes P., Bez N. 2000. Geostatistics for Estimating Fish Abundance. Blackwell Science (ISBN: 0632054441).
- Robles, C., Sweetman D., Eminié J. 1990. Lobster predation on mussels: shore-level differences in prey vulnerability and predator deference. *Ecology* 71, 1564-1577.
- Ros, J., Romero J., Ballesteros E., Gili J.M. 1985. Diving in blue water: the benthos. In *Western Mediterranean*, R. Margalef (Eds.), Oxford: Pergamon, 233–295.
- Rossi, L. 1958. Osservazioni sul bentos coralligeno dei dintorni di Catania. *Archivi di Oceanografia e Limnologia* 11, 161-165.
- Rossi, L. 1961. Sur un faciès à gorgonaires de la pointe du Mesco (Golfe de Gènes) (note préliminaire). *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 16 (2), 517-521.
- Russ, G.R., Alcalá A.C. 1989. Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fishes. *Marine Ecology Progressive Series* 56, 13-27.
- Russ, G.R., Stockwell B., Alcalá A.C. 2005. Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *Marine Ecology Progressive Series* 292, 1–12.
- Saint-Marie, B., Sevigny J.M., Smith B.D., Lovrich G.A. 1996. Recruitment variability in snow crab (*Chionoecetes opilio*): pattern, possible causes, and implications for fishery management. In: B. Baxter (Ed.) *Proceedings of the International Symposium on Biology, Management and Economics of Crabs from High Latitude Habitats*. Lowell Wakefield Fisheries Symposium Series, Alaska Sea Grant College Program report, 96-02.
- Sánchez-Lizaso, J.L., Goni R., Reñones O., García-Charton J.A., Charton R., Galzin J.T., Bayle P., Sánchez-Jerez P., Pérez-Ruzafa A., Ramos A.A. 2000. Density dependence in marine protected population: a review. *Environmental Conservation* 27, 144–158.
- Santucci, R. 1928. La pesca dell'aragosta in Sardegna. *Regio Comitato Talassografico Italiano. Memorie*, 23 pp
- Sartoretto, S. 1996. Vitesse de croissance et bioérosion des concrétionnements "coralligènes" de Méditerranée nord-occidentale. Rapport avec les variations Holocènes du niveau marin. Thèse Doctorat d'Écologie, Université d'Aix-Marseille, II.

- Schwartz, C.J., Schweigert J.F., Arnason A.N. 1993. Estimation migration rates using tag-recovery data. *Biometrics*, 49, 177-193.
- Seber, J.A.F. 1965. A note on the multiple recapture census 52, 249-259.
- Secci, E., Addis P., Stefani M., Cau A. 1995 - La pesca di *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) nei mari circostanti la Sardegna. *Biologia Marina Mediterranea* 2 (2), 455-457.
- Sharp, W.C., Hunt J.H., Lyons W.G. 1997. Life history of the spotted spiny lobster *Palinurus guttatus*, an obligate reef-dweller. *Marine Freshwater Resources* 48, 687-698.
- Sheehy, M.R.J. 2001. Implications of protracted recruitment for perception of the spawner—recruit relationship. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58(4), 641-644.
- Smith, I.P., Jensen A.C., Collins K.J., Matthey E.L. 2001. Movement of wild European lobsters *Homarus gammarus* in natural habitat. *Marine Ecology Progressive Series* 222, 177–186.
- Soldo, A., Cetinic P., Dulcic J., Jardas I., Pallaoro A. 2001. The lobate fishery with gillnets in the Eastern Adriatic. *Rapports de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Mer Méditerranée* 36, 324.
- Somers, M. 1991. *Characterizing size-specific fecundity in crustaceans*. In: Wenner A., Kuris A. (Eds.) Crustacean issues, vol. 7. Crustacean egg production. Balkema, Rotterdam, 357-378 pp.
- Sparre, P., Venema S.C. 1992. Introduction to tropical fish stock assessment. FAO Fisheries Technical Paper 306/1.
- Stelzenmüller, V., Maynou F., Martin P. 2007. Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean marine protected area. *Biological Conservation* 136, 571–583.
- Tortonese, E. 1958. Bionomia marina della regione costiera fra punta della Chiappa e Portofino (Riviera Ligure di Levante). *Archivi di Oceanografia e Limnologia* 11, 167-210.
- Tortonese, E. 1965. Fauna d'Italia. Echinodermata. Calderini. Bologna, 422 pp.
- True, M.A. 1970. Étude quantitative de quatre peuplements sciaphiles sur substrat rocheux dans la région marseillaise. *Bulletin de l'Institut Océanographique* (Monaco) 69 (1401), 1-48.
- Tuck I.D., Chapman C.J., Atkinson R.J. 1997. Population biology of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) in the First of Clyde, Scotland.
- Tully, O., Roantree V., Robinson M. 2001. Maturity, fecundity and reproductive potential of the European lobster (*Homarus gammarus*) in Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 81, 61–68.
- Ulmestrand, M., Eggert H. 2001. Growth of Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758) in the Skegerrak, estimated from tagging experiments and length frequency data: *ICES Journal of marine Science* 58(6), 1326-1334.
- Vaissière, R., Fredj G. 1963. Contribution à l'étude de la faune benthique du plateau continental de l'Algérie. *Bulletin de l'Institut Océanographique Monaco*, 60(1272), 1- 83.
- Vannini, M., Cannicci S. 1995. Homing behaviour and possible cognitive maps in crustacean decapods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 193, 67-91.
- Vasconcellos, G. M. 1960. On the size relation and fecundity of the stock of spiny lobster, *Palinurus vulgaris* Lat., at the coast of Portugal. *International Council for the Exploration of the Sea C. M. Shellfish Committee* 219, 1-6.
- Von Salvador, L., 1895 *Columbretes*. Publications de L'Excelletissim Anjuntament de Castelló de la plana 146, 372 pp.
- Waddy, S.L., Aiken D.E. 1991. Egg production in American lobster, *Homarus americanus*. In: Wenner A., Kuris A. (Eds) Crustacean issues, vol. 7. Crustacean egg production. Balkema, Rotterdam, 267-290 pp.
- Wahle, R.A., Incze L.S., Fogarty M.J. 2006. First projections of the American lobster fishery recruitment using a settlement index and variable growth. *Bulletin of marine Science* 74, 101-114.
- Walker, R.S. 1986. The first returns of tagged juvenile lobsters (*Homarus americanus*). *Journal of fisheries research Board of Canada* 10, 371-412.
- White, G.C., Burnham K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46 (suppl.), 120-139.

Williamson, D.I. 1983. Decapoda, Larvae, VIII. Fich Ident *Zooplankton*, 167/168, 8 pp.

Wilder, D.G. 1963. Movements, growth and survival of marked and tagged lobsters liberated in Egmont Bay, Prince Edward island. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 20(2), 305-318.

Wolff, T. 1978. Maximum size of the lobster (*Homarus*)(Decapoda, Nephropidae. *Crustaceana* 34(1), 1-14.

Worm, B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffi E. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314, 787–790.

Zabala, M. 1986. Fauna dels briozous dels Països Catalans. *Arxius Secció Ciències I.E.C.* 84, 1-833.

Zar, J. H., 1999: Biostatistical analysis, 3rd edn. Prentice Hall, Englewood Cliffs NJ, 662 pp.

Zarrouk, T. 2000. Exploitation de la langouste en Tunisie. Memoire d'étude. Institut National Agronomique de Tunisie, 77 pp.

ALLEGATO 1

Tab. 1 – Valori di CPUE (numero N e peso PT) per le varie specie catturate in ciascuna area di ripopolamento

	Bosa		Buggerru		Cabras		Oristano I		Oristano Ucci		Capo Ferrato		Carloforte		Alghero		S.Antioco	
	CPUE N	CPUE PT	CPUE N	CPUE PT	CPUE N	CPUE PT	CPUE N	CPUE PT	CPUE N	CPUE PT	CPUE N	CPUE PT	CPUE N	CPUE PT	CPUE N	CPUE PT	CPUE N	CPUE PT
<b>CROSTACEI</b>															0,15	17,50		
<i>C.granulata</i>					0,05	5,00			0,05	5	0,48	81,82	0,10	10,00				
<i>H.gammarus</i>					0,05	57,50	0,15	82,50	0,05	37			0,05	87,50				
<i>M.squinado</i>					0,05	75,00												
<i>P.elephas</i>	0,20	147,67	1,52	447,37	1,85	424,00	2,35	537,5	1,75	572	0,09	54,50	0,4	133,50	1,90	365,85	0,39	256,22
<i>P.cuvieri</i>									0,05	1								
<b>CEFALOPODI</b>																		
<i>S.officinalis</i>	0,17	54,00			0,05	10,00	0,05	10										
<b>SELACI</b>																		
<i>D.pastinaca</i>	0,03	11,67																
<i>L.circularis</i>																	0,02	40,00
<i>R.brachyura</i>	0,08	68,85			0,05	12,50	0,15	170									0,1	220,00
<i>R.clavata</i>											0,55	900			0,04	280,00		
<i>R.polystigma</i>					0,05	75,00												
<i>S.canicula</i>			0,05	4,00	0,05	7,50	0,15	40,5	0,4	64	0,98	305,45	0,20	20,00	0,35	75,00		
<i>T.marmorata</i>			0,05	115,79														
<b>TELEOSTEI</b>																		
<i>A.cuculus</i>															0,10	17,50		
<i>A.filamentosus</i>													0,05	5				
<i>B.boops</i>							0,15	2,5										
<i>C.conger</i>											0,09	800						
<i>D.annularis</i>	0,13	13,67																
<i>D.dentex</i>			1,52	447,37	0,05	75,00									0,09	100,00		
<i>D.sargus</i>	0,25	35,25			0,05	5,00												
<i>D.vulgaris</i>					0,5	5,00											0,02	4,00
<i>H.dacyliopterus</i>									0,1	15			0,1	17,50	0,10	30,00		
<i>L.bimaculatus</i>							0,1	29,00										
<i>L.mixtus</i>			0,2	10,00									0,20	26,50				
<i>L.piscatorius</i>					0,05	120,00	0,05	120	0,05	19,65					0,09	108,50		
<i>M.barbatus</i>											0,10	5,00						
<i>M.helena</i>					0,05	40,00			0,05	47,5			0,05	87,50				
<i>M.merluccius</i>					0,1	30,00			0,05	70					0,25	130,00		
<i>M.surmuletus</i>	0,07	9,67			0,15	22,50					0,09	54,55			0,05	22,50	0,02	7,00
<i>P.phycis</i>	0,08	20,85	0,21	106,84	0,9	340,00	0,3	100					0,3	92,50				
<i>P.acarne</i>					0,45	75,00	0,2	41,00									0,04	8,00
<i>P.bogaraveo</i>																		
<i>P.erythrinus</i>	0,05	7,75	0,15	50,53	0,05	12,50					0,10	15,00	0,05	4,00	0,1	40,00		
<i>P.pagnus</i>			0,10	40,00					0,05	45					0,68	296,20		
<i>S.cabrilla</i>	0,45	26,32			0,05	5,00					0,10	10,00					0,1	10,00
<i>S.cantharus</i>	0,35	243,85			0,40	145,00	0,05	6,5						0,3	107,50	0,08	20,00	
<i>S.porcus</i>					0,25	65,00	0,1	14									0,54	108,00
<i>S.sarda</i>															0,36	253,00		
<i>S.scomber</i>	0,10	40,00																
<i>S.scrofa</i>	0,23	124,43	0,31	103,16	1,3	157,50	0,45	120			0,37	213,64			0,52	319,50	0,48	192,00
<i>T.draco</i>	0,05	13,15	0,05	12,50			0,05	15,00									0,02	5,00
<i>T.lastoviza</i>					0,05	125,00												
<i>T.lyra</i>											1,07	237,27						
<i>T.minutus</i>							0,1	3,00										
<i>T.trachinus</i>																		
<i>T.trachurus</i>					0,25	50,00			2,25	264	0,10	10,00						
<i>U.scaber</i>							0,05	28									0,28	84,00
<i>Z.faber</i>	0,05	16,15			0,05	17,0					0,10	5,00			0,04	22,00	0,04	20,00

Tab. 2 – Valori medi di CPUE in numero suddivisi per specie e anno, rilevati nell’area di ripopolamento di Su pallosu

Specie		1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<i>Anquilla anguilla</i>	t				0,003175									
<i>Aspitrigla cuculus</i>	t			0,002849										
<i>Anthias anthias</i>	t										0,004167			
<i>Boops boops</i>	t		0,01	0,071897	0,012238	0,004688			0,008333	0,008392	0,080208			
<i>Conger conger</i>	t		0,007703	0,002778	0,003704	0,004167			0,004167			0,015	0,007121	
<i>Calappa granulata</i>	c		0,006667	0,002778	0,005556							0,008333	0,011544	
<i>Crenilabrus sp.</i>	t		0,057984	0,005291	0,003704	0,018861		0,025				0,016667	0,01	
<i>Coris julis</i>	t					0,00463			0,044853		0,004464			
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	t					0,009259				0,024476				
<i>Dentex dentex</i>	t			0,005556		0,005						0,008333		
<i>Dasyatis pastinaca</i>	s				0,005556									
<i>Diplodus puntazzo</i>	t	0,1			0,007407							0,008333	0,004167	0,0125
<i>Diplodus argus</i>	t		0,005	0,002778	0,003704	0,004167					0,004167	0,058333		0,0125
<i>Diplodus vulgaris</i>	t	0,075	0,054	0,036284	0,036577	0,058	0,120238	0,05	0,091469	0,0563	0,064226	0,071667	0,052016	0,0125
<i>Engraulis engrasicholus</i>	t			0,002778										
<i>Galathea strigosa</i>	c	0,05		0,043915	0,009662	0,072283	0,02381	0,025		0,043831	0,005208			
<i>Hommarus gammarus</i>	c	0,05	0,014826	0,002778			0,071429			0,030079	0,016964		0,034094	0,0625
<i>Labrus bimaculatus</i>	t			0,008333					0,162829	0,004762	0,043542	0,04	0,011364	0,0625
<i>Lophius budegassa</i>	t									0,004				
<i>Labrus merula</i>	t					0,327697	0,071429		0,003289	0,01	0,014375			0,05
<i>Lophius piscatorius</i>	t			0,005627	0,006878				0,005					
<i>Loligo vulgaris</i>	m				0,003175	0,001563					0,005208	0,006667		
<i>Muraena helena</i>	t		0,002703	0,002778		0,004167			0,00625					
<i>Mullus barbatus</i>	t		0,005405						0,00625					
<i>Monochirus hispidus</i>	t		0,012	0,008201	0,005556									0,0125
<i>Maja goltziana</i>	c			0,002778	0,004831									
<i>Microchirus ocellatus</i>	t	0,05	0,005	0,002778	0,011709	0,007755			0,015789	0,021538	0,030298	0,021667		
<i>Maja quinada</i>	c	0,05				0,005435				0,004545	0,004167			
<i>Mullus surmuletus</i>	t		0,078536	0,019729	0,041	0,027935	0,095238	0,025	0,125928	0,07157	0,059375	0,093333	0,014217	0,1
<i>Myliobatis aquila</i>	s											0,006667		
<i>Merluccius merluccius</i>	t			0,005556					0,00625			0,006667		0,025
<i>Octopus vulgaris</i>	m			0,011182	0,006878	0,007738			0,010417			0,015		
<i>Oblada melanura</i>	t										0,009375			
<i>Pagellus acarne</i>	t			0,007609	0,003704					0,005				
<i>Pagellus bogaraveo</i>	t					0,00463					0,0125			
<i>Palinurus elephas</i>	c		0,717141	0,647772	0,754451	1,028167	0,432143	0,7	0,58872	1,183025	1,672083	1,745	1,252538	
<i>Pagellus erythrinus</i>	t		0,077326	0,028984	0,024868	0,036		0,025	0,022039	0,003846	0,018631	0,015	0,007411	0,0125
<i>Pagrus pagrus</i>	t	0,05		0,005698	0,005291	0,008333	0,65	0,525	0,741489	0,003846	0,183393	0,38	0,003788	0,0125
<i>Phycis phycis</i>	t	0,225	0,644955	0,383392	0,510467	0,72896				0,31042			0,170952	0,4875
<i>Raja asterias</i>	s				0,003704									
<i>Raja brachyura</i>	s										0,008333		0,011228	0,0625
<i>Raja clavata</i>	s		0,132432	0,008										
<i>Raja miraletus</i>	s		0,005556											
<i>Raja polystigma</i>	s		0,028215	0,042328		0,090476			0,005				0,0125	
<i>Raja sp.</i>	s													
<i>Scyllarus arctus</i>	c			0,008201	0,01087					0,009			0,05	
<i>Sardinella aurita</i>	t			0,030556		0,003571								
<i>Serranus cabrilla</i>	t	0,05	1,007265	0,121	0,088636	0,08		0,146	0,070426	0,204583		0,153	0,05	
<i>Scyllorhinus canicula</i>	s		0,018	0,014103	0,009259	0,004167	0,073	0,0175	0,02316	0,044167	0,04			
<i>Spondylosoma cantharus</i>	t		0,350566	0,124066	0,139153	0,159034	0,125	0,224101	0,17129		0,207	0,076209		0,25
<i>Symphodus cireneus</i>	t			0,008333										
<i>Solea kleini</i>	t				0,001563									
<i>Spicara flexuosa</i>	t			0,024155		0,006192								
<i>Symphodus mediterraneus</i>	t		0,005	0,033425	0,011						0,005208	0,008333		
<i>Spicara maena</i>	t								0,005	0,005				0,0125
<i>Scorpaena notata</i>	t		0,034977	0,049275	0,045503	0,072116	0,025		0,045971	0,018831	0,004167	0,042		0,025
<i>Sepia officinalis</i>	m	0,075	0,005	0,00814	0,016931	0,079		0,05	0,003289	0,005	0,008333	0,023333	0,004167	
<i>Sardina pilchardus</i>	t	0,05		0,033069	0,019324									
<i>Scorpaena porcus</i>	t			0,022446	0,010582	0,00463				0,025	0,01	0,008333	0,011364	0,075
<i>Salpa salpa</i>	t	0,05			0,003704									
<i>Serranus scriba</i>	t											0,016667		
<i>Scomber scomber</i>	t			0,002778										
<i>Scorpaena scrofa</i>	t	0,65	5,199403	0,649334	0,765839	1,070841		0,425	0,547366	0,592709	0,794762	0,66	0,363648	0,65
<i>Spicara smaris</i>	t				0,003704	1,070841			0,003289	0,003846	0,004167	0,004167	0,0125	
<i>Symphodus tinca</i>	t				0,006349									
<i>Solea vulgaris</i>	t		0,006667								0,029167			
<i>Sciaena umbra</i>	t			0,004831										
<i>Trachinus araneus</i>	t			0,005627										0,0125
<i>Trachinus draco</i>	t			0,002778										
<i>Trioloporus lastoviza</i>	t				0,003704	0,005729				0,012846	0,008333			0,0125
<i>Trygla lucerna</i>	t				0,003704					0,022101				
<i>Torpedo marmorata</i>	s										0,004464			
<i>Trachurus mediterraneus</i>	t			0,952369	0,010053				0,19625	0,007692				
<i>Torpedo nobiliana</i>	s	0,1		0,028986										
<i>Trachurus trachurus</i>	t			0,066402	0,003704					0,009091				
<i>Talassoma pavo</i>	t				0,018519									0,025
<i>Torpedo torpedo</i>	s										0,006667			
<i>Trachinus radiatus</i>	t		0,005		0,007407	0,00463				0,008846				
<i>Uranoscopus scaber</i>	t	0,05	0,664922	0,614632	0,057672	0,038313	0,02381	0,025	0,098265	0,05473	0,144851	0,157217		0,1375
<i>Zeus faber</i>	t		0,040811	0,423455	0,017529	0,018915	0,05	0,05	0,020833	0,009545	19,22232	0,016667		0,15



## **Ringraziamenti**

*Desidero ringraziare sentitamente il Prof. Angelo Cau per avermi guidato durante questo studio e soprattutto trasmesso le conoscenze acquisite nella sua esperienza pluriennale nel settore e, la Prof. Annamaria Deiana per le opportunità e il supporto che mi ha fornito in questi anni.*

*Un ringraziamento particolare va a tutta la squadra dell' "aragosta rossa": Dr. Antonello Mulas, Dr. Andrea Bellodi, Dr. Ivan Locci, Dr. Alessandro Cau, Dr. Stefania Vittori, Dr. Martina Marongiu, Dr. Claudia Pedoni il cui aiuto è stato fondamentale per la realizzazione di questo lungo percorso.*

*Un grazie speciale va alla Dott. Cristina Porcu, Dott. Alice Gastoni e Dott. Paola Pesci per aver messo a disposizione le loro competenze nella realizzazione di questi studi.*

*Desidero ringraziare sentitamente i miei genitori per essere stati sempre presenti e incoraggianti.*

*Voglio infine ringraziare tutti gli operatori della pesca delle varie aree di ripopolamento per il supporto e la completa collaborazione dimostrata durante la realizzazione del progetto. Un grazie speciale va a Gianni Usai, a Barore e a tutti gli operatori della Cooperativa di Su pallosu senza il cui entusiasmo e collaborazione tutto questo non si sarebbe potuto realizzare!*

*Grazie di cuore a tutti*

*Cristina*