



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI CAGLIARI

Dottorato di Ricerca

Scienze della Vita, dell'Ambiente e del Farmaco

Ciclo XXIX

Fattori determinanti una corretta azione di ripopolamento di una risorsa marina: il caso dell'aragosta rossa *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) in Sardegna (Mediterraneo centro-occidentale)

SSD: BIO/07 Ecologia

Presentata da:

Dott. Alessandro Consolo

Coordinatore Dottorato:

Prof. Enzo Tramontano

Tutor:

Prof.ssa Maria Cristina Follesa

Esame finale Anno Accademico 2015 – 2016

Tesi discussa nella sessione d'esame marzo – aprile 2017

La presente Tesi è stata prodotta durante la frequenza del corso di dottorato in “Scienze della Vita, dell’Ambiente e del Farmaco” dell’Università degli Studi di Cagliari, XXIX ciclo, con il supporto di una borsa di studio finanziata con le risorse del P.O.R. SARDEGNA F.S.E. 2007-2013 - Obiettivo competitività regionale e occupazione, Asse IV Capitale umano, Linea di Attività 1.3.1 “Finanziamento di corsi di dottorato finalizzati alla formazione di capitale umano altamente specializzato, in particolare per i settori dell’ICT, delle nanotecnologie e delle biotecnologie, dell'energia e dello sviluppo sostenibile, dell'agroalimentare e dei materiali tradizionali”.

Indice

Capitolo 1 - Introduzione	pag.1
Capitolo 2 - Le Aree Marine Protette nella conservazione e gestione delle risorse	pag.8
Capitolo 3 - Biologia della specie e inquadramento sistematico	pag.17
Distribuzione	pag.18
Biologia ed Ecologia	pag.19
Capitolo 4 - La pesca di <i>Palinurus elephas</i>	
4.1 - Mediterraneo e Atlantico	pag.29
4.2 - Sardegna	pag.40
Capitolo 5 - Materiali e Metodi a Area di Studio	pag.49
Capitolo 6 - Trend delle abbondanze e delle densità di <i>Palinurus elephas</i> all'interno delle no-take area	
Introduzione	pag.64
Materiali e Metodi	pag.64
Risultati	pag.68
Capitolo 7 - Il caso di Su Pallosu: analisi completa del trend dal 1997 al 2012	
Introduzione	pag.80
Materiali e Metodi	pag.81
Risultati	pag.82

Capitolo 8 - **Modelli di marcatura e ricattura: Cormack-Jolly-Seber (CJS) e Arnason- Schwartz**

Introduzione	pag.90
Materiali e Metodi	pag.90
Valutazione della ‘Sopravvivenza apparente’ e ‘Probabilità d’incontro’	pag.95
Valutazione della ‘Tasso di movimento fra l’interno e l’esterno dell’area’	pag.121

Capitolo 9 - **L’accrescimento di *Palinurus elephas***

Introduzione	pag.133
Materiali e Metodi	pag.136
Risultati	pag.141

Capitolo 10 - **Le risorse alieutiche associate a *Palinurus elephas***

Introduzione	pag.151
Materiali e Metodi	pag.153
Analisi dei trend di abbondanza e densità	pag.160
Indici di Biodiversità	pag.184

Capitolo 11 - **Conclusioni**

Bibliografia	pag.215
---------------------	---------

Capitolo 1

Introduzione

Negli ultimi anni si è raggiunta una maggiore consapevolezza degli impatti e delle minacce a cui le risorse marine sono sottoposte. In conseguenza ad un loro sempre maggior sfruttamento si è infatti assistito ad un evidente declino (Agarty, 1999), che ha riguardato in particolare le risorse costiere, maggiormente vulnerabili alle azioni umane (Halpern *et al.*, 2008; Jackson *et al.*, 2001). In linea generale, si sta sempre più prendendo coscienza che il continuo degrado degli habitat e l'aumento della pressione antropica sembrano destinati ad aumentare in futuro, e che la capacità di recupero dei mari dalle perturbazioni globali e, quindi, la capacità di mantenere gli ecosistemi integri e in buona salute, si stia sempre più indebolendo (Worm *et al.*, 2006). In questo contesto, si sta registrando una notevole spinta verso studi mirati a una conservazione “attiva” del mare (Hockey e Branch, 1997; Lubchenco, 1997) sia in termini di conservazione che di gestione, ossia l'attuazione di politiche gestionali innovative atte ad incrementare gli stock ittici garantendone allo stesso tempo la protezione.

Proteggere determinate aree naturali terrestri al fine di mantenerle integre non è un fenomeno recente nella storia dell'umanità, e, per diverse ragioni, è stato attuato anche in passato. Per quanto riguarda l'ambiente marino, l'evoluzione del concetto di protezione fu molto più lenta: Jean Baptiste Lamarck e Thomas Huxley consideravano gli organismi marini immuni dal rischio di estinzione a causa delle loro elevate abbondanze e della loro elevata fecondità. Tale concetto rifletteva la convinzione, diffusa tra il XVIII e XIX secolo, che le risorse marine rappresentassero una fonte inesauribile che non sarebbe mai stata impoverita dalle attività antropiche. Tuttavia, il crescente numero di estinzioni di specie, globali o locali, ha

costretto l'uomo ad assumere la consapevolezza che il rischio di estinzione negli ambienti marini fosse di gran lunga maggiore di quello finora riconosciuto (Casey e Myers, 1998; Hyrenbach *et al.*, 2000).

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). Quest'attività, fin dai tempi più antichi, ha rappresentato un'importante fonte di sostentamento per l'uomo. Durante l'ultimo secolo, la pesca artigianale si è rapidamente trasformata in ciò che oggi viene definita una grande industria (Zenetos *et al.*, 2002). Negli ultimi anni, infatti, sembra essere sempre più evidente il ruolo dell'uomo, tanto cruciale quanto devastante, nel plasmare le comunità marine. A livello globale, quasi il 70% degli stock ittici e degli invertebrati risulta essere estinto o fortemente sfruttato. Allo stato attuale, come dimostrato da diversi studi, il 23% degli stock ittici mondiali è considerato moderatamente sfruttato, il 44% risulta sfruttato in modo intensivo o totale, il 16% è sovra-sfruttato, il 6% viene considerato scomparso e solo il 3% mostra una lenta ripresa (FAO, 2009).

Per cercare di far fronte a tali problematiche, e quindi nel tentativo di arrestare l'ulteriore deterioramento degli habitat marini, e offrire un'alternativa ai tradizionali metodi di gestione delle risorse (Sanchez Lizaso *et al.*, 2000), nel corso del secolo scorso, sono state istituite, in tutto il mondo (Jones *et al.*, 1993) un gran numero di riserve marine. Nonostante siano state proposte, nel corso degli anni, diverse strategie per la protezione delle popolazioni, le riserve marine, fondamentalmente, offrono un diverso tipo di protezione, ossia un luogo spazialmente definito, spesso permanente, in cui sono presenti restrizioni di un certo grado sulle attività antropiche, spesso altamente impattanti. L'obiettivo principale che le aree marine protette si prefiggono è, infatti, la protezione degli habitat e delle aree di interesse dalle attività umane che li deteriorano; tale protezione svolge un effetto positivo nel ripristinare le condizioni naturali

preesistenti e nel mantenimento della biodiversità marina. A tal proposito un'approfondita conoscenza e comprensione sull'effettiva funzionalità delle aree di ripopolamento si rende sempre più necessaria.

In questa tesi vengono riportati i risultati relativi al caso specifico dell'aragosta rossa, *Palinurus elephas* in Sardegna, la cui pesca sta attraversando da tempo una profonda crisi in tutto il Mediterraneo.

Nonostante la Sardegna abbia da sempre rappresentato una delle regioni italiane con la più alta produttività (dati IREPA, 2007), negli ultimi anni ci si era resi sempre più conto che le regolamentazioni gestionali attualmente in vigore (norme comunitarie e nazionali) non risultavano più sufficienti a garantire uno sfruttamento razionale della risorsa.

P. elephas è stata pescata per secoli in tutto il Mediterraneo, e documenti sull'attività di pesca commerciale esistono almeno dal diciannovesimo secolo (Von Salvador, 1895). Un sovra sfruttamento delle popolazioni per l'intero bacino fu notato già nei primi anni '30 (Ninni, 1934) ma l'estensione del declino della pesca si registrò intorno al 1960-1980, in seguito al passaggio dei metodi di cattura dalle nasse alle reti a tramaglio (Marin, 1985; Ceccaldi e Latrouite, 2000; Hunter, 1999). In quegli anni, la crescente richiesta del prodotto nel mercato aveva portato a un aumento dello sforzo di pesca, con un netto incremento del prelievo, una diminuzione delle classi di cattura e una tendenza a pescare esemplari di taglia sempre più piccola.

In particolare nei mari circostanti la Sardegna, la pesca dell'aragosta ha avuto inizio fra il 1890 e il 1900, e riveste storicamente un ruolo di primaria importanza per la piccola pesca artigianale di numerose marinerie sarde. Tuttavia, dalla fine del secolo scorso ha assunto proporzioni di notevole intensità a seguito dell'incremento del numero delle imbarcazioni, del numero degli attrezzi per barca e degli operatori.

A partire dagli anni 90, la tendenza al decremento delle catture, sempre più marcata e compensata da un costante aumento del prezzo, ha reso indispensabile la ricerca di nuovi studi sia in termini di conservazione che di gestione, e in particolare, di politiche di gestione innovative che portassero all'incremento degli stock ittici pur garantendo la loro protezione. Tutto ciò ha indotto le Amministrazioni Regionali, insieme alle Nazionali ed Europee, a istituire norme più restrittive che riducessero lo sforzo di pesca (limitazione temporale), tutelassero i riproduttori (limitazione stagionale) e il reclutamento (taglia minima di cattura). Dal 1995 il **Decreto ministeriale n.412 del 10 maggio** vieta, infatti, la pesca del crostaceo dal 1 Settembre al 28 Febbraio, mentre, dal 2006, la taglia minima di cattura è regolamentata dal decreto europeo che prevede una taglia minima di 90 mm di lunghezza carapace, pari a circa 26 cm di lunghezza totale (**Reg. CE n. 1967/2006**).

Come ulteriori strumenti di tutela sono state istituite numerose aree di ripopolamento nelle diverse regioni del Mar Mediterraneo, finalizzate a contrastare l'overfishing. Primo esempio, in quest'ottica, è stata l'istituzione nel 1998 di un'area di ripopolamento dell'aragosta (no-take area) al largo delle coste del Sinis nella zona di Su Pallosu (Sardegna centro occidentale), creata nel 1997 e chiusa alla pesca nell'anno successivo secondo la **Legge Regionale N. 776 del 6-5-1998**.

Numerosi sono gli studi riguardanti l'effettiva funzionalità delle riserve marine per specie di interesse commerciale come *P.elephas* (Sanchez Lizaso *et al.*, 2000), ma pochi di questi trattano l'importanza delle stesse negli incrementi di biomassa al loro interno e degli effetti dello spillover nelle zone limitrofe, la cui valutazione attraverso l'utilizzo di modelli matematici non è stata spesso possibile; ciò è dovuto principalmente alla mancanza di un set rappresentativo di dati e all'impossibilità di delineare un robusto disegno di campionamento, che portino a

sviluppare dei modelli teorici (DeMartini, 1993) raramente ben testati e stimati (Russ e Alcalá, 1989; McClanahan e Kaunda-Arara, 1996; Hobday *et al.*, 2005; Goni *et al.*, 2006).

In generale in bibliografia, è stato notato che soprattutto le specie con moderata mobilità e soggette a un elevato livello di mortalità da pesca possono registrare le migliori risposte alla protezione (Micheli *et al.*, 2004; Goni *et al.*, 2008): le aragoste, che hanno un elevato valore commerciale, beneficiano in particolar modo dell'attivazione di piccole aree protette (Smith *et al.*, 2001; Follesa *et al.*, 2009). Edgar e Barrett (1999) documentarono uno straordinario incremento della biomassa delle aragoste dopo l'implementazione della riserva dell'isola di Santa Maria, in Tasmania, mentre Lester *et al.*, 2009 mostrarono che le aragoste sono quelle che presentano i maggiori e significativi benefici dalla protezione.

I dati derivanti dai nostri studi effettuati all'interno dell'area della riserva di Su Pallosu, area pilota nei nostri studi, invece, suggeriscono che per una specie a lungo ciclo vitale come l'aragosta un orizzonte di 15 anni può fornire solamente delle evidenze parziali dei benefici, ma allo stesso tempo garantisce una visione completa dei potenziali effetti dell'introduzione di aree protette nella gestione della pesca commerciale di aragoste: la tendenza alla crescita della biomassa e della densità dell'aragosta all'interno dell'area non appare, infatti, ancora frenarsi (Follesa *et al.*, 2008, 2010, 2011). Uno dei primi effetti positivi derivati dallo studio dell'area in un arco di tempo così elevato, è rappresentato dalla valutazione degli incrementi delle taglie all'interno della riserva. Gli esemplari adulti, nell'area di Su Pallosu, hanno progressivamente raggiunto classi di taglia sempre più elevate, con un conseguente aumento della biomassa. Questo progressivo aumento percentuale, sia in termini di abbondanza che di densità, sembra essere attribuibile alla limitata capacità di movimento dei riproduttori, che a loro volta hanno contribuito, grazie alla loro attività riproduttiva, a un progressivo incremento, nel tempo, del numero di giovanili.

Importanti risultati sono emersi, infatti, anche dagli effetti registrati nei settori commerciali di pesca che circondano l'area di ripopolamento, in cui, per effetto di continui spostamenti degli esemplari (Follesa *et al.*, 2007a, 2011), si è registrato un aumento delle catture nelle aree circostanti. Tale risultato è stato agevolato oltre che dal divieto di qualsiasi forma di prelievo nell'area, che ha garantito il raggiungimento di taglie ormai non più catturate nelle aree commerciali di pesca, anche dalla continua immissione di esemplari sottotaglia catturati nelle zone di pesca commerciali, marcati e rilasciati all'interno dell'area.

La sperimentazione di Su Pallosu rappresenta oggi un modello assoluto, essendo uno dei primi attuati in Europa, ed è un esempio di lavoro per numerose altre marinerie. Si è trattato di un vero e proprio progetto di ripopolamento estensivo, realizzato con il coinvolgimento dei pescatori che, presa coscienza della grave situazione, hanno deciso di affrontare il problema in stretta collaborazione con l'Università.

Visti i risultati sorprendenti raggiunti nell'area di Su Pallosu, il valore delle no-take aree è stato unitamente riconosciuto da politici, ricercatori e operatori della pesca locali. In quest'ottica la Regione Sardegna, al fine di contribuire ad una sempre più razionale gestione della risorsa, ha attivato nel 2009 altre 14 aree di ripopolamento, 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**). Durante il **"Programma di ripopolamento attivo dell'aragosta rossa (*Palinurus elephas*) – Legge regionale 14 aprile 2006, n. 3, art. 6. 1/11 DECRETO N. 1247/DecA/50 DEL 07/05/2010"** si è avuta quindi l'opportunità di approfondire attraverso repliche spaziali, eseguite con cadenza quindicinali all'interno di ciascuna area di ripopolamento attiva tra il 2010 e il 2015 (aree di Castelsardo, Bosa e Buggerru), quali fattori abbiano accompagnato la riuscita della sperimentazione.

Lo scopo del presente studio è quello di analizzare e valutare la funzionalità delle stesse, identificando in maniera più approfondita tutte le caratteristiche fondamentali e i fattori che hanno permesso alle no-take aree intorno alla Sardegna di raggiungere in maniera efficace il ripopolamento effettivo della risorsa, basandosi principalmente su un disegno di campionamento che preveda accurate repliche spaziali e temporali per un arco di tempo sufficiente a permettere sia la valutazione degli incrementi di biomassa dell'aragosta rossa all'interno dell'area di tutela, che dell'effetto spillover nelle zone commerciali di pesca limitrofe. In particolare, questi risultati sono stati osservati attraverso l'applicazione di complessi modelli statistici, in relazione al fatto che ognuna delle aree è caratterizzata da estensioni e condizioni di sfruttamento pre-tutela assai differenti. Al termine dello studio verranno indicati i fattori cardine per determinare la riuscita dell'azione di ripopolamento, e conseguentemente un miglioramento della gestione della risorsa.

Capitolo 2

Le Aree Marine Protette nella conservazione e gestione delle risorse marine

Il termine “area marina protetta” nasce per descrivere i luoghi gestiti per la conservazione di specie e comunità. Ci sono un certo numero di definizioni diverse e sistemi di classificazione delle AMP. Il più ampiamente utilizzato è stato istituito dall'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN). Secondo questa definizione, una zona protetta (comprese le aree marine) è: “qualunque area intertidale o sublitorale con le acque che la ricoprono, la flora, la fauna, le caratteristiche storiche e culturali, sottoposta per legge a misure di protezione riferite, in tutto o in parte, all’ecosistema ambientale che vi è compreso” (Allison *et al.*, 1998). Attualmente un numero sempre più crescente di aree marine protette vengono istituite in Europa. La rete europea di zone marine protette comprende 7.725 siti che coprono il 5,9% delle acque dell'UE, e di una superficie totale di 338.623 km² (Russi *et al.*, 2016).

Esse mirano a proteggere e preservare gli habitat restringendo le varie attività antropiche, favorendo in questo modo il ripristino dello stato naturale delle risorse degli ecosistemi marini, e tutelando le specie nelle fasi critiche del loro ciclo vitale, ossia le aree di accrescimento degli stadi giovanili e quelle di deposizione. Le AMP nascono e contribuiscono quindi allo scopo di conservare la biodiversità marina, mantenere la produttività e contribuire al benessere economico e sociale (Villa *et al.*, 2002).

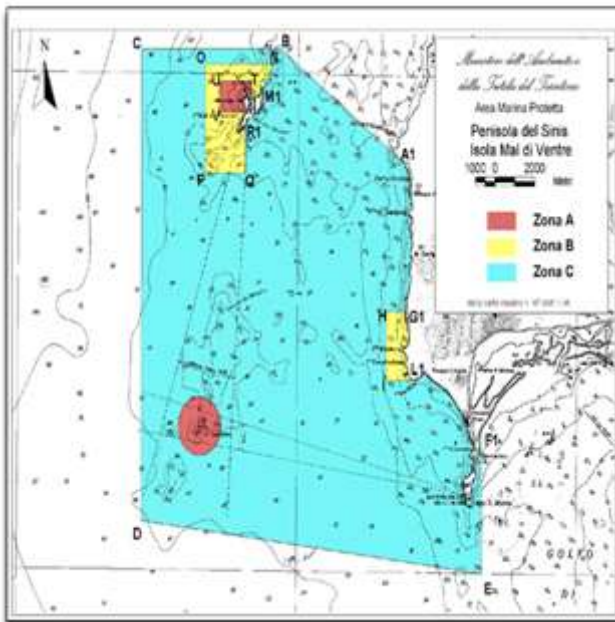


FIGURA 2.1 - AREA MARINA PROTETTA DEL SINIS

Il fine delle AMP, infatti, non è solo quello di proteggere gli ambienti sensibili e le specie minacciate, ma è anche quello di contribuire all'incremento della produttività delle aree di pesca evitando fenomeni di sovrasfruttamento delle risorse a livello locale, promuovendo uno sviluppo sostenibile.

Negli ultimi anni anche operatori di pesca e agenzie governative hanno preso atto

del fatto che esse possono servire a migliorare l'uso sostenibile delle risorse, oltre che promuoverne la conservazione. Questa modalità di gestione è, infatti, più facilmente accettabile a livello sociale in quanto da la possibilità a certe specie di avere un "rifugio sicuro" (Cattaneo-Vietti, 2007; Chape *et al.*, 2005).

Le AMP possono variare da piccole aree dette "no-intrusion", alle riserve no-take, sino a grandi aree a uso multiplo. I modelli gestionali delle AMP, quindi, possono essere generalmente classificati come appartenenti a uno dei seguenti tre schemi:

- ✓ **Zone no-take**
- ✓ **Con funzione-specifica**
- ✓ **A uso multiplo**

Zone no take

Le **No-take zone** sono luoghi in cui è vietato qualsiasi tipo di prelievo. Queste restrizioni si applicano alla pesca commerciale sia ricreativa che tradizionale, ed hanno lo scopo di affrontare direttamente le questioni relative allo sfruttamento delle risorse marine e il relativo

impatto. Le No-take zone non sono così restrittive come le aree “no-intrusion”, dove agli esseri umani è vietato l'ingresso al fine di proteggere le risorse sensibili, quali siti di riproduzione per gli uccelli o mammiferi marini. Allo stesso tempo, le aree no-take sono per definizione più restrittive delle aree “harvest refugia”, in quanto precludono l'estrazione di tutta la vita marina e non di una o più specie. Sono istituite per una varietà di ragioni, tra cui la ricerca scientifica, la tutela della biodiversità, la protezione delle specie in via di estinzione, la protezione degli habitat critici o gli stock e la protezione degli ecosistemi rappresentativi (Ormond, 2005).

Molti paesi hanno istituito le zone no-take, ma questi tipi di AMP in genere non sono così diffuse come gli altri modelli. Sono generalmente di dimensioni più piccole rispetto a molte altre AMP (in quanto la loro istituzione preclude il sacrificio di zone di pesca commerciali), anche se possono essere inclusi come zone all'interno di grandi AMP a uso multiplo. Richiedono spesso forti regolamenti diretti a vietare qualsiasi tipo di prelievo.

A livello internazionale, la letteratura spesso illustra esempi empirici sul ruolo e sugli effetti delle riserve marine o "zone no-take" nel sostenere la pesca. I siti marini di Natura 2000 e gran parte della AMP sono quasi esclusivamente “multi-use zone”, in cui la pesca e le altre attività sono autorizzati a vari gradi. Alcuni Stati membri dell'UE hanno introdotto grandi no-take zone in acque lontane (come, ad esempio, riserve francesi in Kermadec e la Polinesia francese, le riserve del Regno Unito intorno all'isola di Pitcairn), all'interno delle acque territoriali d'Europa, questo livello di protezione è semplicemente utilizzato per alcune aree molto piccole.

Varie ricerche in tutto il mondo hanno dimostrato che le no-take areas, non solo rappresentano degli strumenti di conservazione della natura, ma anche luoghi in cui i valori come ricchezza specifica, biomassa e dimensione degli organismi sono in netta e progressiva crescita al loro interno (Gell *et al.*, 2005). Guidetti *et al.* (2014) hanno condotto uno studio sui

dati provenienti da 30 AMP con diversi livelli di protezione, nel Mediterraneo. I risultati indicano un livello di biomassa significativamente più elevato in no-take aree rispetto ad aree marine “multi-use” e zone ad accesso aperto. Inoltre, l'aumento della biomassa è stato seguito da un aumento delle specie di valore commerciale. Leenhardt *et al.* (2013) presentano un'analisi su 46 no-take zone del Mediterraneo, trovando significativi incrementi medi di biomassa (+ 238%), di densità (+ 116%), e ricchezza in specie (+ 13%). Moland *et al.* (2013) hanno indagato sugli effetti relativi alle popolazioni di aragosta in un'area al di fuori della costa norvegese Skagerrak nel 2006. Attorno al 2010, la cattura per unità-sforzo (CPUE) di aragosta, che godeva di una protezione totale all'interno di quest'area marina protetta, è aumentato del 245% all'interno dell'area.

AMP con funzione specifiche

Le AMP sono progettate per una moltitudine di scopi o di gestione di attività specifiche. Gli esempi includono **AMP stabilite e gestite specificatamente** al fine di proteggere le aree per: attrazione puramente ricreative, protezione di caratteristiche storiche, archeologiche e culturali, obiettivi di gestione della pesca specifici (come ad esempio gli “harvest refugia” per una singola specie o gruppi di specie), ricerca scientifica.

La natura di tali aree marine protette, il quadro normativo, e altri fattori variano da sito a sito sulla base degli obiettivi primari. Utilizzare questo tipo di restrizioni tende a essere meno rigoroso delle no-take zone, e sono generalmente finalizzati al controllo delle sole attività che potrebbero minacciare le caratteristiche delle aree protette.

AMP a uso multiplo

L'ultima generazione di aree marine protette sono in gran parte in fase di progettazione come **AMP a uso multiplo**. Queste AMP considerano le esigenze di soggetti diversi e forniscono un meccanismo per affrontare una vasta gamma di dilemmi gestionali sulle risorse e gli habitat marini (Agardy 1994, a). Sono generalmente più grandi delle no-take aree, e molte dotate di sistemi di suddivisione interna in zone, al fine di proteggere aree ecologicamente più critiche e sensibili che hanno bisogno di monitoraggio e valutazione. La zonizzazione può anche contribuire a prevenire i conflitti tra i diversi usi del ambiente marino, come la ricreazione, il turismo e la pesca. Utilizzare aree marine protette di più grandi dimensioni può fornire una maggiore capacità nel proteggere gli organismi su aree geografiche più ampie.

Le aree no-take o le no-intrusion possono rappresentare possibili tipi di zona, così come aree ricreative o luoghi di raccolta delle risorse. La separazione temporale delle attività consentite e limitate è un altro metodo utilizzato per gestirle.

La prima vera riserva dedicata interamente all'ambiente marino sembrerebbe essere rappresentata dal "Fort Jefferson National Monument", istituita in Florida nel 1935 (Gubbay, 1995). Nonostante questi inizi precoci, la realizzazione di vere e proprie aree marine protette si realizzò molto lentamente. Infatti, i primi dati sull'istituzione delle AMP in diverse regioni risalgono a oltre il 1960. Per quanto riguarda il Mediterraneo, l'istituzione delle riserve iniziò in Francia negli anni '60 con la nascita del parco nazionale di Port Cros nel 1963, seguita dalla Spagna a metà degli anni '80 con la nascita della riserva marina dell'isola di Tabarca nel 1985 e superata la metà degli anni '80 fu la volta della Grecia e dell'Italia dove le prime due AMP (Miramare e Ustica) vennero istituite nel 1986 (Cognetti *et al.*, 2008). L'Italia risulta essere lo

stato con il maggior numero di AMP del Mediterraneo e tra le prime del mondo (Cattaneo-Vietti e Tunesi, 2007).

Le valutazioni empiriche di impatto positivo delle riserve marine sugli stock ittici sia all'interno che all'esterno delle aree protette sono limitate. Questo è a causa della giovane età di molti siti marini, in cui la maggior parte delle volte vengono a mancare dei piani di gestione (o misure equivalenti) che descrivano dettagliatamente gli obiettivi di conservazione del sito e come raggiungerli (Commissione europea, 2014 A). Da questo si può desumere che non bastano semplici regolamenti per essere in grado di avere un impatto significativo, ma bisogna inquadrare il problema in un contesto molto più ampio.

Nella promozione delle riserve protette, al fine di evitare scarsi rendimenti della stessa, è, infatti, importante una buona conoscenza di base sulla protezione del mare (Agarty *et al.*, 2003). I processi rilevanti nel buon funzionamento comprendono, infatti, diversi fattori, tra cui le caratteristiche delle zone quali posizione, dimensione, tipo di habitat, oceanografia, livello di protezione, il ciclo di vita delle specie interessate al reclutamento (uova, larve e stadi giovanili), i processi fondamentali che stanno alla base del movimento della specie (riproduzione, predazione, competizione) (Planes *et al.*, 2000). Nonostante la presa di coscienza dell'importanza di questi fattori, le riserve marine talvolta non sono risultate esenti dall'incontro di fallimenti. Questi vengono spesso attribuiti a cause quali un disegno sperimentale inappropriato e a una scorretta e/o inadeguata gestione (Guidetti *et al.*, 2008). Nel primo caso, occorre considerare che la conoscenza di questi fattori risulta piuttosto complicata in quanto risultano variabili in base ai diversi taxa, ai siti e spesso anche le dimensioni delle riserve stesse. Dinanzi a questi problemi, sembra non bastare l'istituzione di singole aree ma sarebbe necessario creare un efficace network di riserve marine che rappresenti la migliore speranza per

la conservazione sostenibile di ecosistemi naturali, dei loro habitat e delle loro specie (Cattaneo-Vietti e Tunesi, 2007).

Negli ultimi 20 anni è aumentata esponenzialmente la letteratura che riconosce l'efficacia della gestione delle aree un passo fondamentale verso lo sviluppo sostenibile (Hockings *et al.*, 1998; Imperial, 1999; Scrase e Sheate, 2002; Hockings *et al.*, 2004). L'effetto della riduzione del tasso di overfishing sulla densità e sulla biomassa delle popolazioni ittiche è stata oggetto di studi approfonditi sia in Mediterraneo che in altre regioni marine (Sánchez Lizaso *et al.*, 2000). All'interno di una riserva marina ben gestita, in un tempo abbastanza limitato (da 1 a 3-4 anni), si assiste a un incremento dei valori di densità, biomassa, taglia media, diversità e produzione di uova e larve degli organismi presenti all'interno dell'area rispetto a quelli presenti nelle aree di pesca adiacenti (effetto riserva), soprattutto per quanto riguarda la fauna ittica, e in particolare le specie target della pesca. All'effetto riserva si vanno a sommare altre due conseguenze della protezione molto importanti: "l'effetto reclutamento" e "l'effetto spillover". Questi due fenomeni sono in grado di influenzare positivamente la dinamica delle diverse specie permettendo un migliore rendimento della pesca nelle zone limitrofe. Gli incrementi derivanti dalla protezione della fauna ittica e soprattutto dalla salvaguardia dei riproduttori delle diverse specie, porteranno, infatti, nel tempo a un aumento della produzione di uova (dovuto sia all'aumento della densità che all'aumento delle dimensioni degli individui) e di conseguenza di larve e individui giovanili che, essendo spesso pelagici, verranno esportati verso zone esterne all'area permettendo così un aumento di individui di diverse specie anche in zone lontane dal sito protetto (Abesamis e Russ, 2005; Alcalá *et al.*, 2005; Pomeroy *et al.*, 2004), effetto che è stato dimostrato in gran parte del mondo e in diverse aree marine (Halpern e Warner, 2002; García-Rubies e Zabala, 1990; Goñi *et al.*, 2010; Guidetti, 2006).

In particolare, per quanto concerne la specie oggetto di questo studio, *Palinurus elephas*, i meccanismi che causano l'effetto spillover possono essere molteplici e differenti, ma in generale, questi dipendono dall'incremento in biomassa all'interno dell'area protetta, dalla mobilità della specie, e dalle caratteristiche dell'habitat intorno all'area di ripopolamento (Goñi *et al.*, 2006). Generalmente i modelli di distribuzione mostrano come gli esemplari preferiscano muoversi verso aree dove la densità degli esemplari non è legata alla disponibilità di cibo. Tuttavia possono sussistere degli spostamenti verso l'esterno dei siti protetti determinati da un aumento della densità e della biomassa delle popolazioni: il sovraffollamento all'interno delle aree protette genera una limitazione degli spazi/risorse a disposizione che può spingere alcuni organismi a insediarsi all'esterno delle aree stesse (Rakitin e Kramer, 1996). L'effetto riserva dovrebbe garantire, quindi, il raggiungimento della capacità portante dell'area interessata spingendo così gli organismi, normalmente più giovani e di taglie medie, a spostarsi nei territori adiacenti. In secondo luogo, le specie che si accrescono indisturbate all'interno delle aree marine protette, a causa della ridotta pressione di pesca, possono comportare un effetto spillover di esemplari adulti in zone di pesca adiacenti (Vandeperre *et al.*, 2011). Grazie a questi effetti, all'interno e all'esterno delle riserve, il settore della pesca locale può beneficiare delle restrizioni tecniche imposte alla pesca stessa a causa dell'istituzione di una AMP.

In generale i benefici nella pesca sono tuttavia difficili da dimostrare, in parte perché la maggior parte delle aree protette non sono state designate per tali scopi, e in parte a causa della mancanza di dati sulla pesca prima della creazione delle aree di riserva, o di repliche spaziali (Bostford *et al.*, 2003). Lo spillover delle specie oggetto di protezione all'interno delle aree marine, anche se ampiamente previsto dai modelli teorici e statistici (DeMartini, 1993), è stato, infatti, raramente testato e valutato (Russ e Alcalá, 1989; McClanahan e Kaunda-Arara, 1996; Hobday *et al.*, 2005; Goñi *et al.*, 2006). Gli studi sul movimento sono stati spesso ostacolati dalla

difficoltà di realizzazione di un buon disegno di campionamento e, soprattutto, dalla mancanza di una serie temporali di dati sulla marcatura e ricattura degli esemplari (Roberts e Polunin, 1993; McClanahan e Kaunda-Arara, 1996). In generale, il potenziale impatto positivo delle aree protette in materia di pesca nelle aree circostanti, dipende da come queste ultime vengono gestite. Infatti, possono essere utili soprattutto nei casi in cui l'attività di pesca è stata prima mal gestita e gli stock depauperati.

L'effetto spillover viene considerato un effetto a lungo termine in quanto sembra manifestarsi diversi anni dopo l'istituzione di un'area marina, in dipendenza del tasso di recupero delle varie specie e delle condizioni ambientali locali (McClanahan *et al.*, 2007). Studi a lungo termine sono, a tal proposito, molto importanti per stimare l'effettività di queste misure di protezione (Russ *et al.*, 2005), ma la maggior parte di essi ha argomentato solo su risultati complessivi (che quindi non consideravano l'evoluzione temporale del dato) o solo su pochi anni di sperimentazione (DeMartini, 1993; Russ e Alcalá, 1989; McClanahan e Kaunda-Arara, 1996; Hobday *et al.*, 2005; Goni *et al.*, 2006). Studiare l'efficacia delle riserve marine in termini d'incremento delle specie d'interesse economico e commerciale rappresenta una delle ricerche chiave non solo per valutare il funzionamento di una riserva marina, ma anche per responsabilizzare gli operatori della popolazione locale evidenziando l'azione positiva data dalla protezione. Quando la pesca viene vietata o regolamentata e vengono interdette o disciplinate le varie attività antropiche, il successo a lungo termine dipenderà soprattutto dal rispetto generale delle normative vigenti da parte dei fruitori.

Capitolo 3

Inquadramento sistematico e biologico

Palinurus elephas

Phylum:	ARTROPODA
Subphylum:	CRUSTACEA
Classe:	MALACOSTRACA
Sottoclasse:	EUMALACOSTRACA
Superordine:	HOPLOCARIDA
Ordine:	DECAPODA
Subordine:	MACRURA-REPTANTIA
Infraordine:	PALINURIDEA
Famiglia:	PALINURIDAE
Genere:	PALINURUS
Specie:	<i>PALINURUS ELEPHAS</i> (FABRICIUS, 1787)



Fig. 3.1 - Esempio di *Palinurus elephas* nel suo habitat naturale

Biologia della specie

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 e 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).

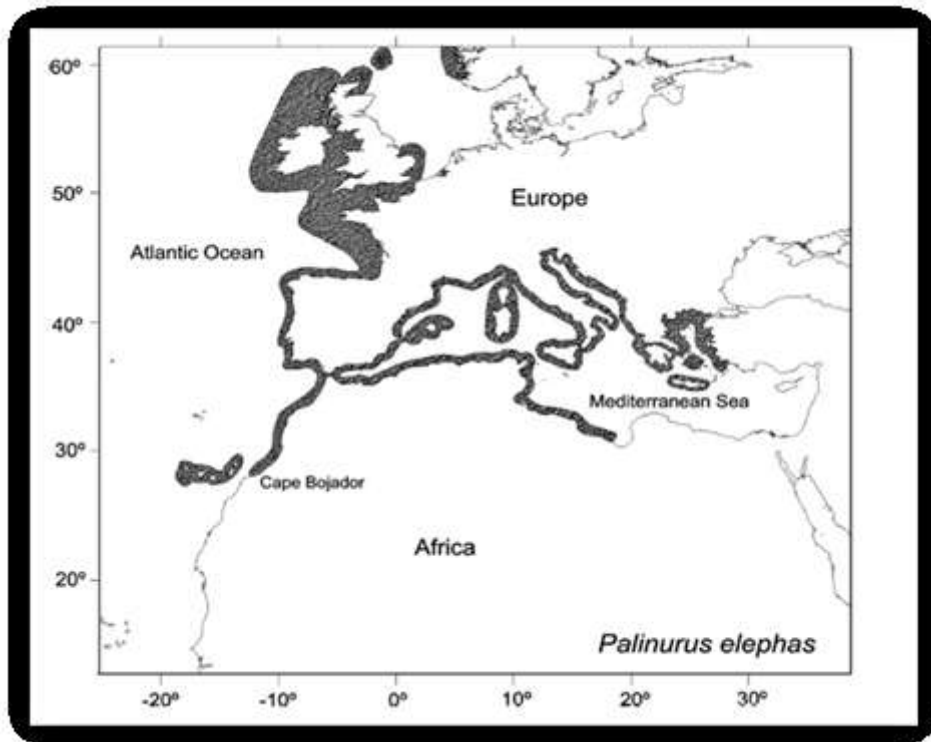


Fig. 3.2 - Distribuzione di *Palinurus elephas* (Goni e Latrouite, 2005).

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. 3.3 - 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. 3.3), 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. 3.3) 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 e ottobre (Vasconcellos, 1960; Gibson e

O’Riordan, 1965; Mercer, 1973; Hunter *et al.*, 1996), con picco di formazione dei cuscinetti di uova tra settembre e 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, ciononostante 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 a 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 zooplanctoniche, di forma vagamente foliacea, chiamate phyllosoma (Fig. 3.4). 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).

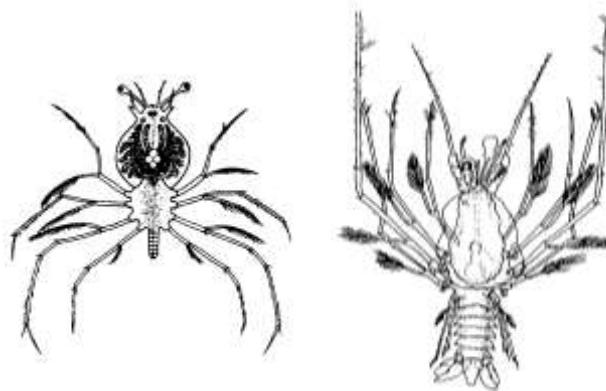


Fig. 3.4 - Phyllosoma di *Palinurus elephas* dopo la schiusa (sinistra). Phyllosoma tardivo di *P. elephas* (destra).

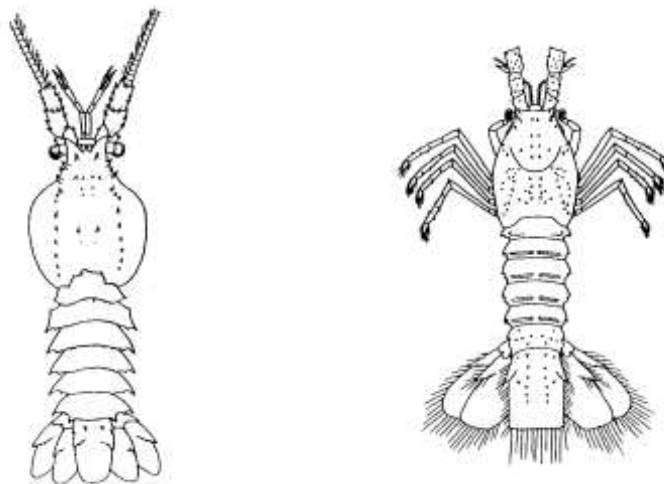


Fig. 3.5 - Puerulus (sinistra) e post-puerulus (destra) di *Palinurus elephas*.

Al termine dell'ultimo stadio di sviluppo, il phyllosoma muta divenendo un puerulus, la postlarva dei palinuridi (Fig. 3.5) . 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 chemio recettrici (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.*, 2001 b; 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 a 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 a 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 e 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: 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.* (2003 b) 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; 2001 b). Questi spostamenti sono regolati anche dalle disponibilità di cibo e dalla necessità di nuovi rifugi.

Studi di marcatura e ricattura effettuati in Atlantico e 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.*, 2001 b). 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 subita 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) ed *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.*, 2001 a), questo è stato invece osservato in cattività (Marin, 1987). La mortalità naturale è stata stimata essere 0,11 y⁻¹ (Hepper, 1977) e 0,15 - 0,3 y⁻¹ (Marin, 1987). Questi valori molto bassi riflettono una strategia di vita ad accrescimento lento e 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 4

La pesca di *Palinurus elephas*

4.1 La pesca in Mediterraneo e Atlantico

P.elephas è stata pescata per secoli e documenti sull'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.*, 2003, b; 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.*, 2003, b) ma anche sul campionamento delle catture commerciali poiché 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.*, 2003 b) 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 un'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 by-catch e un maggiore impatto fisico sugli habitats bentonici attraverso catture accidentali di spugne, briozoi, coralli e alghe coralline (Goni *et al.*, 2003, b; 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 permette 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. 4.1 e 4.2). 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).

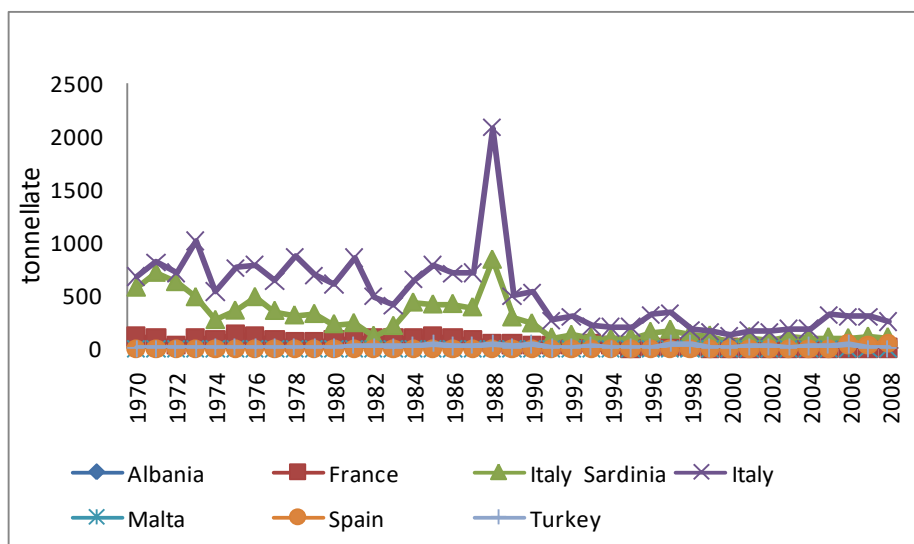


Fig. 4.1 - Statistiche FAO: dati sbarcato aragoste dal 1970 al 2008. Trends dello sbarcato con incluso i dati relativi all'Italia.

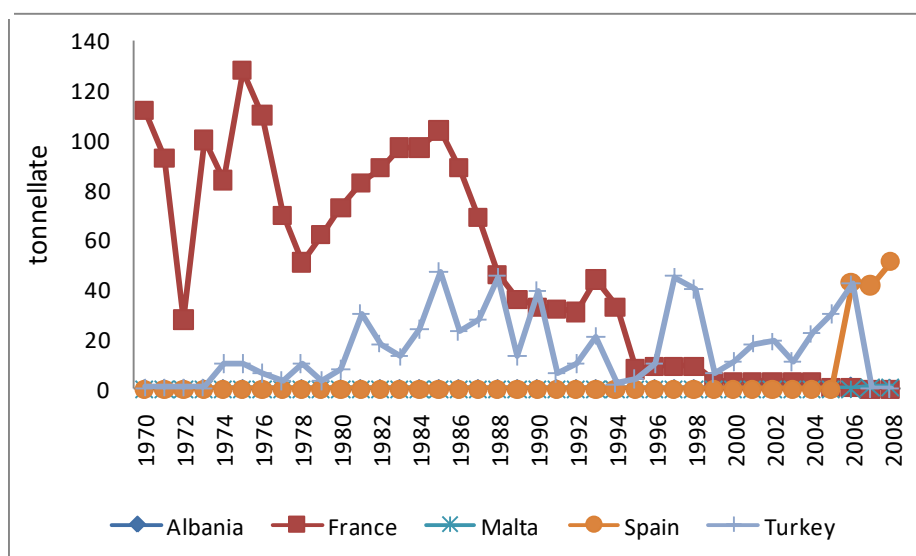


Fig. 4.2 - Statistiche FAO: dati sbarcato aragoste dal 1970 al 2008. Trends dello sbarcato escluso i dati relativi all'Italia.

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 un'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 by-catch 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 della taglia media 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 tremagli 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'impoverimento 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 by-catch 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 nelle 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 km². 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). Report 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 by-catch 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 dell'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 una 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. 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)

4.2 La pesca 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 isolane 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 isolane.

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
Profondità sfruttate (m)	15-100	15-100	50-200	50-200
Stagione di chiusura	Dal 1/1 al 30/4	Dal 1/2 al 15/4	Dal 1/9 al 30/3	Dal 1/9 al 28/2
Taglia minima di cattura	LT = 20 cm	LT = 20 cm	LT = 24 cm	LT = 26 cm
Attrezzi	80% nasse 20% tramagli	80% nasse 20% tramagli	5% nasse 95% tramagli	100% tramagli
N° attrezzi/barca	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.

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 e una taglia minima di cattura di 24 cm di LT (Tab.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 a una richiesta crescente da parte del mercato nazionale, determinò la riduzione delle catture per unità di sforzo e 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 Tab. 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
TOTALE	181	1059	14542	422

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

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

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. 4.3). E' una rete da posta auto innescante 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. 4.3 – 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*

Profondità (metri)	Costa Orientale (km²)	Costa Occidentale (km²)
50 – 100	1910	2156
100 – 200	1541	4404

Lungo la costa occidentale, per la maggiore estensione della platea continentale, i km² sfruttabili sono maggiori rispetto a quelli riscontrati nell'area orientale (Fig.4.4). 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).

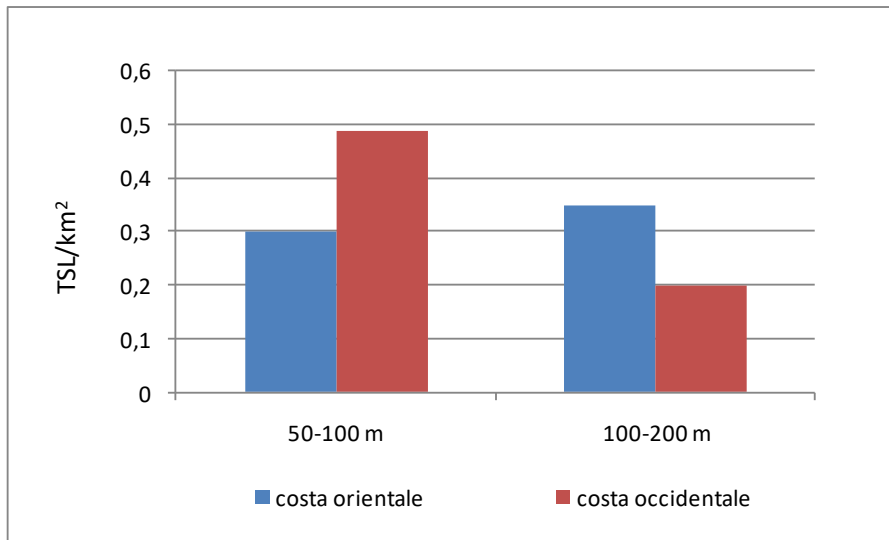
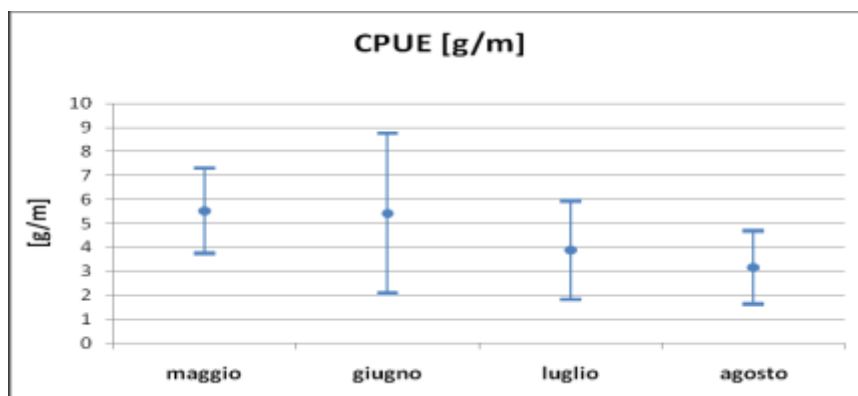


Fig. 4.4 – Pressione di pesca nelle due coste della Sardegna

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 (Fig. 4.5) con valori di CPUE (Catch Per Unit Effort) sia in numero che in peso decisamente superiori ai mesi di luglio e agosto (Tab. 4.5 e 4.6).



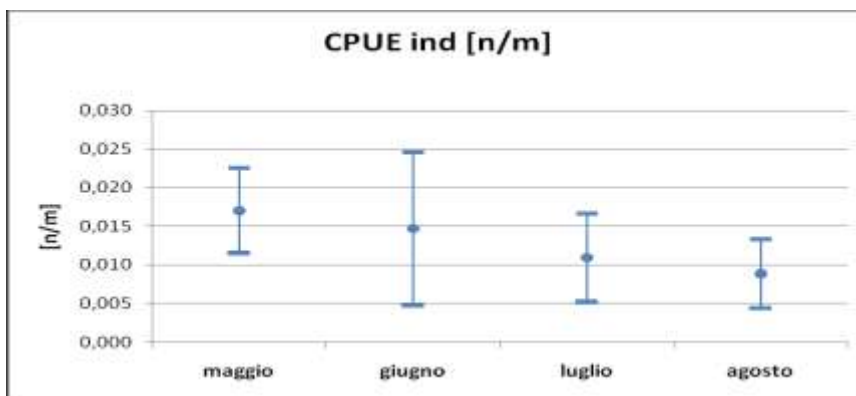


Fig. 4.5 -Trend dei valori di CPUE mensili (g/m di rete e n/metri rete) registrati nella zona di Alghero (costa nord-occidentale)

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

CPUE [g/m]	media	dev. standard
maggio	5,523	1,784
giugno	5,419	3,340
luglio	3,879	2,063
agosto	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
maggio	0,01703	0,00549
giugno	0,01469	0,00987
luglio	0,01092	0,00569
agosto	0,00887	0,00446

Capitolo 5

Materiali e metodi

Aree di Studio

Lo studio è stato condotto in Sardegna nelle aree di ripopolamento di Su Pallosu, Bosa, Buggerru e Castelsardo. La prima area è stata identificata nel 1997 e chiusa alla pesca nell'anno successivo, secondo la Legge Regionale N. 776 del 6-5-1998, mentre le restanti tre sono state istituite nel 2009 secondo la Legge Regionale 84 dell'11 agosto 2009.

Sono tratti di mare non frequentati dai pescatori subacquei, facilmente delimitabili e controllabili, e soprattutto con le caratteristiche ecologiche, geomorfologiche e bionomiche ideali al ripopolamento dell'aragosta rossa. I fondali sono di tipo coralligeno e precoralligeno, e le aree sono caratterizzate da una profondità batimetrica che varia dai 50 ai 100 m. Si tratta inoltre di tipiche zone di pesca di aragoste prima che venissero chiuse dal decreto regionale a qualsiasi forma di prelievo.

Caratteristiche delle diverse Aree di ripopolamento indagate: Schede tecniche

Per ciascuna area di ripopolamento sono state calcolate le relative estensioni e, prima della loro attivazione, si è proceduto alla caratterizzazione della composizione faunistica al fine di confermarne l'idoneità come siti atti al ripopolo della risorsa.

Area di ripopolamento di Su Pallosu

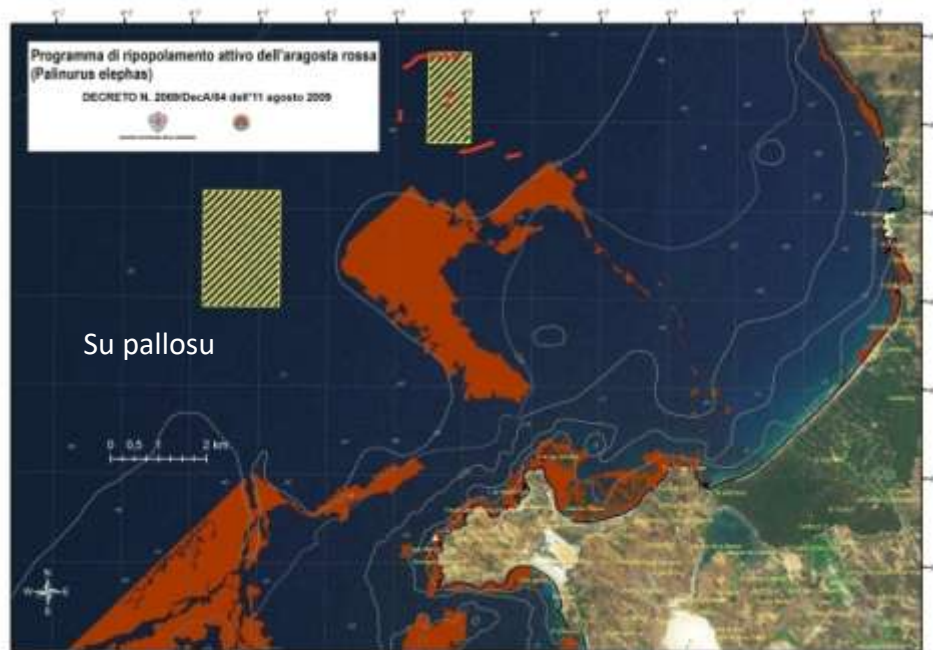


Fig. 5.1 – Area di ripopolamento di Su Pallosu

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

ZTB	Estensione Km ²	WGSB4		Gauss Boaga	
		Lat	Lon	Est	Nord
Su pallosu	4.00	40°06'20"	8°19'18"	400439	1081863
		40°06'20"	8°20'30"	400439	1081973
		40°04'90"	8°19'18"	400309	1081863
		40°04'90'	8°20'30"	400309	1081973

Tab. 5.2 - Composizione faunistica nell'area di ripopolamento di Su pallosu

PHYLUM	CLASSE	FAMIGLIA	SPECIE
Echinodermata	Holothuroidea	Stichopodidae	<i>Parastichopus regalis</i> (Cuvier, 1817)
		Echinidae	<i>Echinus acutus</i> (Lamarck, 1816)
	Echinoidea	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
	Asteropectinidae	<i>Asteropecten auranciacus</i> Linnaeus, 1758	
	Poraniidae	<i>Anseropoda placenta</i> (Pennant, 1777)	
Rhodophyta	Florideophyceae	Rhodomelaceae	<i>Vidalia volubilis</i> (Linnaeus) J. Agardh 1863

Area di ripopolamento di Bosa



Fig. 5.2 – Area di ripopolamento di Bosa

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

ZTB	Estensione Km ²	WGS84		Gauss Boaga	
		Lat	Lon	Est	Nord
Bosa Nord	3.91	40°17'24"	8°25'32"	1451178	4460210
		40°16'33"	8°26'48"	1452970	4458624
		40°15'56"	8°25'56"	1451722	4457468
		40°16'58'	8°24'48"	1450129	4459392

Tab. 5.4 - Composizione faunistica 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</i> sp. 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	Ophiidermatidae	<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</i> sp. 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) granulatum</i> Leuckart, 1828
			<i>Phascolosoma</i> sp.

Area di ripopolamento di Buggerru

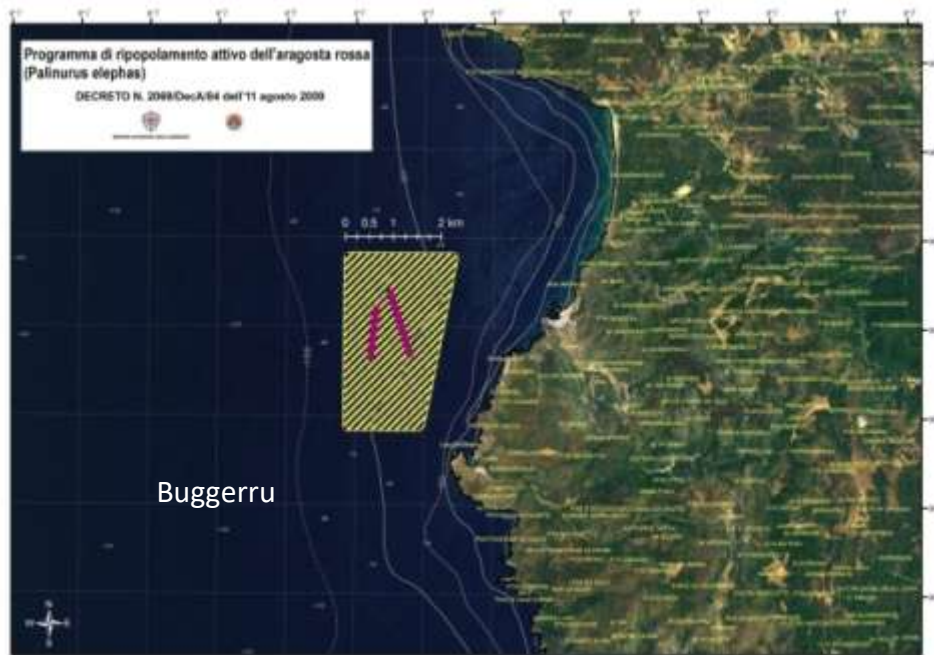


Fig. 5.3 - Area di ripopolamento della sottozona di Buggerru.

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

ZTB	Estensione Km ²	WGS84		Gauss Boaga	
		Lat	Lon	Est	Nord
Buggerru	7.87	39°24'50"	8°20'49"	1443803	4362985
		40°24'50"	8°22'30"	1446194	4362968
		39°22'50"	8°22'00"	1445451	4359274
		40°22'50"	8°20'49"	1433776	4359286

Tab. 5.6 - Composizione faunistica 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 miniaceae</i> (Pallas, 1766)
Porifera	Calcispongia		
	Demospongia		
Anellida	Polychaeta Errantia	Polynoidae	
	Sedentaria		
Chordata	Thaliacea	Salpidae	<i>Salpa maxima</i> (Forskål, 1775)
	Ascidiacea		
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
Heterokontophyta	Phaeophyceae	Dictyotaceae	<i>Dictyota</i> sp. J.V. Lamouroux 1809
			<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> (Retius, 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)

Area di ripopolamento di Castelsardo



Fig. 5.4 – Area di ripopolamento della sottozona di Castelsardo.

Tab. 5.8 - Limiti geografici della area di ripopolamento della sottozona di Castelsardo. Coordinate espresse nei sistemi WGS84 e Gauss Boaga.

ZTB	Estensione Km ²	WGSB4		Gauss Boaga	
		Lat	Lon	Est	Nord
Castelsardo	5.52	40°57'32"	8°41'07"	1473518	4534332
		40°57'32"	8°43'10"	1476408	4534322
		40°57'01"	8°43'10"	1476405	4533373
		40°57'01'	8°40'59"	1493340	4533383

Tab. 5.9 - Composizione faunistica nell'area di ripopolamento della sottozona di Castelsardo.

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

Schema di campionamento

Prima della chiusura della pesca nelle aree, in ognuna di esse sono stati effettuati campionamenti sperimentali consistenti in dieci transetti all'interno dell'area di studio, atti a valutare la biomassa presente nell'area prima della chiusura al prelievo. Gli esemplari sottotaglia (LT < 26 cm), che venivano pescati nelle aree di pesca commerciali all'esterno dell'area di ripopolamento (cale OUT) dagli operatori di pesca coinvolti nel progetto, venivano fatti afferrare ai ricercatori i quali provvedevano alla loro misurazione, pesatura e determinazione del sesso.

Gli esemplari di *P.elephas*, venivano catturati utilizzando tramagli di 1.000 m di lunghezza (maglia nominale 50-73 mm). Dopo le analisi biometriche (lunghezza totale, lunghezza carapace, lunghezza carapace alla spina, lunghezza addome, Fig. 5.5), ogni esemplare veniva contrassegnato con una marca di plastica del tipo "T tag-bar", inserite dorso-lateralmente tra il

primo e il secondo segmento addominale (Fig. 6.5). In ciascuna marca era riportato un numero progressivo identificativo dell'esemplare, oltre che il recapito telefonico dell'Università qualora l'esemplare venisse reperito all'esterno dell'area da pescatori non coinvolti nel progetto.

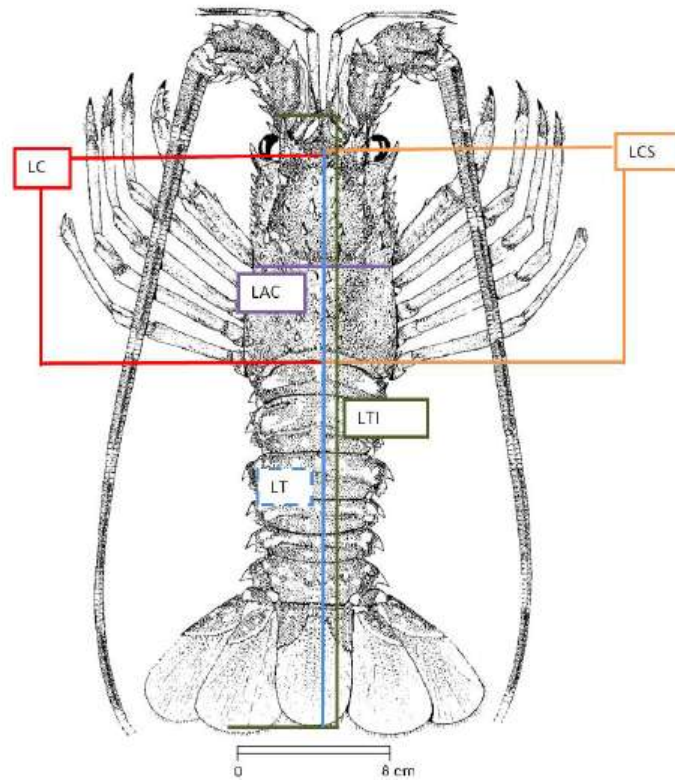


Fig. 5.5 - Biometrie rilevate (LT = Lunghezza Totale; LC = Lunghezza Carapace, LCS= lunghezza carapace alla spina, LAC = lunghezza addome LT= lunghezza totale, LTI = lunghezza totale).



Fig. 5.6 – Marcatura di un esemplare di *Palinurus elephas*

Gli esemplari venivano fatti stazionare in vasche di stoccaggio per ca. tre giorni al fine di stimare l'eventuale mortalità dovuta allo stress della cattura e marcatura; in seguito venivano rilasciati nel centro dell'area protetta.

Ogni anno, contemporaneamente all'immissione degli esemplari sottotaglia, venivano condotti i campionamenti di monitoraggio all'interno delle aree (nominate cale IN) al fine di monitorare l'incremento della biomassa di *P.elephas* in relazione a quella registrata prima dell'azione di ripopolamento. I campionamenti venivano eseguiti seguendo un programma specifico: ogni anno, tra maggio a settembre, periodo in cui è consentita la pesca commerciale del grosso crostaceo, sono stati effettuati i campionamenti, utilizzando transetti condotti con reti tramaglio di 1,000 m di lunghezza con maglia del 5 e dell'8. Le reti all'interno dell'area venivano disposte seguendo un disegno di campionamento che consentisse di indagare la zona in tutta la sua estensione. Il primo transetto è stato posizionato da ovest verso est nel centro dell'area di ripopolamento, i restanti sono stati posti parallelamente al primo a una distanza di circa 250 m l'una dall'altro.

I valori medi delle catture di aragosta per unità di sforzo (CPUE), ossia delle catture in peso (gr) e numero d'individui di *P.elephas*, standardizzate alla lunghezza della pezza della rete (50 m) e alla barca (gr/50m/barca o N/50m/barca), hanno permesso di stimare l'abbondanza della specie presente all'interno dell'area di studio.

Durante il progetto di ripopolamento le ricatture potevano avvenire in due diverse situazioni:

- 1) durante le catture sperimentali effettuate all'interno dell'area. In questo caso gli esemplari venivano codificati come ricatturati "IN".

2) all'esterno dell'area durante le normali pescate commerciali effettuate durante la stagione di pesca dai pescatori. Il conferimento degli esemplari marcati da parte degli operatori della pesca veniva incentivato da una ricompensa pari al doppio del prezzo di mercato dell'esemplare. In questo caso le aragoste venivano codificate come ricatturate "OUT".

Per tutti gli esemplari ricatturati, venivano registrati longitudine e latitudine del punto di ricattura (al fine di valutare eventuali spostamenti), e misurate le biometriche che confrontate con quelle registrate alla marcatura permettevano di verificare eventuali incrementi di crescita a seguito delle mute.

Analisi statistica dei trend di abbondanza e densità di *P.elephas* all'interno delle aree

Al fine di valutare l'attendibilità statistica del trend storico della CPUE sia per le abbondanze che per la densità, si è utilizzato il coefficiente per ranghi T (tau) di Kendall. Questo è utilizzato per misurare la correlazione tra due variabili di tipo ordinale. Può assumere valori compresi tra -1.00 e $+1.00$.

Tale coefficiente tende a verificare l'ipotesi nulla dell'indipendenza tra due variabili, nel senso che gli N valori della variabile Y (nel nostro caso i valori delle CPUE) hanno le stesse probabilità di associarsi con ognuno degli N valori di X (nel nostro caso gli anni d'indagine). L'ipotesi alternativa di esistenza di una associazione può prevedere un risultato positivo oppure negativo. Nel primo caso è detta associazione diretta: le coppie di valori sono contemporaneamente alti o bassi sia per X che per Y; nel secondo caso, chiamata anche associazione indiretta, a valori alti di X corrispondono valori bassi di Y o viceversa.

Se le due distribuzioni sono correlate in modo positivo ($r = +1$), anche i ranghi della variabile Y sono ordinati in modo crescente, concordanti con l'ordine naturale; se le due distribuzioni sono correlate in modo negativo ($r = -1$), i valori di Y risulteranno ordinati in modo decrescente e saranno discordanti dall'ordine naturale; se tra le due variabili non esiste correlazione ($r = 0$), l'ordine della variabile Y risulterà casuale e il numero di ranghi concordanti e di quelli discordanti dall'ordine naturale tenderà a essere uguale, con somma uguale a 0. Per quantificare il grado di correlazione o concordanza, Kendall ha proposto di contare per la sola variabile Y quante sono le coppie di ranghi che sono concordanti e quante quelle discordanti dall'ordine naturale. La misura della concordanza complessiva con la variabile X è dato dalla somma algebrica di tutte le concordanze e le discordanze.

Secondo il metodo proposto di Kendall, il grado di relazione o concordanza (τ) tra la variabile X e Y può essere quantificato dal rapporto:

$$\tau = \frac{\text{totale}(\text{concordanze} - \text{discordanze})}{\text{massimo totale possibile}} = \frac{\text{totale}(\text{concordanze} - \text{discordanze})}{C_N^2}$$

La formula abbreviata è:

$$\tau = \frac{2 \cdot \text{totale}(\text{concordanze} - \text{discordanze})}{N \cdot (N - 1)}$$

dove: N è il numero di coppie di dati.

Nel caso in cui siano presenti due o più valori identici nella successione delle Y, il confronto con l'ordine naturale non determina né una concordanza né una discordanza: il loro confronto non contribuisce al calcolo di τ e si riduce il valore di N. La mancata correzione

comporterebbe che il rango di variazione non sarebbe più tra -1 e +1. Considerando la presenza di valori identici sia nella variabile Y sia nella variabile X, la formula corretta diventa:

$$\tau = \frac{2 \cdot \text{totale}(\text{concordanze} - \text{discordanze})}{\sqrt{N \cdot (N-1) \cdot T_x} \cdot \sqrt{N \cdot (N-1) \cdot T_y}}$$

dove:

- N è il numero totale di coppie di dati delle variabili X e Y,

- $T_x = \sum (t_x^2 - t_x)$ dove:

- t_x è il numero di osservazioni identiche di ogni gruppo di valori identici della variabile X,

- $T_y = \sum (t_y^2 - t_y)$ dove:

- t_y è il numero di osservazioni identiche di ogni gruppo di valori identici della variabile Y.

Nel caso di ties (valori negative nel calcolo dei ranghi), L. A. Goodman e W. H. Kruskal nel 1963 (*Measures of association for cross-classifications. III: Approximate sample theory*, Journal of the American Statistical Association) hanno proposto che τ sia stimato con la relazione:

$$\tau = \frac{N_C - N_D}{N_C + N_D}$$

Dove:

- N_C = numero di concordanze

- N_D = numero di discordanze

Nel caso di piccoli campioni ($N < 20-25$), la significatività di T è fornita dalle tabelle dei valori critici: alla probabilità prefissata si rifiuta l'ipotesi nulla se il valore calcolato è uguale o superiore a quello stimato e si accetta implicitamente l'ipotesi alternativa dell'esistenza di un'associazione positiva tra le due serie di dati rilevati.

Analisi statistica dei trend di abbondanza e densità dei principali macrogruppi, delle specie e degli indici di Biodiversità

Al fine di valutare l'attendibilità statistica del trend storico della CPUE sia per le abbondanze che per la densità di macrogruppi e specie, e degli indici di biodiversità, si è utilizzato il test di Spearman, il quale si basa sul coefficiente di correlazione per ranghi ρ_s (rho); è un caso particolare del coefficiente r di Bravis-Pearson, espresso dalla relazione:

$$\rho_s = 1 - \frac{6 \sum_i D_i^2}{N(N^2 - 1)}$$

dove $D_i = r_i - s_i$ è la differenza dei ranghi, mentre N è il numero di osservazioni.

Analisi di confronto fra gli Indici di Biodiversità

Al fine di valutare i trend degli indici calcolati attraverso i dati provenienti sia dall'interno che dall'esterno dell'area è stata utilizzata l'analisi della varianza (ANOVA). L'analisi della varianza è un metodo sviluppato da Fisher, che è fondamentale per l'interpretazione statistica di molti dati biologici ed è alla base di molti disegni sperimentali. L'analisi della varianza è una tecnica di analisi dei dati che consente di verificare ipotesi relative a differenze tra le medie di due o più popolazioni. E' una tecnica statistica di tipo parametrico, e si assume che la variabile di interesse si distribuisca normalmente nella popolazione, che i due campioni siano estratti in maniera casuale dalla popolazione e nel confronto tra più campioni le varianze devono essere omogenee. Il principio alla base di questo test è di stabilire se due o più medie campionarie possono derivare da popolazioni che hanno la stessa media parametrica.

Esamina la variabilità totale dei dati mediante una sottile scomposizione in variabilità tra i gruppi (che è la variabilità sperimentale in quanto dovuta alle variabili introdotte dallo

sperimentatore) e variabilità nei gruppi (dovuta a variabili difficilmente controllabili), inoltre presuppone che i gruppi di dati provengano da una popolazione normale in ipotesi di omoschedasticità (ossia, la varianza dei gruppi è la stessa di quella della popolazione). Il test accetta o rifiuta l'ipotesi nulla che le medie dei gruppi siano uguali tra loro.

Capitolo 6

Trend delle abbondanze e delle densità di *Palinurus elephas* all'interno delle no-take area.

Introduzione

In questo capitolo verrà valutato l'incremento dell'abbondanza di *Palinurus elephas* (espressa sia in termini di densità che di biomassa) osservato dopo 5 anni di tutela all'interno delle Aree di ripopolamento di Bosa, Buggerru, Castelsardo, ossia le aree che all'interno del Progetto Aragosta (Decreto RAS n. 835/Dec/42 del 19/06/2013 e decreti antecedenti) hanno fatto registrare i risultati più importanti, grazie anche una continua collaborazione fra ricercatori e operatori della pesca. Tali risultati sono stati in seguito paragonati con quanto risultato nei primi cinque anni di tutela all'interno dell'area pilota di Su Pallosu.

Materiali e Metodi

Survey sperimentali all'interno dell'area di ripopolamento

Per ogni area, dall'anno successivo all'istituzione della stessa, i campionamenti di monitoraggio all'interno delle aree stesse (cale IN) hanno permesso di registrare gli incrementi di biomassa e densità di *P.elephas* rispetto a quanto registrato prima della loro messa in tutela.

Tab. 6.1 - Valori delle catture di *Palinurus elephas* espresse per Unità di sforzo (CPUE) in peso (Kg/lunghezza pezza rete/barca/Km²_area) e numero (N/lunghezza pezza rete/barca/Km²_area) registrato nelle diverse aree di ripopolamento prima della loro messa in tutela.

AREA	ANNO	ESTENSIONE Km ²	CPUE Kg/50m/barca/km ²	CPUE N/50m/barca/km ²
SU PALLOSU	1997	4	0.023	0.09
BOSA	2010	3.91	0.016	0.03
BUGGERRU	2010	7.87	0.026	0.08
CASTELSARDO	2010	3.03	0.024	0.06

Tab. 6.2 - Numero dei campionamenti eseguito all'interno delle singole aree indagate per anno di attività.

SURVEY SPERIMENTALI PER ANNO ALL'INTERNO DELLE AREE							
AREA	ANNO 0	ANNO 1	ANNO 2	ANNO 3	ANNO 4	ANNO 5	TOT
SU PALLOSU	1	8	10	8	9	6	42
BOSA	1	2	7	6	8	9	33
BUGGERRU	2	4	5	3	5	9	28
CASTELSARDO	1	3	6	3	4	8	25

Durante tali campionamenti tutti gli esemplari di *P. elephas* catturati all'interno dell'area di ripopolamento sono stati marcati per poi essere rilasciati sempre al centro dell'area (Tab. 6.3).

Tab. 6.3 - Esemplari marcati all'interno (IN) e all'esterno (OUT) delle aree per anno di indagine.

AREA	ANNO	ESEMPLARI MARCATI IN	ESEMPLARI MARCATI OUT	TOTALE
SU PALLOSU	1997	116	0	116
	1998	15	1022	1037
	1999	186	675	861
	2000	162	909	1071
	2001	137	367	504
	2002	0	44	44
	TOT	616	3017	3633
BOSA	2010	0	5	5
	2011	2	122	124
	2012	17	802	819
	2013	13	635	648
	2014	51	1002	1053
	2015	44	234	278
	TOT	127	2800	2927
BUGGERRU	2010	0	75	75
	2011	0	693	693
	2012	108	699	807
	2013	76	254	330
	2014	183	416	599
	2015	176	500	676
	TOT	543	2637	3180
CASTELSARDO	2010	0	114	114
	2011	0	779	779
	2012	11	613	624
	2013	13	290	303
	2014	47	26	73
	2015	80	138	218
	TOT	151	1960	2111

Le catture sperimentali all'interno dell'area sono state eseguite ininterrottamente per i primi cinque anni di attività dal 1997 al 2002 nell'area di Su Pallosu, e dal 2010 al 2015 nelle aree di Bosa, Buggerru e Castelsardo, registrando la marcatura, rispettivamente, di un totale di 616 esemplari, 127 esemplari, 543 esemplari e 151 esemplari rispettivamente.

Gli indici di abbondanza e di densità sono stati espressi come Catture Per Unità di sforzo (CPUE), rispettivamente in Kg per valutare l'abbondanza (Kg/50m_rete/barca/km²_area), e in N per valutare la densità (N/50m_rete/barca/km²_area).

Nel corso dei primi cinque anni di monitoraggio delle aree, della totalità delle aragoste marcate e immesse (giovanili di taglia inferiori ai 90 mm di LC), al centro delle stesse, sono stati ricatturati rispettivamente: 271 esemplari su 3633 marcati e immessi nell'area di Su Pallosu, 95 esemplari su 2927 marcati e immessi nell'area di Bosa, 185 esemplari su 3180 marcati e immessi nell'area di Buggerru, 247 esemplari su 2111 marcati e immessi nell'area di Castelsardo (Tab. 6.4).

Tab. 6.4 - Numero degli esemplari totali ricatturati negli anni successivi rispetto all'anno di marcatura sia all'interno (IN) che all'esterno (OUT)

AREA	ANNO DI MARCATURA	N° ESEMPLARI RICATTURATI
SU PALLOSU	1997	12
	1998	59
	1999	61
	2000	110
	2001	26
	2002	3
	TOT	271
BOSA	2010	0
	2011	1
	2012	28
	2013	37
	2014	26
	2015	3
	TOT	95
BUGGERRU	2010	4
	2011	90
	2012	39
	2013	20
	2014	28
	2015	6
TOT	187	
CASTELSARDO	2010	17
	2011	125
	2012	46
	2013	45
	2014	8
	2015	6
TOT	247	

Risultati

Per tutte le aree indagate, i trend annuali delle catture per unità di sforzo (CPUE) registrate all'interno della no-take area hanno indicato un incremento statisticamente significativo sia della biomassa che della densità, nel tempo (1997-2002 per Su Pallosu e 2010-2015 per Bosa, Buggerru e Castelsardo), con valori di T di Kendall validi per $\alpha < 0,1$.

Tab. 6.5 – Valori di CPUE medi annuali in peso (Kg/50 m/barca/Km²_area) per anno di tutela all'interno delle diverse aree di ripopolamento indagate

CPUE Kg/50m_rete/barca/km ² _area						
	ANNO 0	ANNO 1	ANNO 2	ANNO 3	ANNO 4	ANNO 5
SU PALLOSU	0,023	0,023	0,054	0,045	0,060	0,082
BOSA	0,016	0,027	0,027	0,038	0,098	0,054
BUGGERRU	0,026	0,040	0,055	0,072	0,115	0,056
CASTELSARDO	0,024	0,034	0,041	0,071	0,146	0,133

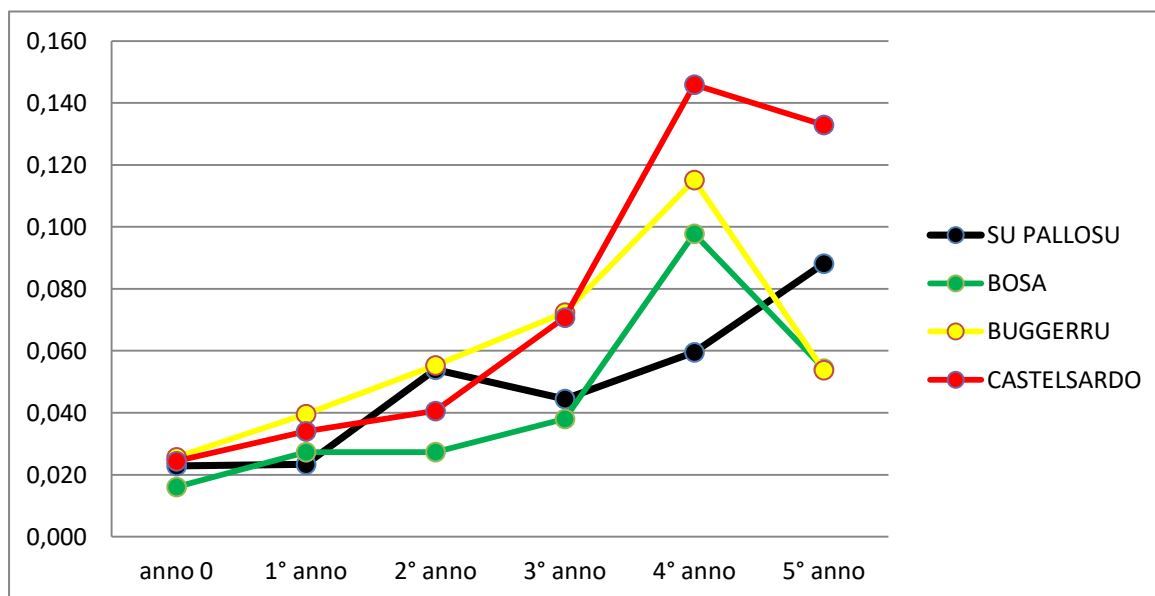


Fig. 6.1 - Trend dei valori di CPUE in peso registrati nei primi cinque anni di tutela nelle diverse aree di ripopolamento.

Tab. 6.6 – Valori di CPUE medi annuali in numero (N/50 m/barca/Km² area) per anno di tutela all'interno delle diverse aree di ripopolamento indagate

CPUE N/50m_rete/barca/km ² _area						
	ANNO 0	ANNO 1	ANNO 2	ANNO 3	ANNO 4	ANNO 5
SU PALLOSU	0,09	0,11	0,20	0,17	0,19	0,26
BOSA	0,03	0,03	0,04	0,05	0,15	0,08
BUGGERRU	0,08	0,12	0,16	0,19	0,32	0,18
CASTELSARDO	0,06	0,08	0,09	0,16	0,29	0,25

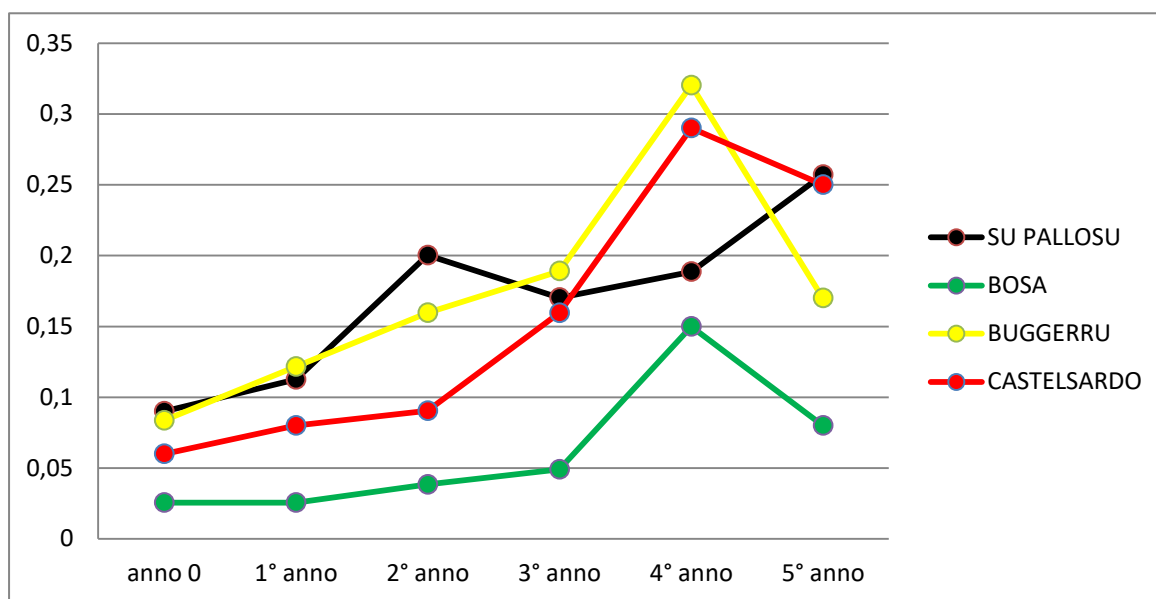


Fig. 6.2 - Trend dei valori di CPUE in numero registrati nei primi cinque anni di tutela nelle diverse aree di ripopolamento.

Entrambi i trend (biomassa e densità) hanno mostrato andamenti simili: le aree di Bosa, Buggerru e Castelsardo evidenziano incrementi graduali dall'anno 0 sino al 4° anno, e tutte e tre subiscono una flessione nel quinto anno, probabilmente addebitabile al basso numero di campionamenti eseguiti in quell'anno a causa di problemi burocratici. Nell'area di Su Pallosu, invece, gli incrementi hanno mostrato una tendenza in crescita dal primo anno di messa in tutela dell'area fino al quinto anno d'indagine, tendenza che sembra non arrestarsi (Fig. 6.1 e 6.2).

Di seguito viene mostrata l'applicazione del Test T di Kendall al fine di valutare statisticamente i trend di abbondanza e densità su tutte le aree.

Tab. 6.7 – Applicazione del Test T di Kendall sui trend di abbondanza in peso e densità in numero all'interno delle aree.

Applicazione Test T di Kendall				
Aree	Valori	$\alpha 0,1$	$\alpha 0,05$	$\alpha 0,01$
Su Pallosu CPUE Kg	0,857	0,733	0,867	1
Su Pallosu CPUE N	0,733	0,733	0,867	1
Bosa CPUE Kg	0,857	0,733	0,867	1
Bosa CPUE N	0,857	0,733	0,867	1
Buggerru CPUE Kg	0,733	0,733	0,867	1
Buggerru CPUE N	0,733	0,733	0,867	1
Castelsardo CPUE Kg	0,867	0,733	0,867	1
Castelsardo CPUE N	0,867	0,733	0,867	1

Andando ad analizzare i valori espressi come incremento % rispetto all'anno prima della messa in tutela delle singole aree di ripopolamento, si registra come già osservato in precedenza, un incremento significativo della biomassa delle aragoste in tutte le aree, che in particolare ha toccato apici del 500% e oltre per le aree di Bosa e Castelsardo nel quarto anno di protezione. In particolare l'area di Bosa, passando da valori di 0,016 Kg/50 m_rete/barca/km²_area nel 2010 a 0,098 Kg/50 m_rete/barca/km²_area nel 2014 ha registrato un incremento del 509%, mentre Castelsardo, partendo da una situazione di sfruttamento migliore con valori di 0,024 Kg/50 m_rete/barca/km²_area nel 2010, nel 2014 ha toccato valori di 0,144 Kg/50 m_rete/barca/km²_area, registrando quindi un incremento del 499% (Fig. 6.3).

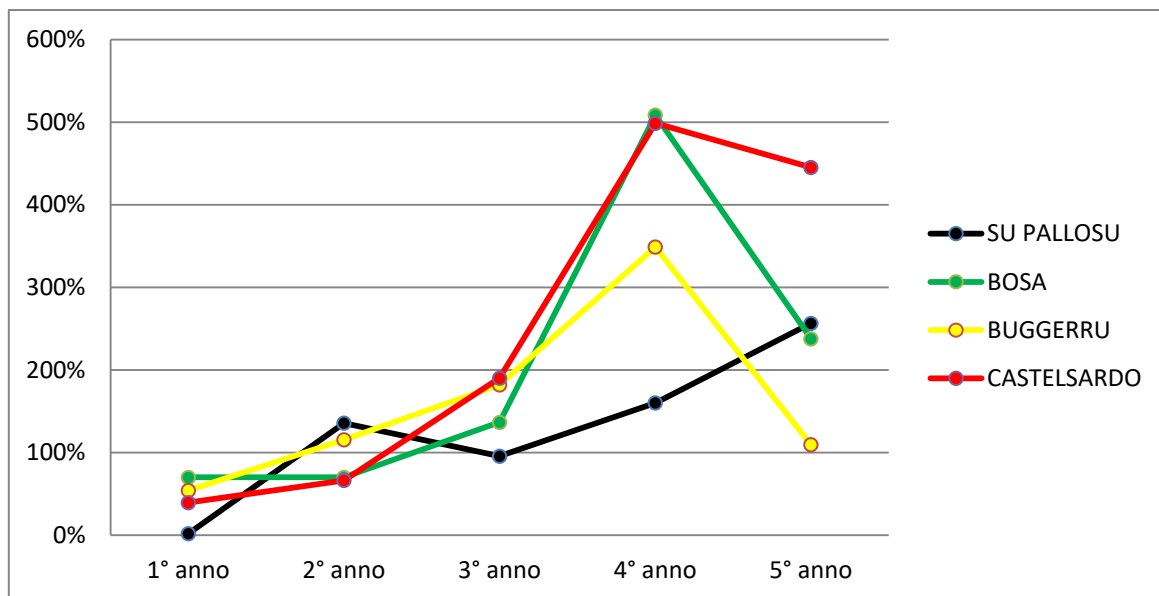


Fig. 6.3 - Trend degli incrementi percentuali della CPUE in peso registrati nei primi cinque anni di tutela nelle diverse aree di ripopolamento.

Anche per quanto riguarda la densità, le aree che hanno mostrato gli incrementi maggiori nel numero di aragoste sono state quelle di Bosa, che è passata da valori di 0,03 N/50 m_rete/barca/km²_area nel 2010 a 0,15 N/50 m_rete/barca/km²_area nel 2014, con un incremento percentuale del 486%, e Castelsardo che è passata da valori di 0,06 N/50 m_rete/barca/km²_area nel 2010 a 0,29 N/50 m_rete/barca/km²_area nel 2014, evidenziando un incremento del 427% (Fig. 6.4).

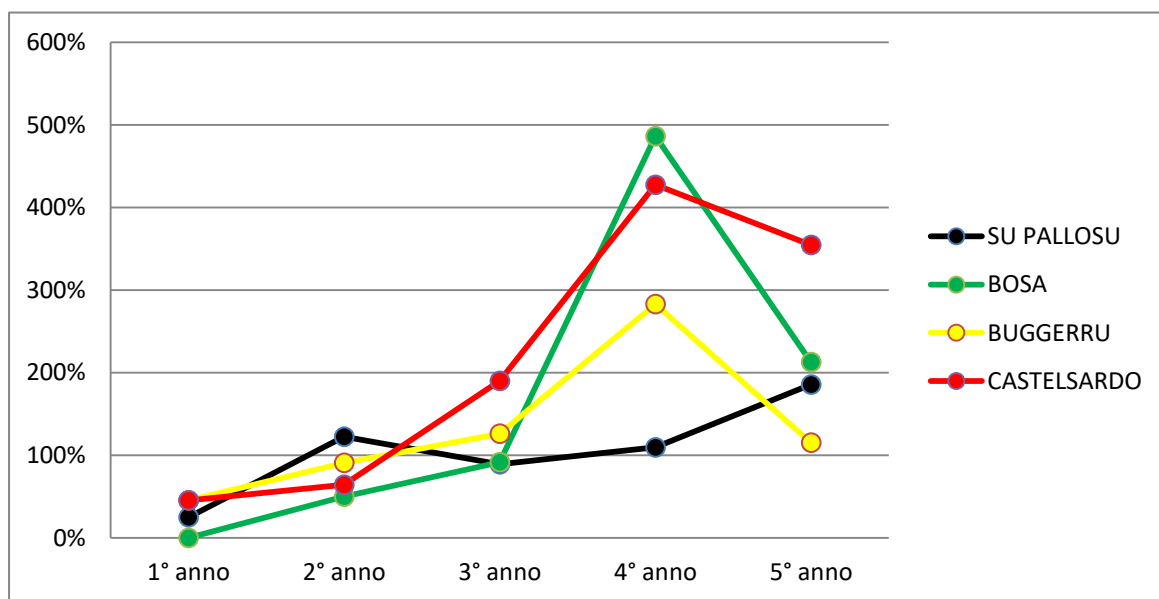


Fig. 6.4 - Trend degli incrementi percentuali della CPUE in densità registrati nei primi cinque anni di tutela nelle diverse aree di ripopolamento.

Aragoste marcate e ricatturate

Durante i campionamenti in cui sono stati registrati i valori di cattura di *Palinurus elephas* in peso e numero, sono state registrate, per ogni area, anche le ricatture degli esemplari marcati:

- ✓ Nell'area di Su Pallosu, dal 1997 al 2002, 271 esemplari su 3633 immissioni (8%), di cui 134 (49%) all'interno dell'area e 137 (51%) nelle aree di pesca commerciali (Tab. 6.8). Durante il corso degli anni, 39 dei 271 esemplari sono stati ricatturati più volte, e in particolare 37 esemplari sono stati ricatturati 2 volte (17 dentro i confini dell'area e 20 nelle aree di pesca commerciali) e 2 esemplari 3 volte (entrambi all'interno dei confini dell'area), per un totale di 310 ricatture totali.
- ✓ Nell'area di Bosa, dal 2010 al 2015, 95 esemplari su 2927 immissioni (3%), di cui 40 (42%) all'interno dell'area e 55 (58%) nelle aree di pesca commerciali (Tab. 6.9). Durante il corso degli anni 15 dei 95 esemplari sono stati ricatturati più volte, e in particolare 14 esemplari sono stati ricatturati 2 volte (8 dentro i confini dell'area e 6 nelle aree di pesca commerciali) e 1 esemplari 3 volte (all'interno dei confini dell'area), per un totale di 110 ricatture.
- ✓ Nell'area di Buggerru, dal 2010 al 2015, 185 esemplari su 3180 immissioni (6%), di cui 53 (29%) all'interno dell'area e 132 (71%) nelle aree di pesca commerciali (Tab. 6.10). Durante il corso degli anni, 18 dei 185 esemplari sono stati ricatturati più volte, e in particolare 17 esemplari sono stati ricatturati 2 volte (10 dentro i confini dell'area e 7 nelle aree di pesca commerciali) e 1 esemplari 3 volte (nelle aree di pesca commerciali), per un totale di 203 ricatture.
- ✓ Nell'area di Castelsardo, dal 2010 al 2015, 247 esemplari su 2111 immissioni (12%), di cui 62 (25%) all'interno dell'area e 185 (75%) nelle aree di pesca commerciali (Tab. 6.11). Durante il corso degli anni 26 dei 247 esemplari sono stati ricatturati più volte, e in

particolare 25 esemplari sono stati ricatturati 2 volte (10 dentro i confini dell'area e 15 nelle aree di pesca commerciali) e 1 esemplari 3 volte (all'interno dei confini dell'area), per un totale di 273 ricatture.

Di seguito sono riportati i valori e i trend delle ricatture registrate nel corso degli anni d'indagine per anno di marcatura in ogni singola area.

Tab. 6.8 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) ed esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Su Pallosu.

SU PALLOSU RICATTURE DENTRO L'AREA (IN)						
Anno di marcatura	1997	1998	1999	2000	2001	2002
1997			4			
1998			11	7	4	1
1999			12	17	10	5
2000				17	33	15
2001					5	4
2002						3
Totale	0	0	27	41	52	29

SU PALLOSU RICATTURE FUORI DALL'AREA (OUT)						
Anno di marcatura	1997	1998	1999	2000	2001	2002
1997		5	2	1		
1998		6	14	17	7	4
1999			1	9	10	7
2000				4	25	33
2001						17
2002						
Totale	0	11	17	31	42	62

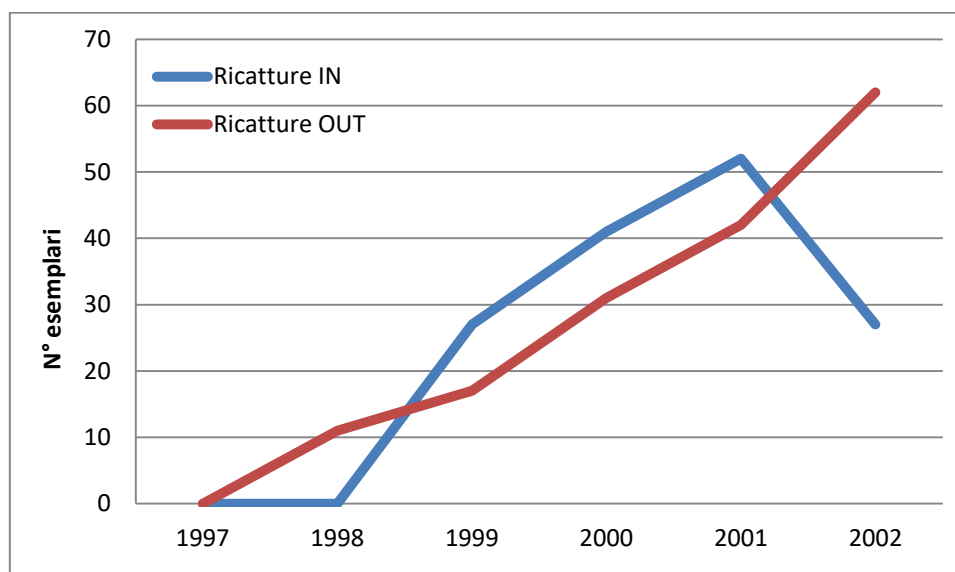


Fig. 6.5 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) ed esterno (OUT) nei primi 5 anni di tutela nell'area di Su Pallosu.

All'interno dell'area di Su Pallosu, il maggior numero di ricatture è stato registrato negli anni 2000 e 2001 (41 e 52 ricatture rispettivamente, Fig. 6.5), per poi decrescere nell'ultimo anno d'indagine (2002). Differentemente da quanto registrato all'interno dell'area, nelle aree di pesca commerciali, il trend è risultato in crescita in maniera esponenziale sin dal primo anno di messa in tutela dell'area.

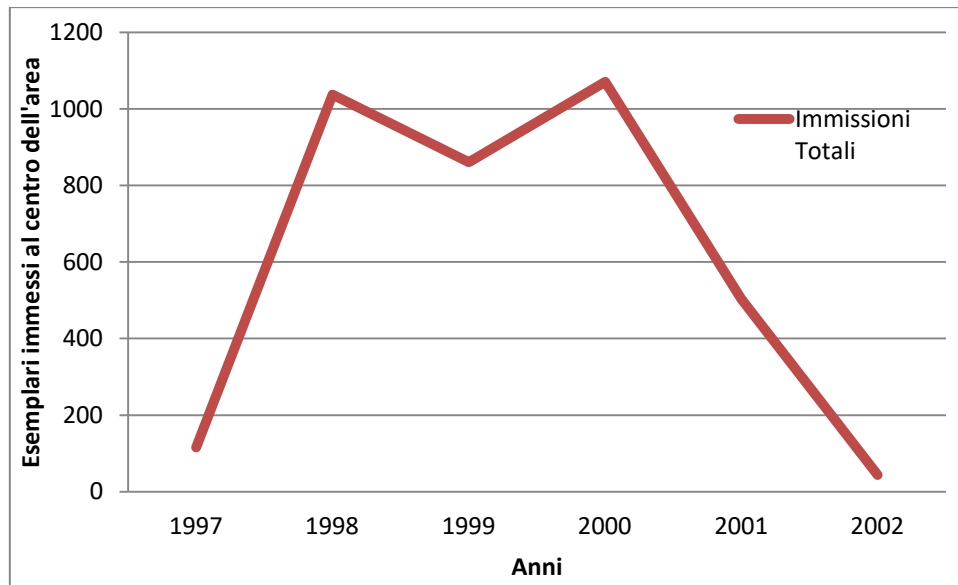


Fig. 6.6 - Andamento delle immissioni, all'interno dell'area di Su Pallosu, degli esemplari giovanili marcati nei primi cinque anni di tutela

Analizzando il trend delle immissioni al centro dell'area nel corso degli anni (Fig. 6.6), si può notare come questo sia risultato costante a cavallo degli anni 1998 e 2001. Tale andamento sembra avere influenzato gli andamenti delle ricatture sia dentro che fuori i confini dell'area, che sono risultati in continua crescita fino al 2002, anno nel quale le immissioni dei giovanili all'interno dell'area sono state ridotte a seguito del raggiungimento della capacità portante all'interno dell'area.

Tab.6.9 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) ed esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Bosa.

BOSA RICATTURE DENTRO L'AREA (IN)						
Anno di marcatura	2010	2011	2012	2013	2014	2015
2010						
2011				1	1	
2012			2	3	3	
2013				3	16	3
2014					7	7
2015						3
Totale	0	0	2	7	27	13

BOSA RICATTURE FUORI DALL'AREA						
Anno di marcatura	2010	2011	2012	2013	2014	2015
2010						
2011						
2012			4	13	5	1
2013				3	19	1
2014					9	6
2015						
Totale	0	0	4	16	33	8

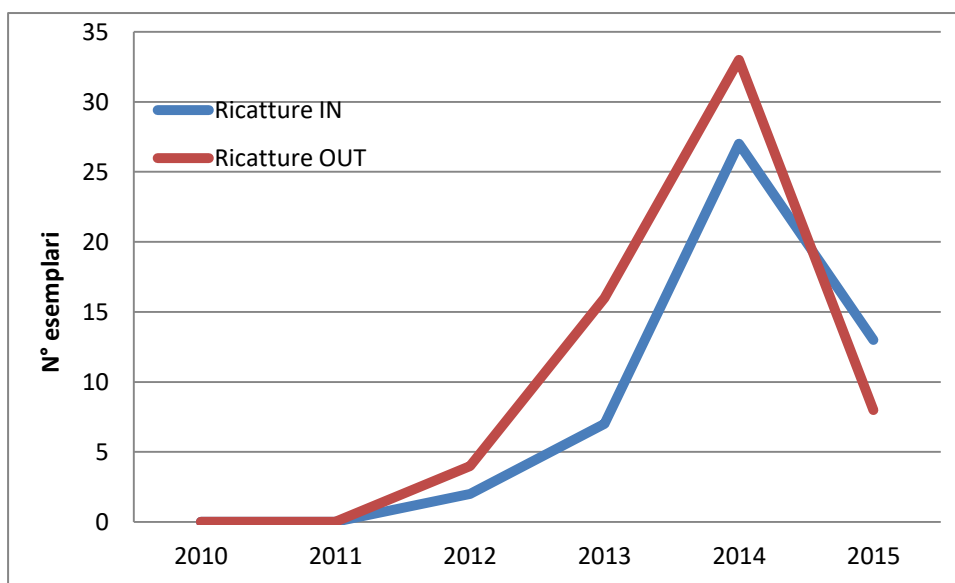


Fig. 6.7 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) ed esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Bosa

Analizzando l'area di Bosa, entrambi i trend (ricatture IN e OUT) hanno evidenziato un andamento pressoché identico (Fig. 6.7), che sembra sempre essere collegato con il numero delle immissioni. Entrambe le ricatture IN e OUT hanno evidenziato un incremento che dal

2011 prosegue ininterrottamente fino al 2015, anno in cui si è registrato un calo delle immissioni per raggiunta capacità portante all'interno dell'area (Fig. 6.8).

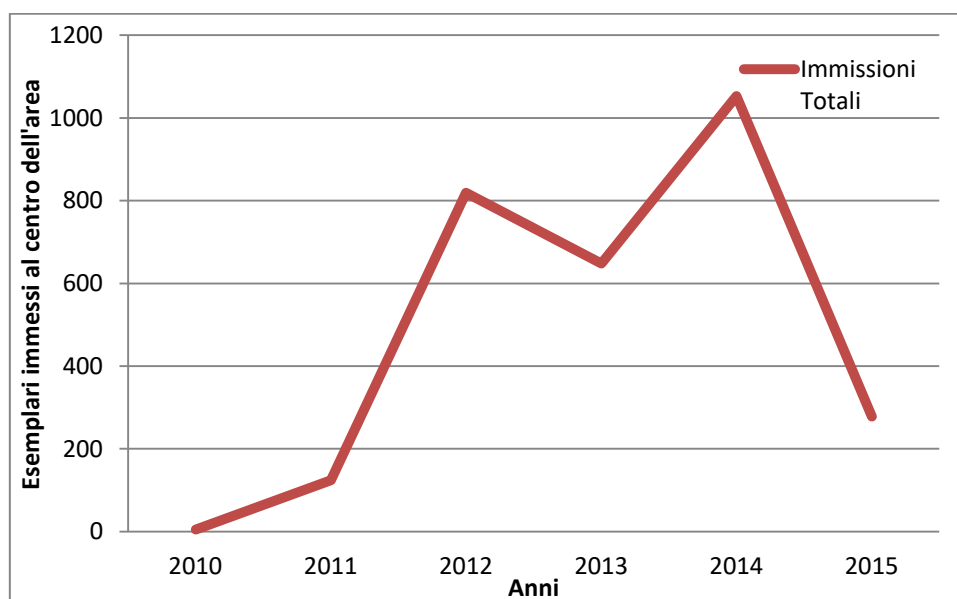


Fig. 6.8 - Andamento delle immissioni, all'interno dell'area di Bosa, degli esemplari giovanili marcati nei primi cinque anni di tutela.

In questo caso l'andamento delle immissioni al centro dell'area rispecchia perfettamente quello delle ricatture registrate in entrambe le zone, nonostante una leggera flessione avvenuta nel 2013.

Tab. 6.10 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) ed esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Buggerru.

BUGGERRU RICATTURE DENTRO L'AREA						
Anno di marcatura	2010	2011	2012	2013	2014	2015
2010						
2011			7	2	1	
2012			1	5	6	2
2013				3	13	3
2014					10	6
2015						4
Totale	0	0	8	10	30	15

BUGGERRU RICATTURE FUORI DALL'AREA						
Anno di marcatura	2010	2011	2012	2013	2014	2015
2010		4				
2011		9	70	7		3
2012			12	10	6	
2013					3	2
2014					2	10
2015						2
Totale	0	13	82	17	11	17

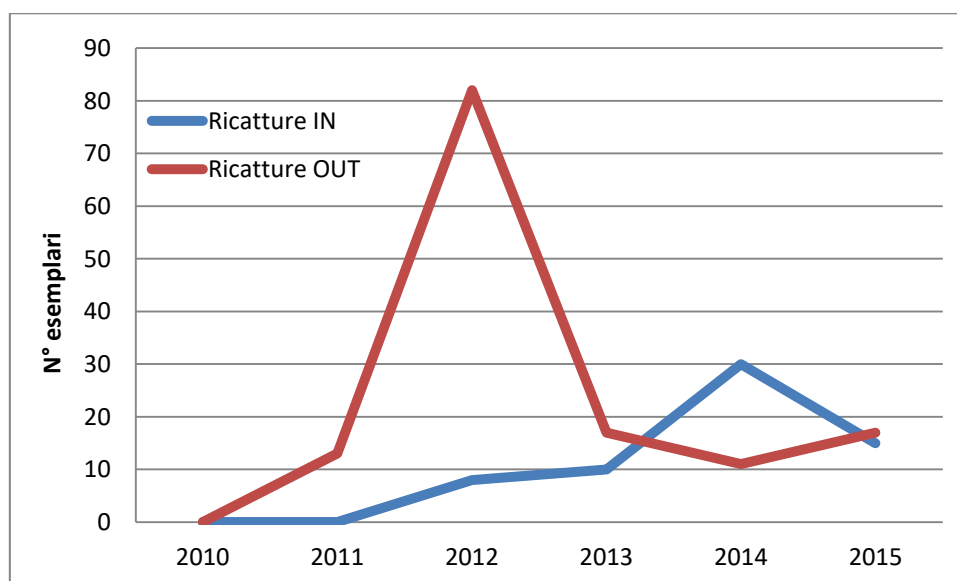


Fig. 6.9 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) ed esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Buggerru.

Per quanto riguarda l'area di Buggerru, l'andamento comune registrato nelle altre aree fra le ricatture all'interno e all'esterno dell'area non si è verificato (Fig. 6.9). Nelle aree di pesca commerciali è stato registrato un picco di ricatture nel 2012, molto elevato rispetto allo standard degli altri anni. In ogni caso anche nell'area di Buggerru sembrerebbe che le immissioni (Fig. 6.10) degli esemplari marcati guidino gli andamenti delle ricatture nelle due zone (IN e OUT).

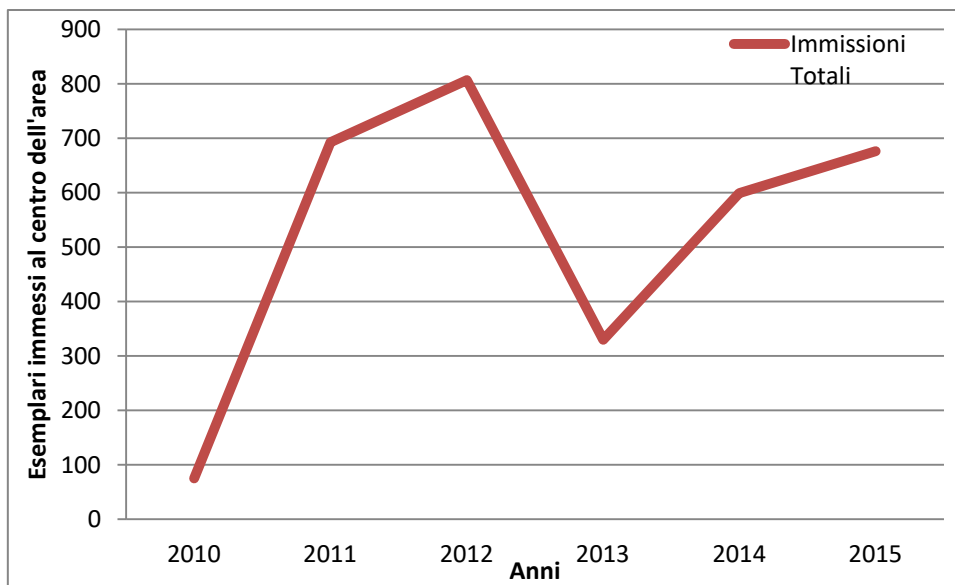


Fig. 6.10 - Andamento delle immissioni, all'interno dell'area di Buggerru, degli esemplari giovanili marcati nei primi cinque anni di tutela.

Tab. 6.11 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) ed esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Castelsardo

CASTELSARDO RICATTURE DENTRO L'AREA						
Anno di marcatura	2010	2011	2012	2013	2014	2015
2010			1			
2011			5	1	2	2
2012			12	4	3	2
2013				5	12	9
2014					1	7
2015						7
Totale	0	0	18	10	18	27

CASTELSARDO RICATTURE FUORI DALL'AREA						
Anno di marcatura	2010	2011	2012	2013	2014	2015
2010		12	6			
2011		41	80	3	1	5
2012			10	6	5	6
2013				4	6	15
2014						
2015						
Totale	0	53	96	13	12	26

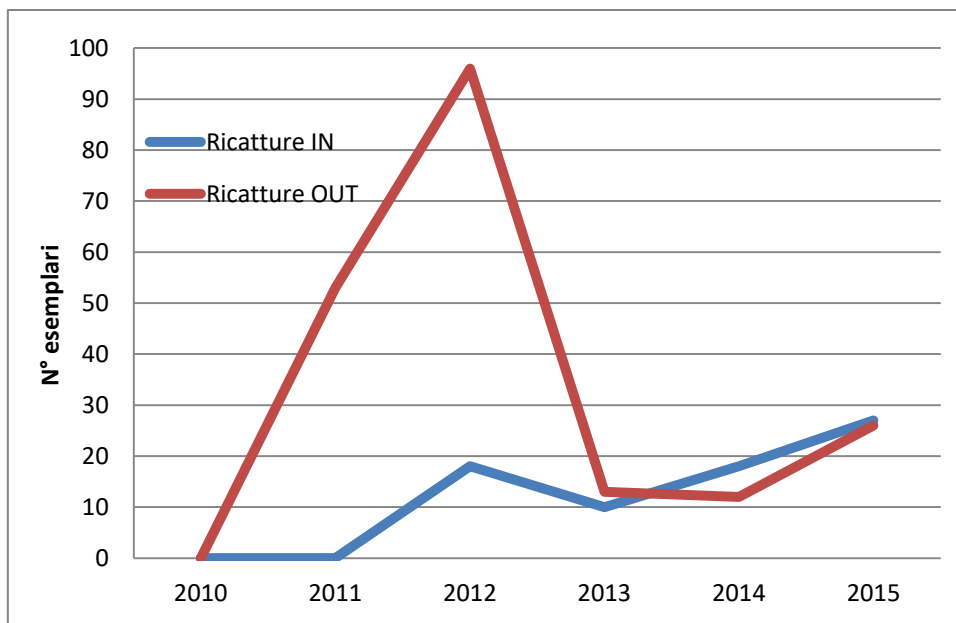


Fig. 6.11 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) ed esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Castelsardo.

Nell'area di Castelsardo possiamo notare un andamento simile rispetto all'area di Buggerru: valori elevati registrati nel 2012 nelle aree di pesca commerciali (96), e trend in crescita all'interno dell'area, ma in termini nettamente ridotti (Fig. 6.11).

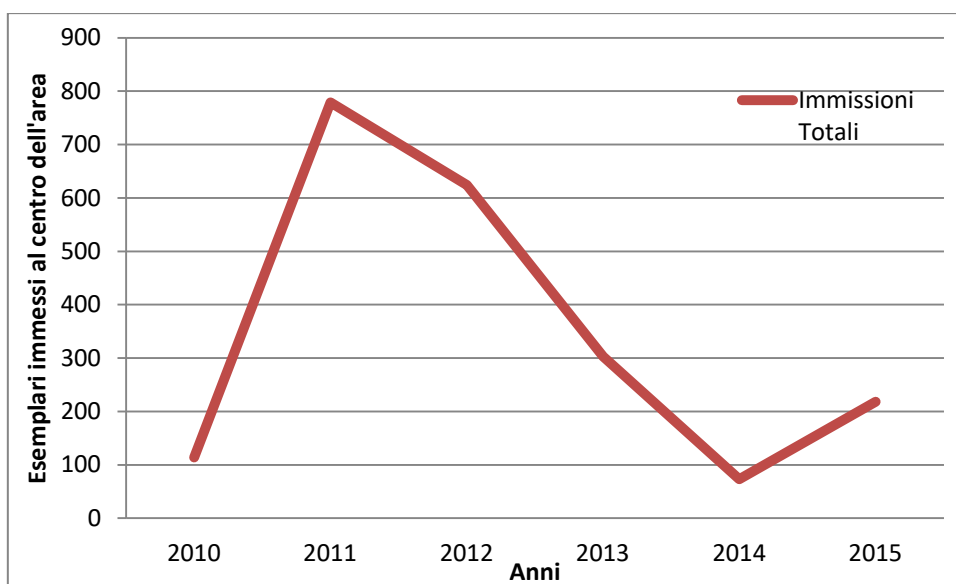


Fig. 6.12 - Andamento delle immissioni, all'interno dell'area di Castelsardo, degli esemplari giovanili marcati nei primi cinque anni di tutela

Anche in questo caso, il numero di immissioni totali ha influenzato positivamente l'incremento del numero di ricatture registrato nei primi anni di messa in tutela dell'area (Fig. 6.12).

Capitolo 7

Il caso di Su Pallosu: analisi completa del trend dal 1997 al 2012

Introduzione

In generale in bibliografia, è stato notato che soprattutto le specie con moderata mobilità e soggette a un elevato livello di mortalità da pesca possono registrare le migliori risposte alla protezione (Micheli *et al.*, 2004; Goni *et al.*, 2008): le aragoste, che hanno un elevato valore commerciale, beneficiano in particolar modo dell'attivazione di piccole aree protette (Smith *et al.*, 2001; Follesa *et al.*, 2009). Edgar e Barrett (1999), documentando uno straordinario incremento della biomassa dopo l'implementazione della riserva, e un conseguente beneficio anche per le aree circostanti di pesca, beneficio che tende a mantenersi anche per lunghi periodi di tutela.

Nel caso specifico della Sardegna, l'azione di protezione della riserva di Su Pallosu, che si è protratto oltre il periodo già analizzato (primi 5 anni dal 1997 al 2002) per ben 16 anni (1997-2012), ha portato a un elevato e progressivo incremento della biomassa della specie rispetto al primo anno di messa in tutela dell'area, e con un conseguente beneficio anche per le aree commerciali di pesca che ha rappresentato un modello assoluto per tutte le altre marinerie.

Tab. 7.1 - Numero di campionamenti eseguiti nei diversi anni di tutela all'interno dell'area di ripopolamento di Su Pallosu

SURVEY SPERIMENTALI PER ANNO ALL'INTERNO DELL'AREA																	
SU PALLOSU	'97	'98	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	TOT
	1	8	10	8	9	6	1	3	8	10	8	8	14	4	17	9	124

Tab. 7.2 - Numero degli esemplari immessi all'interno dell'area, provenienti dai campionamenti eseguiti all'interno dell'area (IN) e dalle catture commerciali di pesca (OUT)

AREA	ANNO	ESEMPLARI MARCATI IN	ESEMPLARI MARCATI OUT	TOTALE
SU PALLOSU	1997	116	0	116
	1998	15	1022	1037
	1999	186	675	861
	2000	162	909	1071
	2001	137	367	504
	2002	0	44	44
	2003	0	0	0
	2004	32	407	439
	2005	67	92	159
	2006	187	0	187
	2007	251	0	251
	2008	193	0	193
	2009	332	0	332
	2010	97	0	97
	2011	299	0	299
2012	129	0	129	
TOT		2203	3516	5719

Materiali e metodi

Con il medesimo disegno di campionamento già ampiamente descritto, le catture sperimentali all'interno dell'area sono state eseguite ininterrottamente dal 1997 al 2012, per un totale di 124 (Tab. 7.1). Durante tali campionamenti sono stati catturati, marcati e rimessi all'interno dell'area un totale di 2203 esemplari. Le immissioni degli esemplari provenienti dalle aree di pesca commerciali sono state bloccate nel 2005 una volta raggiunta la massima capacità portante dell'area, per un totale di esemplari marcati immessi pari a 3516.

Dei 5719 aragoste marcate e immesse sono state ricatturate in totale 493 esemplari, secondo lo schema riportato in Tab. 7.3.

Tab. 7.3 - Numero degli esemplari totali ricatturati sia all'interno (IN) che all'esterno (OUT) nel corso degli anni per anno di marcatura

AREA	ANNO DI MARCATURA	N° ESEMPLARI RICATTURATI
SU PALLOSU	1997	12
	1998	60
	1999	63
	2000	127
	2001	32
	2002	3
	2003	0
	2004	23
	2005	11
	2006	34
	2007	21
	2008	34
	2009	30
	2010	10
2011	30	
2012	3	
	TOT	493

Risultati

Il trend di incremento % delle CPUE in peso degli esemplari catturati all'interno dell'area (Fig. 7.1) è risultato marcato sin dai primi anni della sperimentazione, raggiungendo nel 2012 il 620% rispetto all'anno prima della messa in tutela dell'area. I valori degli incrementi % delle CPUE in numero hanno presentato un andamento che ha raggiunto il massimo nel 2008, con un valore pari a 385% rispetto all'anno prima della messa in tutela dell'area.

Tab. 7.4 –Valori di CPUE medi annuali in peso (Kg/50 m/barca/Km² area) per anno di tutela all'interno dell'area di Su Pallosu (1997-2012)

		CPUE Kg/50m_rete/barca/km ² _area							
		1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
SU PALLOSU		0,023	0,023	0,054	0,045	0,060	0,082	0,046	0,078
			2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
		0,076	0,092	0,116	0,126	0,149	0,165	0,165	0,165

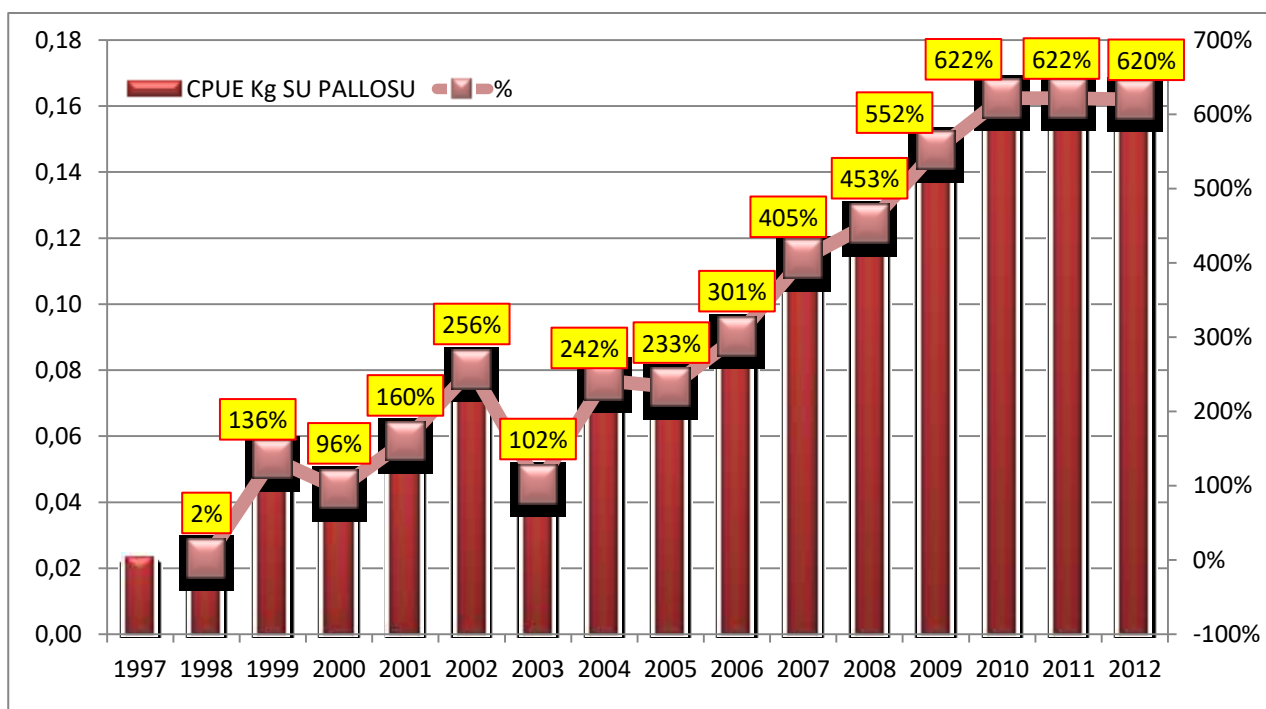


Fig. 7.1 – Trend dei valori % delle CPUE medie annuali in peso (Kg/50 m/barca/Km²_area) per anno di tutela all'interno dell'area di Su Pallosu (1997-2012).

In entrambi i casi, gli incrementi positivi sono stati confermati statisticamente attraverso l'applicazione del Test T di Kendall (Tab. 7.5), con $T=0,879$ per $\alpha<0,01$ nel caso degli incrementi in abbondanza, e $T=0,597$ per $\alpha<0,01$ nel caso degli incrementi in densità.

Tab. 7.5 – Applicazione del Test T di Kendall sui trend di abbondanza in peso e densità in numero all'interno dell'area di Su Pallosu (1997-2012)

Applicazione Test T di Kendall				
Aree	Valori	$\alpha 0,1$	$\alpha 0,05$	$\alpha 0,01$
Su Pallosu CPUE Kg	0,879	0,317	0,433	0,483
Su Pallosu CPUE N	0,597	0,317	0,433	0,483

Tab. 7.6 – Valori di CPUE medi annuali in numero (N/50 m/barca/Kmq area) per anno di tutela all'interno dell'area di Su Pallosu (1997-2012)

CPUE N/50m_rete/barca/km ² _area								
	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
SU PALLOSU	0,09	0,11	0,20	0,17	0,19	0,26	0,11	0,18
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
	0,18	0,33	0,42	0,44	0,40	0,38	0,40	0,38

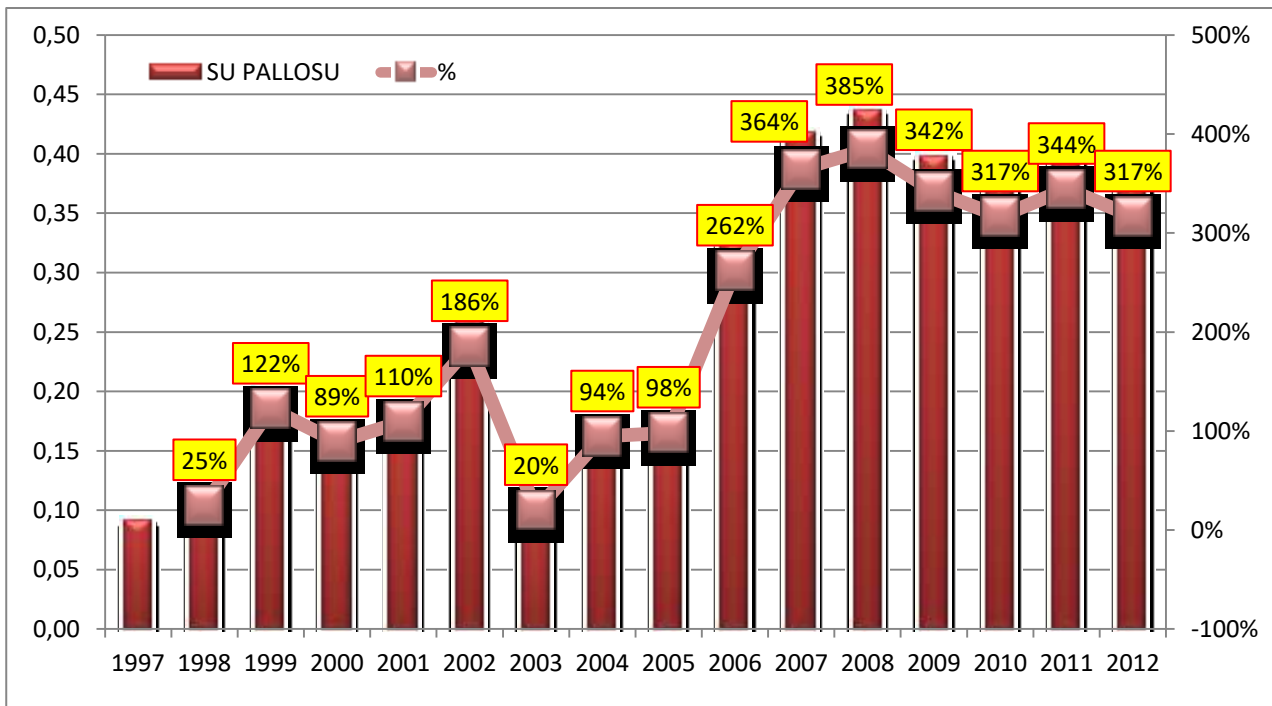


Fig. 7.2 – Trend dei valori % delle CPUE medie annuali in numero (N/50 m/barca/Km²_area) per anno di tutela all'interno dell'area di Su Pallosu (1997-2012).

Dall'analisi complessiva registrata per i 16 anni di tutela, si può affermare come nei primi 5 anni di tutela, analogamente a quanto osservato anche per le altre aree esaminate (Castelsardo, Buggerru e Bosa), l'incremento dei valori di CPUE sembra essere collegato al numero delle immissioni, per cui maggiore è il numero delle immissioni più accentuato è il trend d'incremento della CPUE all'interno dell'area. Una volta sospese le immissioni a seguito del raggiungimento della capacità portante all'interno dell'area, il trend di crescita della CPUE non sembra frenarsi.

In realtà, in questa seconda fase, l'incremento dei valori di biomassa sembra sostenuto da altri fattori. Studi effettuati in precedenza per l'area di Su Pallosu, hanno infatti evidenziato come, nei primi anni di tutela le distribuzioni di frequenza tendono ad ampliarsi a destra del grafico, in quanto, per effetto della tutela, si andranno ad accrescere gli individui che negli anni addietro sono stati marcati e riimessi all'interno dell'area (Fig. 7.3 e 7.4).

Accade però che, a distanza di alcuni anni, incomincino a comparire anche individui più piccoli frutto dell'attività riproduttiva dei grossi individui, che a loro volta essendo più stanziali, rispetto ai giovanili (Tab. 7.7), una volta raggiunta la maturità sessuale, hanno maggiore possibilità di incontrarsi e accoppiarsi in un'area con densità abitativa sempre più crescente.

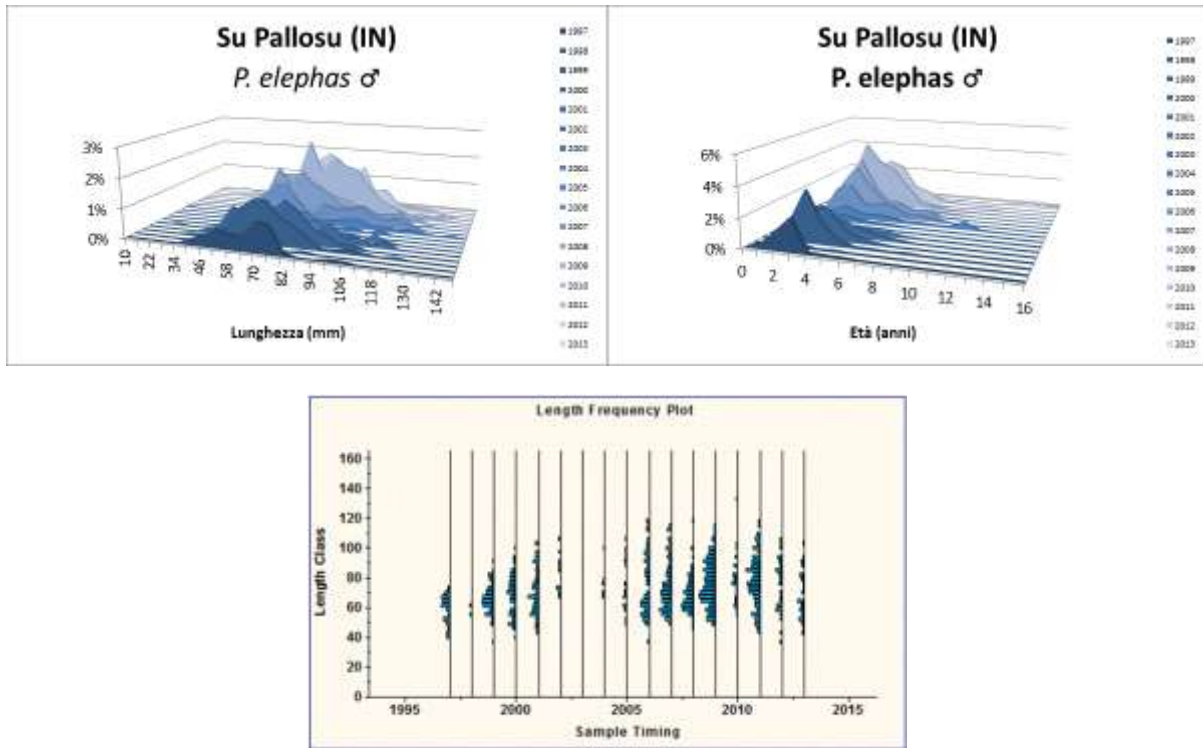
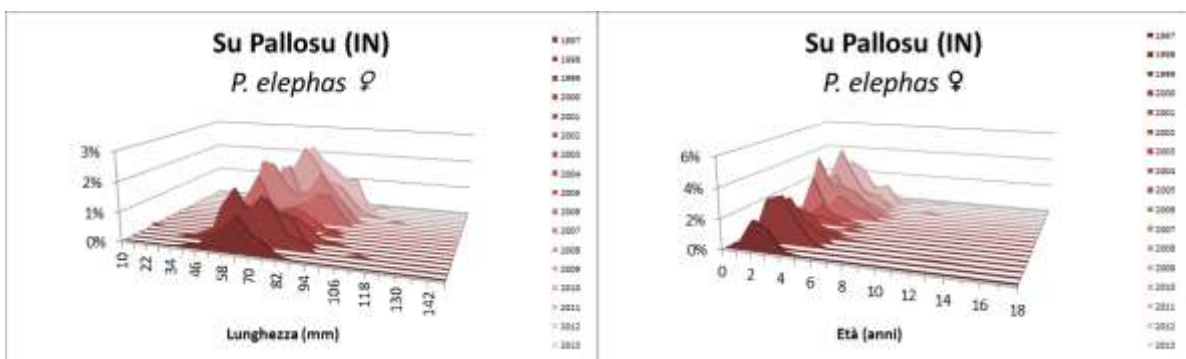


Fig. 7.3 - Andamento della progressione negli anni delle classi di lunghezza per maschi di *P. elephas* catturati all'interno.



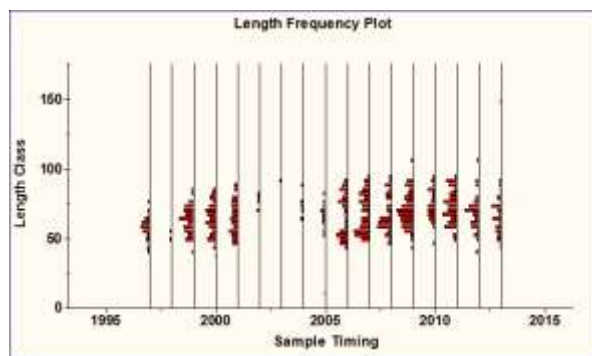


Fig. 7.4 - Andamento della progressione negli anni delle classi di lunghezza per le femmine di *P. elephas* catturati all'interno

Tab. 7.7 – Risultati del test di Rayleigh e dell'angolo medio registrato dalle aragoste ripartite per sesso e categoria di taglia (in rosso i valori significativi di P).

	r	Z	p	Angolo medio
Totali Maschi	0.1762	4.8451	<0.01	207.71 ± 73.54
Totale Femmine	0.1348	4.2168	<0.02	224.58 ± 75.36
GRUPPI DI TAGLIA				
Totale piccoli	0.2592	6.408	<0.002	232.04 ± 72.35
Piccole 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
Femmine medie	0.1104	0.9879	>0.2	-
Maschi medi	0.1817	3.8329	<0.05	169.07 ± 73.29
Totale grandi (maschi)	0.2843	2.020	>0.1	-

Accade quindi che l'incremento in CPUE, che nei primi cinque anni era sostenuto principalmente dalle immissioni degli individui giovanili marcati (Fig. 7.5), una volta raggiunta la capacità portante sarà sostenuto dai grossi individui che oltre a contribuire con l'incremento

della loro biomassa per effetto della tutela, contribuiranno anche con l'aggiunta di giovani, frutto della loro attività riproduttiva.

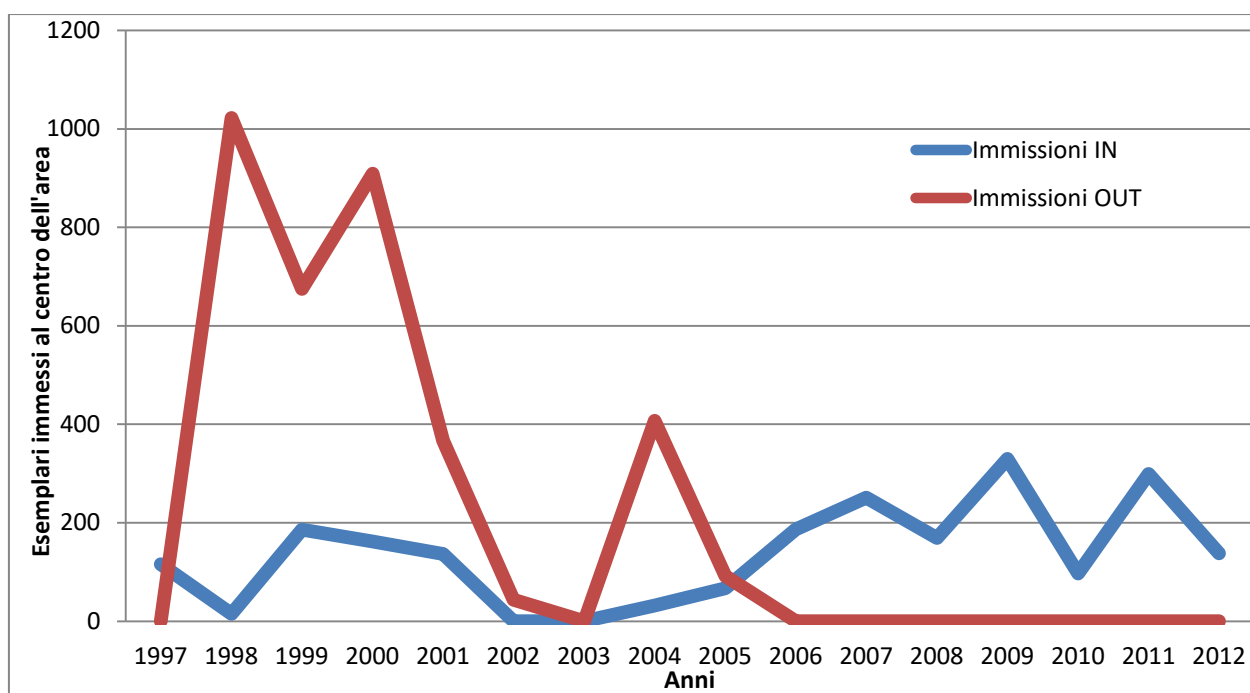


Fig. 7.5 - Andamento delle immissioni, provenienti dall'interno e dall'esterno dell'area di Su Pallosu, degli esemplari giovanili marcati durante tutta la tutela.

Aragoste marcate e ricatturate

Considerando l'andamento delle ricatture nel periodo totale di monitoraggio dal 1997 al 2012, nell'area di Su Pallosu della totalità delle aragoste marcate sono stati ricatturati 493 esemplari su 5702 immissioni (9%), di cui 320 (65%) all'interno dell'area e 173 (35%) nelle aree di pesca commerciali. Durante il corso degli anni 107 dei 493 esemplari sono stati ricatturati più volte, ed in particolare 91 esemplari sono stati ricatturati 2 volte (66 dentro i confini dell'area e 25 nelle aree di pesca commerciali), 13 esemplari 3 volte (2 dentro i confini dell'area e 11 nelle aree di pesca commerciali), 2 esemplari 4 volte (1 dentro i confini dell'area e 1 nelle aree di pesca commerciali) e 1 esemplare 5 volte (dentro i confini dell'area), per un totale di 600 ricatture.

Di seguito sono riportati i trend delle ricatture registrate nel corso di tutti gli anni d'indagine per anno di marcatura.

Tab. 7.8 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) ed esterno (OUT) nei primi 15 anni di tutela nell'area di Su Pallosu

SU PALLOSU RICATTURE DENTRO L'AREA																
Anno di Marcatura	'97	'98	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12
1997			4													
1998			11	7	4	1		1				1		1		
1999			12	17	10	5	1			1						
2000				17	26	15	2	2	2	3	2	2	2	2	2	
2001					5	17	1	1			3	1				
2002						3										
2003																
2004								2	5	6	3		1		1	1
2005										2	3	1			2	
2006										5	14	5	11	1	1	1
2007											6	4	7	2	2	
2008												4	18	6	13	1
2009													14	10	10	3
2010														1	9	3
2011															17	18
2012																2
TOT	0	0	27	41	45	41	4	6	7	17	31	18	53	23	57	29

SU PALLOSU RICATTURE FUORI DALL'AREA																
Anno di Marcatura	'97	'98	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12
1997		5	2	1												
1998		6	14	17	7	4										
1999			1	9	10	7	1									
2000				4	32	33	9	4	4		1					
2001						4	2		2							
2002																
2003																
2004									7	2	1					
2005									2	2		1				
2006												3				
2007												1				
2008												2				
2009																
2010																
2011																
2012																1
TOT	0	11	17	31	49	48	12	4	15	4	2	7	0	0	0	1

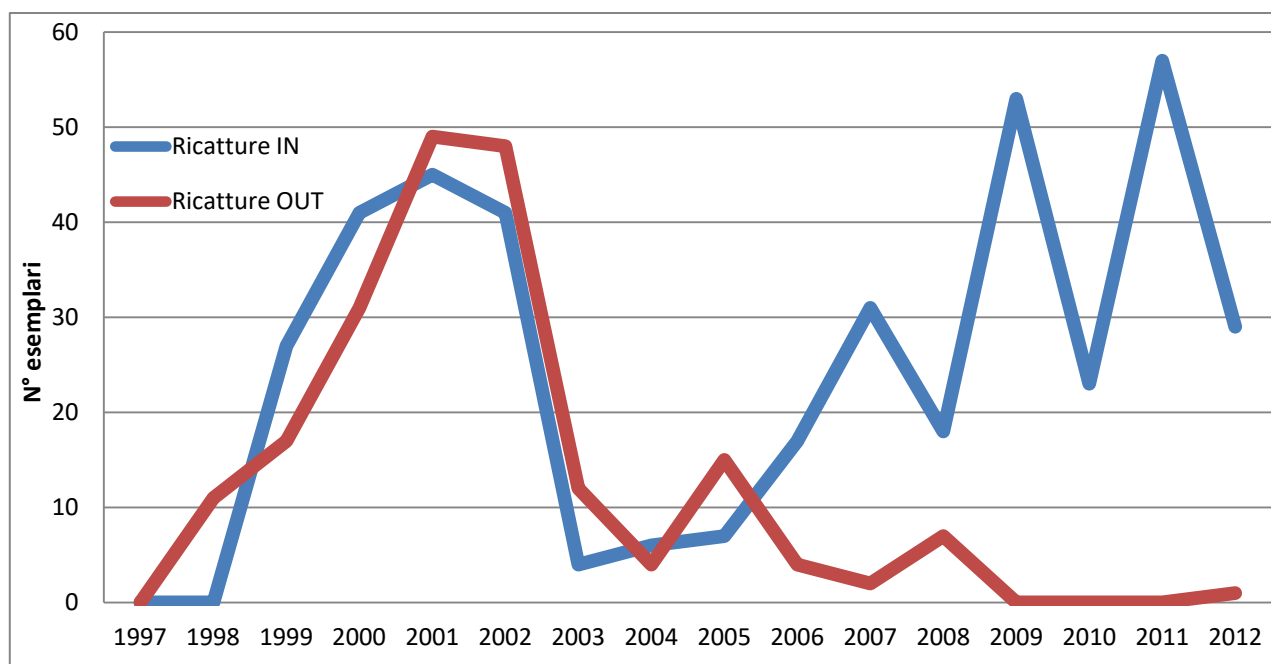


Fig. 7.6 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) ed esterno (OUT) nei 15 anni di tutela nell'area di Su Pallosu.

All'interno dell'area sono state registrate più ricatture negli anni a cavallo fra il 2000 e il 2002 (41, 42 e 41 ricatture rispettivamente), e una ripresa nel numero di ritrovamenti si è registrata negli ultimi 4 anni d'indagine (2009-2012) con l'apice di 57 ricatture toccato nel 2011.

Per quanto riguarda le ricatture nelle aree di pesca commerciali, diversamente da quanto registrato all'interno dell'area, non sono state registrate negli ultimi anni del progetto (2009-2012). I maggiori valori si sono ottenuti nei primi 5 anni, con un picco nel 2001-02 (49 e 48 ricatture rispettivamente). Dopo un periodo di stasi, una leggera ripresa del numero si registra nel 2005 con 15 esemplari ricatturati, per poi declinare fino a registrare valori nulli o quasi negli ultimi anni (2009-2012) (Fig. 7.6).

Comparando questi risultati con l'andamento delle immissioni per anno e per zona (Fig. 7.5), si nota come sino al 2005 il numero di ricatture registrate sia dentro che fuori dall'area è andato di pari passo con l'andamento delle immissioni. Dal 2006 in poi è cresciuto solo il numero di ricatture all'interno dell'area in quanto è proseguita esclusivamente la marcatura degli esemplari all'interno dei confini della stessa, mentre sono state bloccate le immissioni esterne.

Capitolo 8

Modelli di marcatura e ricattura: Cormack-Jolly-Seber (CJS) e Arnason- Schwartz

Introduzione

In questa tesi è stato evidenziato un modello che, sui dati di marcatura e ricattura negli anni di studio, ha permesso di stabilire i tassi di sopravvivenza e probabilità d'incontro all'interno e all'esterno delle aree di ripopolamento, e i movimenti fra le due zone.

In particolare, la storia delle ricatture delle aragoste marcate è stata analizzata attraverso il modello di marcatura e ricattura di Arnason-Schwartz (Arnason, 1973; Schwartz et al., 1993) e Cormack-Jolly-Seber (CJS).

Materiali e Metodi

Valutazione della *'Sopravvivenza apparente'*, *'Probabilità d'incontro'* e *'Tasso di Movimento'*

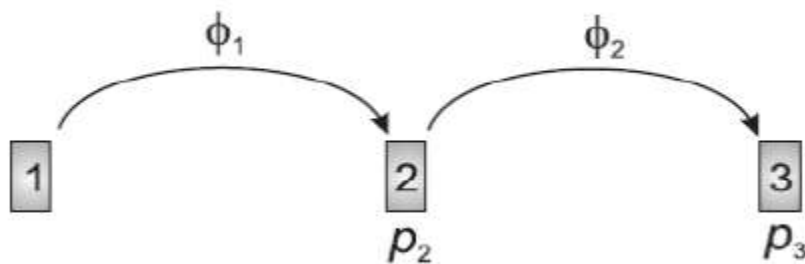
I metodi di marcatura e ricattura sono strumenti basilari per stimare le probabilità di sopravvivenza (William et al 2002). Il metodo di Arnason- Schwartz è una generalizzazione del modello di Cormack-Jolly-Seber (CSJ) (Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965), il quale si focalizza su un modello di marcatura e ricattura basato su una popolazione aperta, nella quale la probabilità di un individuo di essere visto è definita da 2 parametri:

- la probabilità che l'animale sopravviva e quindi rimanga nell'area di studio (Φ);

- la probabilità che l'animale venga riavvistato (p), a condizione che sia vivo e presente nell'area;

I modelli sono stati fittati utilizzando il programma MARK (White e Burnham, 1999).

Stime più accurate della consistenza di una popolazione animale si possono ricavare con progetti che prevedono più occasioni di cattura. Il numero di animali marcati e rilasciati che vengono catturati in una successiva occasione è funzione della probabilità di sopravvivenza (survival Φ) e della probabilità che gli animali sopravvissuti vengono ricatturati (catturabilità o encounter probability p). Il tasso di ricattura è quindi dato dalla sopravvivenza per il tasso di ricatturabilità.



I numeri 1, 2 e 3 indicano periodi di campionamento in cui gli animali sono catturati, marcati e liberati. Il simbolo Φ (survival) indica la probabilità di sopravvivenza degli animali dal periodo di cattura uno a quello due, e la sopravvivenza dal periodo due a quello tre. Il simbolo p (encounter probability) indica la probabilità che un animale, sopravvissuto dal periodo uno a quello due, sia “incontrato” (catturato) nel periodo due (p_2); analogamente il simbolo p_3 indica la probabilità che un animale, sopravvissuto dal periodo due a quello tre, sia catturato nel periodo tre.

La storia dei singoli animali nel corso dei successivi periodi di cattura può essere sintetizzata attraverso la loro encounter history o storia delle catture. Per ogni periodo di cattura si indica con il numero 1 se un individuo è stato catturato, e con il numero 0 se non è stato

catturato. L'assenza di cattura in un periodo può essere legato alla morte dell'animale, alla sua emigrazione, oppure al fatto che l'animale è presente, ma non viene catturato.

Si è applicato un modello di marcatura e ricattura con un approccio sostenuto anche da Lebreton *et al.* (1992) per generare le stime di probabilità di sopravvivenza e ricattura delle aragoste nei due strati (interno ed esterno dell'area).

Il modello di AS aggiunge un ulteriore parametro attraverso l'incorporazione dei dati di movimento (ψ) (Brownie *et al.*, 1993) da uno "strato" a un'altro, in cui l'esemplare può essere potenzialmente incontrato. Tale parametro è subordinato al fatto che l'esemplare stesso rimanga vivo e all'interno di quello "strato". Quest'ultimo è regolato dalla relazione:

$$\phi_i^{rs} = S_i^r \psi_i^{rs}$$

in cui S_i^r è la probabilità di sopravvivenza dal tempo i al tempo $i+1$, data dal fatto che l'individuo sia all'interno dello strato r al tempo i , mentre ψ_i^{rs} è la probabilità condizionale che l'individuo allo strato r al tempo i , sia nello strato s al tempo $i+1$, data dal fatto che l'individuo sia vivo al tempo $i+1$. I modelli sono stati fittati utilizzando il programma MARK (White e Burnham, 1999).

Nell'applicazione dei modelli è importante che la somma dei parametri di transizione da uno strato all'altro debba essere pari a 1. Tuttavia, per motivi legati a come il programma MARK calcola le stime dei vari parametri, questo vincolo non è sempre soddisfatto, in quanto la somma risulta occasionalmente > 1 ($\varphi_1 + \varphi_2 > 1$, etc). Per questo motivo, il modello apparentemente migliore per il calcolo della transizione delle aragoste nei due strati indagati è stato fittato attraverso la funzione multinomiale MLogit (1), selezionabile dall'opzione link function "Parm specific" (funzione utilizzata anche nel fittare i modelli di sopravvivenza apparente e probabilità d'incontro).

Il modello pienamente parametrizzato è rappresentato dalla equazione $\Phi(t,s)p(t,s), \psi(t,s)$, da cui si deduce che la probabilità di sopravvivenza, di incontro e di movimento è una funzione sia del tempo (t) che dello strato (IN = dentro l'area; OUT = zone di pesca circostanti).

Uno dei primi passi per ogni analisi è valutare l'adeguatezza del modello. La selezione del modello deve essere guidata dalla conoscenza della biologia della popolazione indagata (Chatfield, 1988), e l'obiettivo è identificare un modello biologicamente significativo, che spieghi la variabilità dei dati ma escluda i parametri non necessari (il principio della parsimonia). Deve essere, in sostanza, un modello coerente con i dati, e che allo stesso tempo utilizzi il minor numero di parametri possibile: solo i parametri significativi che giustificano i dati devono essere conservati nel modello. Il costo nell'avere più parametri è una riduzione della precisione nelle stime dei parametri stessi: aumentando il numero dei parametri cresce l'adattamento del modello ai dati, ma la precisione nella stima degli stessi decresce.

La parsimonia è stata stimata usando il modello 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); il modello con il più basso valore di AICc può essere la base per la stima dei parametri.

Infine, il modello più parsimonioso è stato testato attraverso un comparazione con i modelli più prossimi attraverso il test di verosimiglianza likelihood ratio test (LRT) (Lebreton *et al.*, 1992).

Il test di verosimiglianza è un test statistico utilizzato per confrontare la misura di due modelli, uno dei quali (il modello nullo) è uno speciale caso dell'altro (il modello alternativo). Il test è basato sul rapporto di verosimiglianza, che esprime quante volte più probabilmente i dati sono in un unico modello rispetto all'altro. Questo rapporto di probabilità, o l'equivalente del

suo logaritmo, possono poi essere usati per calcolare un valore α , al fine di decidere se rifiutare il modello nullo a favore del modello alternativo (Zar, 1999).

Supponendo l'ipotesi nulla di eguaglianza dei due modelli θ e θ_0 :

$$H_0: \theta = \theta_0$$

e l'ipotesi alternativa

$$H_1: \theta = \theta_1,$$

Allora il test di verosimiglianza rigetta H_0 in favore di H_1 quando:

$$\Lambda(x) = \frac{L(\theta_0 | x)}{L(\theta_1 | x)} \leq \eta$$

Dove $L(\theta|x)$ è la funzione di verosimiglianza e $P(\Lambda(X) \leq \eta | H_0) = \alpha$

In particolare Se $\Lambda > c$, non rigettiamo l'ipotesi H_0 ;

Se $\Lambda < c$, rigettiamo H_0 ;

Rigettiamo con probabilità q se $\Lambda = c$.

I valori di c , q sono usualmente scelti per ottenere uno specifico livello di significatività α , attraverso la relazione $q \cdot P(\Lambda = c | H_0) + P(\Lambda < c | H_0) = \alpha$

Risultati

Valutazione della ‘Sopravvivenza apparente’ e ‘Probabilità d’incontro’

Le “encounter history” tratte dalle aragoste marcate e ricatturate nelle aree di Bosa, Buggerru, Castelsardo (dal 2010 al 2015) e Su Pallosu (dal 1997 al 2002) sono state fittate attraverso il modello “Live Recaptures” del programma MARK in entrambi gli strati presi in esame (IN e OUT).

Bosa strato IN

I modelli che meglio hanno espresso i tassi di sopravvivenza apparente e probabilità d’incontro sono risultati essere rispettivamente il 5 e il 4, con 4 e 2 parametri (Tab. 8.1). La scelta di questi modelli, i quali sono in parziale contrasto con il principio di parsimonia, che prevede la scelta di un modello che allo stesso tempo abbia un numero basso di parametri e un valore basso di AICc, è avvalorata dal fatto che meglio esprimono la variabilità dei dati in relazione ai tassi di sopravvivenza e probabilità d’incontro. Inoltre la funzione MLogit, la quale garantisce una stima assai precisa dei parametri di movimento, evitando che la somma di due di essi consecutivi sia > 1 , accresce il valore di AICc del modello stesso. Quest’approccio è stato utilizzato per tutte le aree oggetto di studio.

Tab. 8.1 - Processo di riduzione dei Modelli per lo strato IN di Bosa

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante	$\Phi(t)p(\cdot)$	88,5211	0	0,46979	3
2	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo	$\Phi(\cdot)p(t)$	88,6015	0,0804	0,45128	4
3	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo	$\Phi(t)p(t)$	92,5291	4,0080	0,06332	6
4	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(\cdot)p(t)$ MLogit	95,3296	6,8085	0,01561	2
5	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(\cdot)$ MLogit	99,4389	10,9178	0,02357	4
6	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(t)$ MLogit	251,7394	163,2183	0	6

Il modello numero 4, in cui possiamo osservare i trend della probabilità d'incontro delle aragoste negli anni nello strato IN, mostra una sopravvivenza apparente costante nel tempo ($0,99 \pm 0,001$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2=11,226$, $df=2$, $P < .0036$).

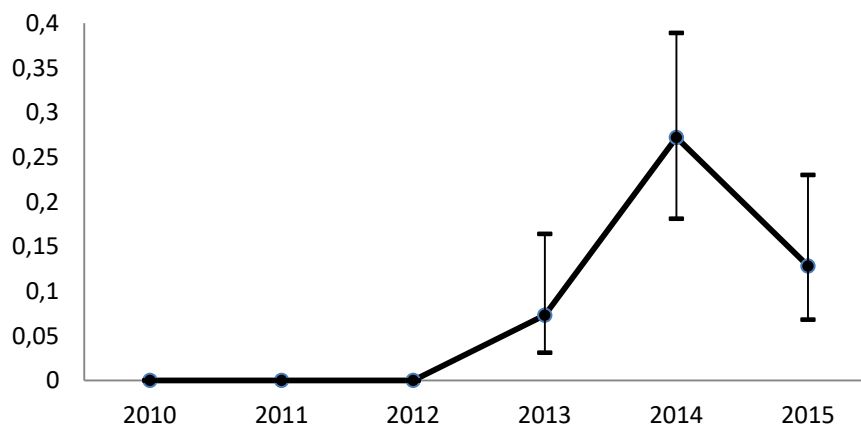


Fig. 8.1 - Probabilità di incontro degli esemplari nello strato IN di Bosa

Il grafico mostra una probabilità d'incontro nulla nei primi 3 anni di sperimentazione, per poi aumentare repentinamente negli anni 2013 e 2014, con conseguente calo nel 2015 (Fig. 8.1).

Il modello numero 5, in cui possiamo osservare il trend della sopravvivenza apparente per anno delle aragoste nello strato IN, mostra una probabilità di incontro costante nel tempo ($0,46 \pm 0,06$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2=19,476$, $df=2$, $P < .0189$).

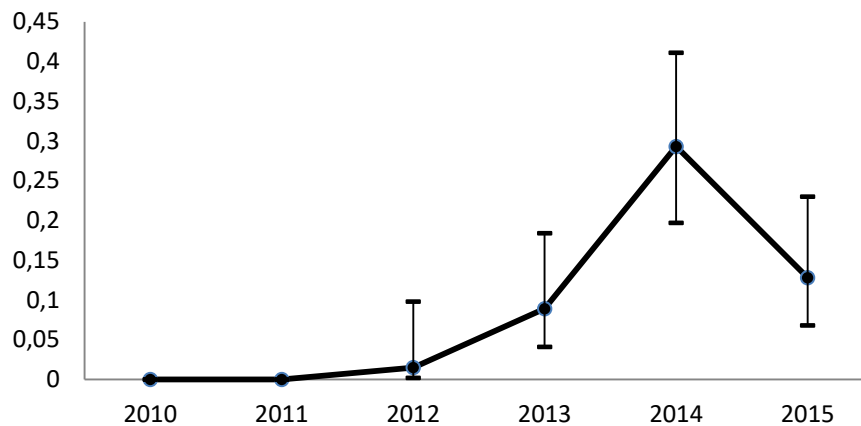


Fig. 8.2 - Tasso di sopravvivenza degli esemplari nello strato IN di Bosa

Come nel caso della probabilità di incontro, il grafico della sopravvivenza apparente mostra valori nulli o bassi nei primi 3 anni (in questo caso il 2012 ha valori leggermente più elevati) per poi seguire il medesimo trend, con l'apice nel 2014 (Fig. 8.2).

Questi andamenti seguono fedelmente l'andamento delle ricatture registrate all'interno dell'area (Fig. 8.3), e dimostrano, quindi, come questi parametri dipendano direttamente dal numero di ricatture avvenute nello strato IN. Nel caso del tasso di probabilità di incontro, il tasso è nullo nei primi 3 anni in quanto il numero di ricatture è nullo siano al 2011 per poi registrare un valore minimo nel 2012, il quale ha evidenziato un leggero incremento della sopravvivenza apparente nello stesso anno.

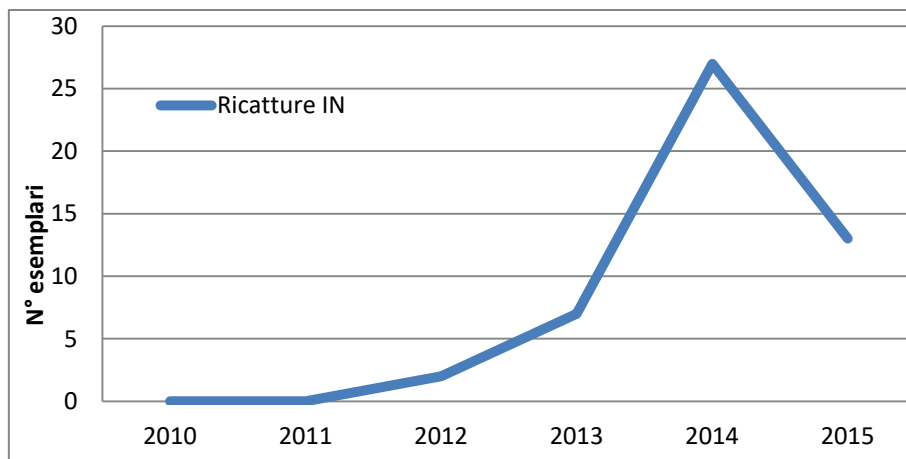


Fig. 8.3 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Bosa

Bosa strato OUT

Tab. 8.2 - Processo di riduzione dei Modelli per lo strato OUT di Bosa

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante	$\Phi(t)p(\cdot)$	140,6505	0	0,38653	4
2	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo	$\Phi(\cdot)p(t)$	141,4991	0,8486	0,25288	4
3	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo	$\Phi(t)p(t)$	141,7579	1,1074	0,22219	5
4	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(\cdot)p(t)$ MLogit	142,7052	2,0547	0,13837	3
5	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(\cdot)$ MLogit	175,7742	35,1237	0	4
6	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(t)$ MLogit	331,6370	190,9865	0	5

Anche nello strato OUT i modelli che meglio hanno espresso i tassi di sopravvivenza apparente e probabilità di incontro sono risultati essere rispettivamente il 5 e il 4, con 3 e 4 parametri (Tab. 8.2).

Il modello numero 4, che mostra l'andamento della probabilità d'incontro delle aragoste negli anni nello strato OUT, mostra una sopravvivenza apparente costante nel tempo ($0,99 \pm 0,0001$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 3,391$, $df=1$, $P < .00656$).

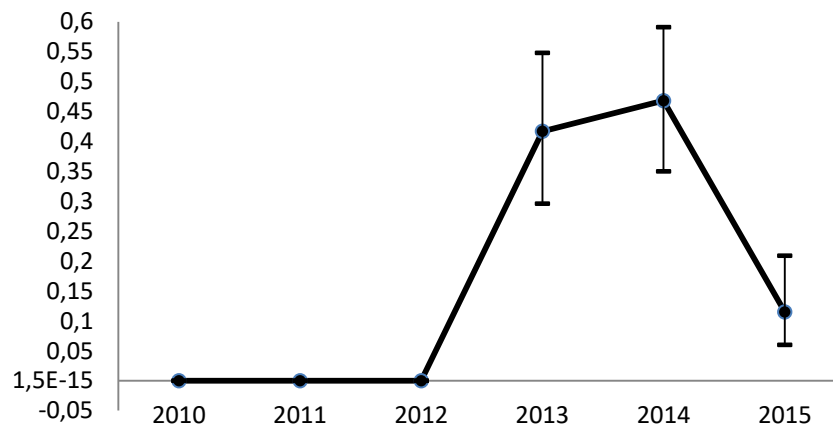


Fig. 8.4 - Probabilità di incontro degli esemplari nello strato OUT di Bosa

Come per l'interno dell'area, i primi tre anni presentano valori nulli, per poi registrare un incremento positivo con un apice, anche in questo caso, nel 2014 (Fig. 8.4).

Il modello numero 5, in cui possiamo osservare il trend della sopravvivenza apparente per anno delle aragoste nello strato OUT, mostra una probabilità di incontro costante nel tempo ($0,81 \pm 0,06$). Quest'ultimo valore è più grande di quello registrato nello strato IN, e questo dato può essere giustificato con il maggior numero di ricatture registrate nelle aree di pesca commerciali, 61 totali, con un conseguente aumento del valore di riavvistamento.

La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 19,476$, $df=2$, $P < .0189$).

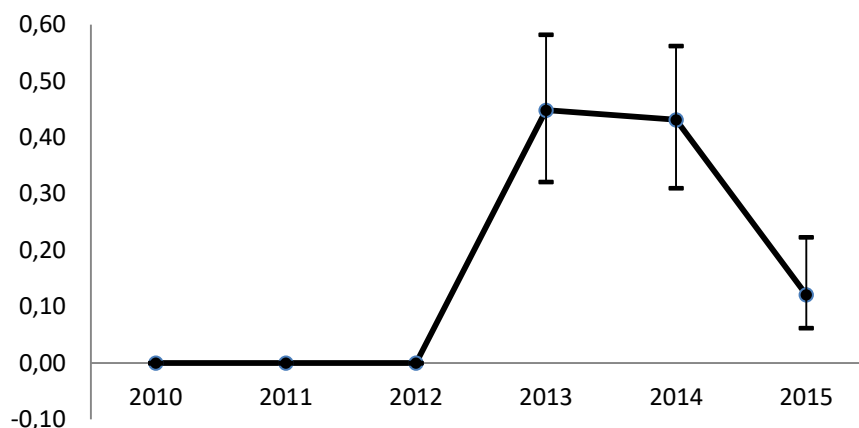


Fig. 8.5 - Tasso di sopravvivenza degli esemplari nello strato OUT di Bosa

Anche nello strato OUT i due parametri seguono fedelmente gli andamenti delle ricatture registrate nelle aree di pesca commerciali (Fig. 8.6), ma a differenza dell'interno dell'area, il numero minimo di ricatture registrato nel 2012 sembra non abbia permesso al tasso di sopravvivenza di registrare valori diversi dallo 0 nello stesso anno.

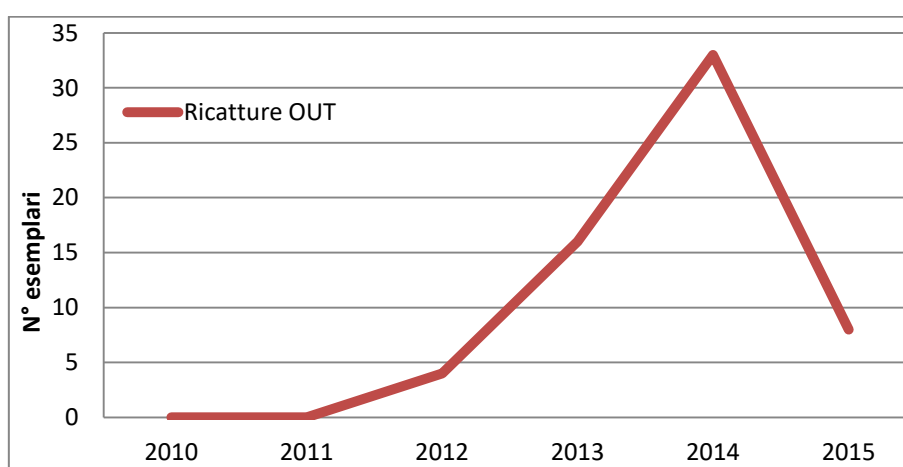


Fig. 8.6 - Andamento delle ricatture registrate all'esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Bosa

Buggerru strato IN

I modelli che meglio hanno espresso i tassi di sopravvivenza apparente e probabilità di incontro sono risultati essere rispettivamente il 5 e il 4, con 3 e 4 parametri (Tab. 8.3).

Tab. 8.3 - Processo di riduzione dei Modelli per lo strato IN di Buggerru

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo	$\Phi(\cdot)p(t)$	141,0003	0	0,68438	5
2	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante	$\Phi(t)p(\cdot)$	143,4992	2,4989	0,19619	5
3	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo	$\Phi(t)p(t)$	145,4361	4,4358	0,07449	7
4	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(\cdot)p(t)$ MLogit	146,4463	5,4460	0,04495	3
5	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(\cdot)$ MLogit	211,4624	70,4621	0	4
6	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(t)$ MLogit	367,9703	226,9700	0	7

Il modello numero 4, in cui possiamo osservare l'andamento della probabilità d'incontro delle aragoste negli anni nello strato IN, mostra una sopravvivenza apparente costante nel tempo ($0,99 \pm 0,0001$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2 = 9,962$, $df=2$, $P < .0069$).

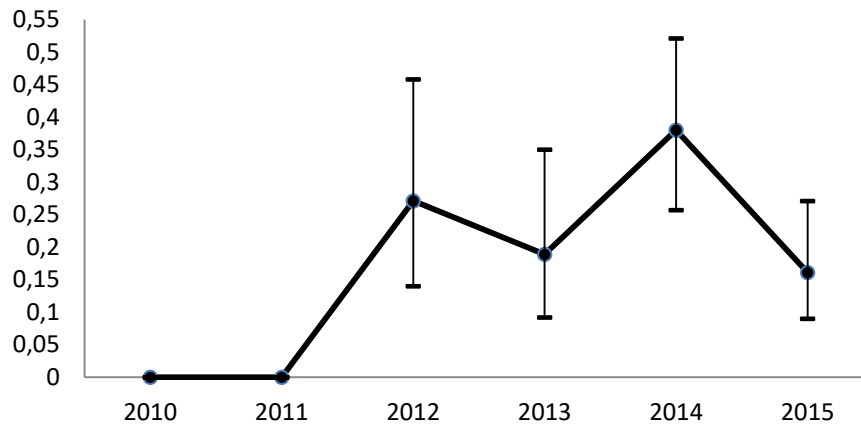


Fig. 8.7 - Probabilità di incontro degli esemplari nello strato IN di Buggerru

Il grafico mostra una probabilità d'incontro nulla o quasi nei primi 2 anni di sperimentazione, per poi aumentare repentinamente nel 2012, proseguendo in modo altalenante negli anni sino al 2015, ma pur sempre con valori positivi.

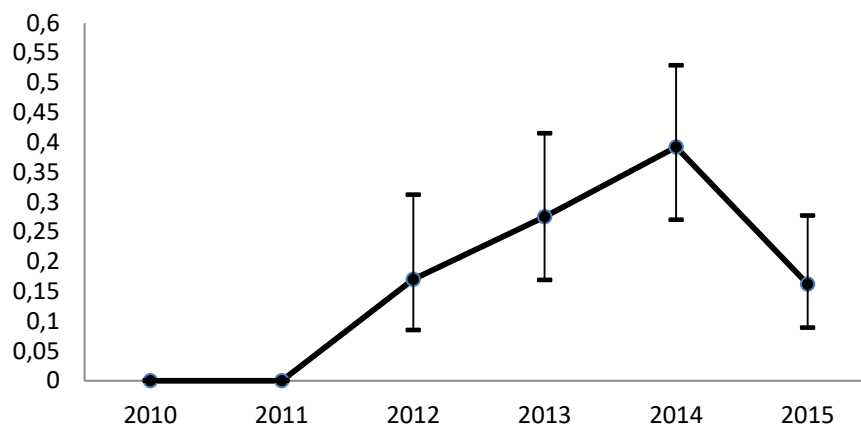


Fig. 8.8 - Tasso di sopravvivenza apparente degli esemplari nello strato IN di Buggerru

Il modello numero 5, in cui possiamo osservare il trend della sopravvivenza apparente per anno delle aragoste nello strato IN, mostra una probabilità di incontro costante nel tempo ($0,72 \pm 0,06$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2=70,253$, $df=1$, $P < .0001$). Come nel caso della probabilità di incontro, il grafico della sopravvivenza apparente mostra valori nulli o bassi nei primi 2 anni, per poi seguire un trend esponenziale sino al 2014, con un calo registrato nel 2015.

Anche per l'interno dell'area di Buggerru, entrambi i parametri seguono l'andamento del numero di ricatture totali registrate all'interno dell'area di ripopolamento (Fig. 8.9). Dopo i primi 2 con valore 0, il calo registrato nel 2013 ha influito sulla probabilità di incontro, ma non ha modificato il tasso di sopravvivenza, crescente negli anni.

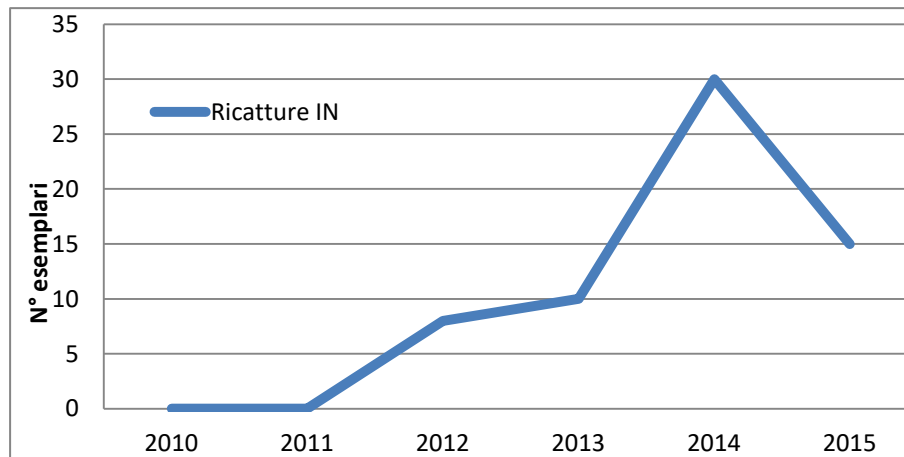


Fig. 8.9 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Buggerru

Buggerru strato OUT

Tab. 8.4 - Processo di riduzione dei Modelli per lo strato OUT di Buggerru

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo	$\Phi(t)p(t)$	335,5092	0	0,99188	9
2	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante	$\Phi(t)p(\cdot)$	345,1254	9,6162	0,00810	6
3	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo	$\Phi(\cdot)p(t)$	357,1689	21,6597	0,00002	6
4	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(\cdot)p(t)$ MLogit	382,4050	46,8958	0	4
5	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(\cdot)$ MLogit	496,2488	160,7396	0	5
6	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(t)$ MLogit	962,5886	627,0794	0	9

Anche nello strato OUT i modelli che meglio hanno espresso i tassi di sopravvivenza apparente e probabilità di incontro sono risultati essere rispettivamente il 5 e il 4, con 5 e 4 parametri (Tab. 8.4).

Il modello numero 4, che mostra la probabilità d'incontro delle aragoste negli anni nello strato OUT, presenta una sopravvivenza apparente costante nel tempo ($0,99 \pm 0,00002$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 29,436$, $df=2$, $P < .0001$).

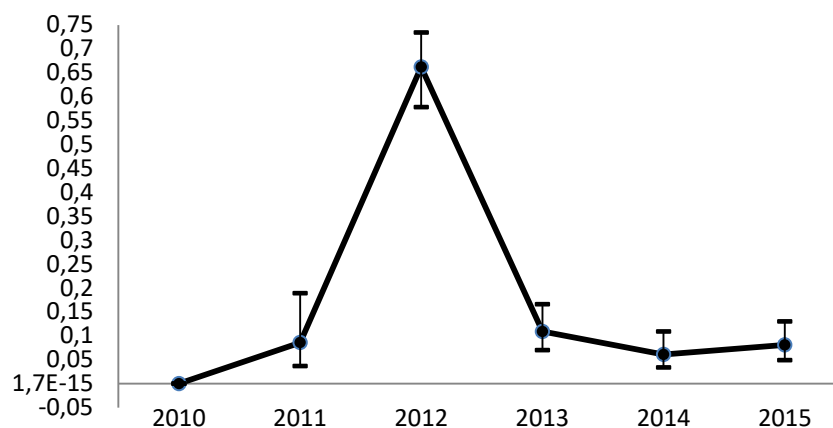


Fig. 8.10 - Probabilità di incontro degli esemplari nello strato OUT di Buggerru

Dal grafico si evince come la probabilità di incontro è massima nel 2012 (anno in cui sono state registrate il numero massimo di ricatture, 82), mentre si attesta a valori simili negli altri anni d'indagine (Fig. 8.10).

Il modello numero 5, in cui possiamo osservare l'a sopravvivenza apparente per anno delle aragoste nello strato OUT, mostra una probabilità di incontro costante nel tempo ($0,81 \pm 0,036$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 153,233$, $df=1$, $P < .0001$).

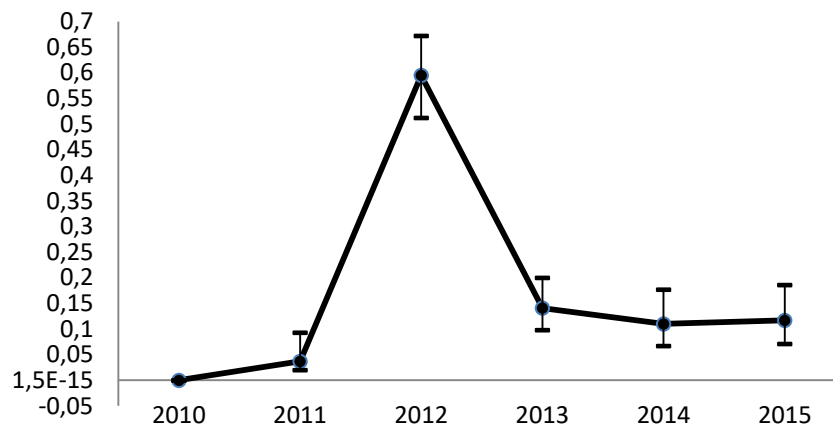


Fig. 8.11 - Tasso di sopravvivenza apparente degli esemplari nello strato OUT di Buggerru

Come nel caso della probabilità di incontro, il grafico della sopravvivenza apparente mostra valori nulli o bassi nei primi 2 anni, con un picco molto alto nel 2012, mentre il trend registrato dal 2013 al 2015 mostra valori più alti (Fig. 8.11).

Entrambi i parametri riguardanti le aree di pesca commerciali trovano esatta corrispondenza con l'andamento delle ricatture registrate nello strato OUT (Fig. 8.12).

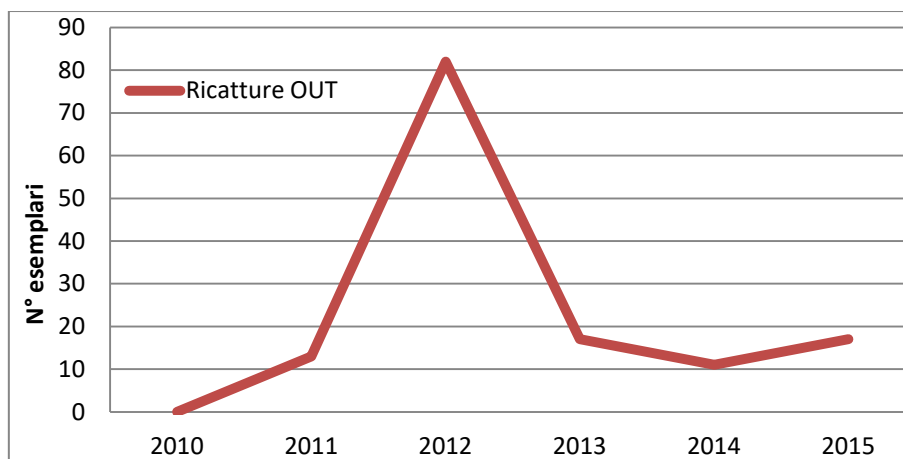


Fig. 8.12 - Andamento delle ricatture registrate all'esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Buggerru

Castelsardo strato IN

I modelli che meglio hanno espresso i tassi di sopravvivenza apparente e probabilità di incontro sono risultati essere rispettivamente il 5 e il 2, con 5 e 4 parametri.

Tab. 8.5 - Processo di riduzione dei Modelli per lo strato IN di Castelsardo

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante	$\Phi(t)p(\cdot)$	172,6111	0	0,45723	6
2	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(\cdot)p(t)$ MLogit	173,3485	0,7374	0,31623	4
3	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo	$\Phi(\cdot)p(t)$	174,7122	2,1011	0,15991	6
4	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo	$\Phi(t)p(t)$	176,4633	3,8522	0,06663	9
5	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(\cdot)$ MLogit	270,9458	98,3347	0	5
6	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(t)$ MLogit	425,2787	252,6676	0	8

Il modello numero 2, in cui si osserva la probabilità d'incontro delle aragoste negli anni nello strato IN, mostra una sopravvivenza apparente costante nel tempo ($0,99 \pm 0,0005$). La likelihood ratio mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2 = 3,254$, $df = 2$, $P < .1965$).

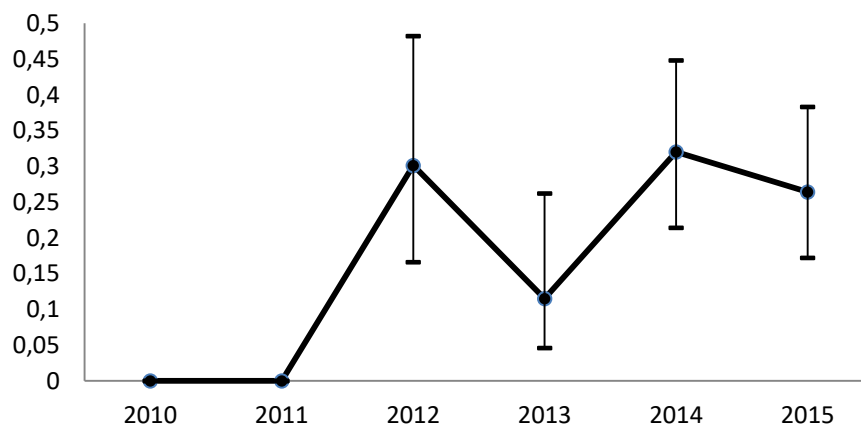


Fig. 8.13 - Probabilità di incontro degli esemplari nello strato IN di Castelsardo

Il grafico mostra una probabilità d'incontro nulla o quasi nei primi 2 anni di sperimentazione, per poi aumentare repentinamente nel 2012, proseguendo con un leggero calo nel 2013, per poi attestarsi di nuovo a valori elevati negli ultimi due anni (Fig. 8.13).

Il modello numero 5, in cui possiamo osservare la sopravvivenza apparente delle aragoste nello strato IN, mostra una probabilità di incontro costante nel tempo ($0,63 \pm 0,064$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2 = 100,675$, $df=2$, $P < .0001$).

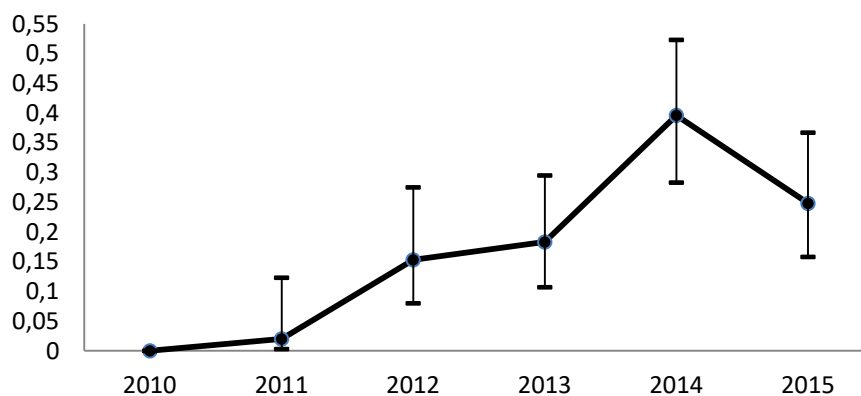


Fig. 8.14 - Tasso di sopravvivenza apparente degli esemplari nello strato IN di Castelsardo

Il grafico della sopravvivenza apparente mostra incrementi positivi crescenti sin dal secondo anno, con un picco molto alto nel 2014, e una leggera flessione nel 2015, ma pur sempre con valore elevato (Fig. 8.14). La Fig.8.15 mostra l'andamento delle ricatture nella zona IN.

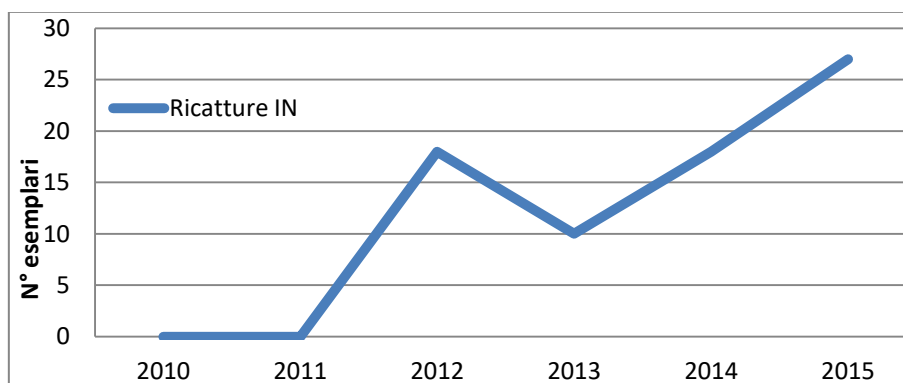


Fig. 8.15 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Castelsardo

Castelsardo strato OUT

Tab. 8.6 - Processo di riduzione dei Modelli per lo strato OUT di Castelsardo

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo	$\Phi(t)p(t)$	474,9065	0	0,99994	9
2	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo	$\Phi(.)p(t)$	494,2927	19,3862	0,00006	6
3	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante	$\Phi(t)p(.)$	509,4552	34,5487	0	6
4	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(.)p(t)$ MLogit	514,9986	40,0921	0	4
5	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(.)$ MLogit	816,3048	341,3983	0	5
6	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(t)$ MLogit	1334,0077	859,1012	0	9

Anche nello strato OUT i modelli che meglio hanno espresso i tassi di sopravvivenza apparente e probabilità di incontro sono risultati essere rispettivamente il 5 e il 4, con 5 e 4 parametri (Tab. 8.6).

Il modello numero 4, che mostra la probabilità d'incontro delle aragoste negli anni nello strato OUT, presenta una sopravvivenza apparente costante nel tempo ($0,99 \pm 0,0002$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2 = 24,860$, $df = 2$, $P < .0001$).

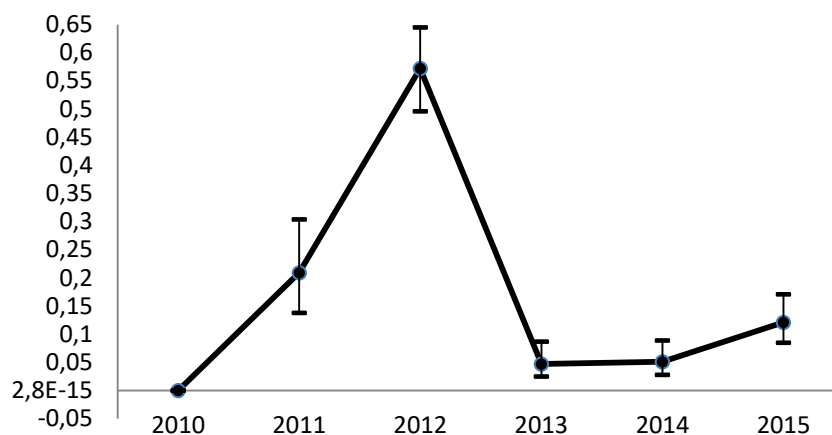


Fig. 8.16 - Probabilità di incontro degli esemplari nello strato IN di Castelsardo

Il grafico mostra come la probabilità di incontro è massima nel 2012, anno in cui sono state registrate il numero massimo di ricatture (96), come per Buggerru, ma a differenza di quest'ultima nell'anno 2011 il valore è più elevato, e dopo un calo repentino negli anni 2013 e 2014, il trend sembra mostrare un nuovo incremento positivo dal 2015 (Fig. 8.16).

Il modello numero 5, in cui possiamo osservare la sopravvivenza apparente per anno delle aragoste nello strato OUT, mostra una probabilità di incontro costante nel tempo ($0,69 \pm 0,035$, quasi identica a quella registrata nello strato IN). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2 = 308,934$, $df=1$, $P < .0001$).

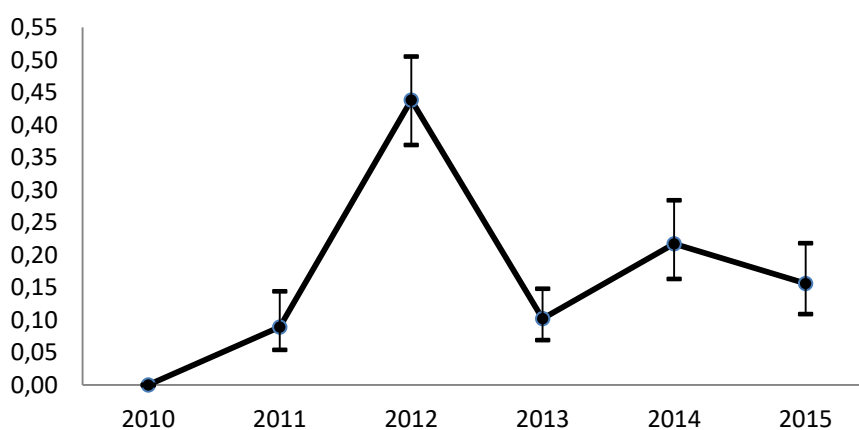


Fig. 8.17 - Tasso di sopravvivenza apparente degli esemplari nello strato IN di Castelsardo

Analogamente al caso della probabilità di incontro, il grafico della sopravvivenza apparente mostra un valore basso nel 2011, il picco massimo nel 2012, ma a differenza del precedente caso la ripresa nel 2014 e 2015 appare nettamente più marcata (Fig. 8.17).

I picchi registrati nel 2012 dai due parametri relativi alle zone di pesca commerciali trovano corrispondenza con il grafico dell'andamento delle ricatture negli anni nello strato OUT (Fig. 8.18)

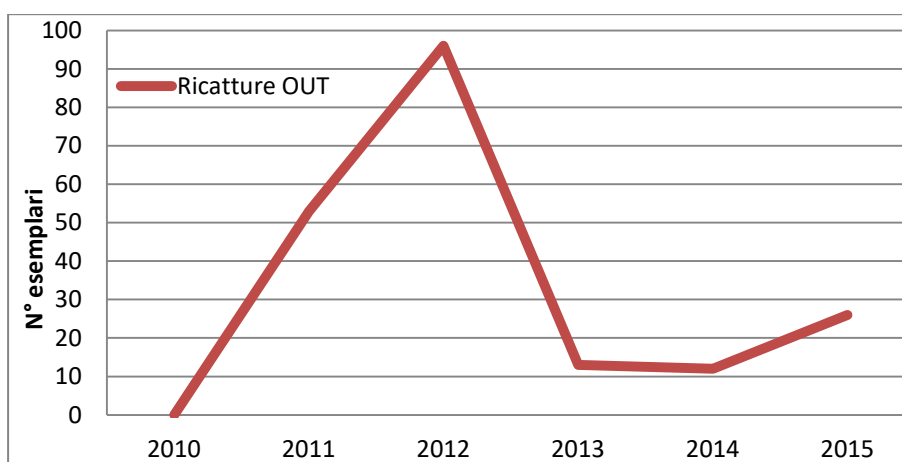


Fig. 8.18 - Andamento delle ricatture registrate all'esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Castelsardo

Su Pallosu (1997-2002) strato IN

Per quanto riguarda l'area di Su Pallosu si sono presi in esame in prima istanza i primi 5 anni di tutela per confrontare gli andamenti dei parametri con le aree di ultima istituzione. Successivamente si è preso in considerazione l'arco temporale completo al fine di utilizzarlo come modello per ipotizzare l'andamento dei parametri oggetto d'indagine anche nelle aree di Bosa, Buggerru e Castelsardo.

I modelli che meglio hanno espresso i tassi di sopravvivenza apparente e probabilità di incontro sono risultati essere rispettivamente il 5 e il 2, con 5 e 4 parametri (Tab. 8.7).

Tab. 8.7 - Processo di riduzione dei Modelli per lo strato IN di Su Pallosu

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo	$\Phi(.)p(t)$	122,3730	0	0,53457	6
2	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(.)p(t)$ MLogit	122,7732	0,4002	0,43762	3
3	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo	$\Phi(t)p(t)$	128,3891	6,0161	0,02640	9
4	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante	$\Phi(t)p(.)$	134,2549	11,8819	0,00141	6
5	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(.)$ MLogit	231,6403	109,2673	0	5
6	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(t)$ MLogit	350,7297	228,3567	0	8

Il modello numero 2, in cui possiamo osservare la probabilità d'incontro delle aragoste negli anni nello strato IN, mostra una sopravvivenza apparente costante nel tempo ($0,99 \pm 0,0005$). La likelihood ratio mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit

e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 7,627$, $df=3$, $P < .0544$).

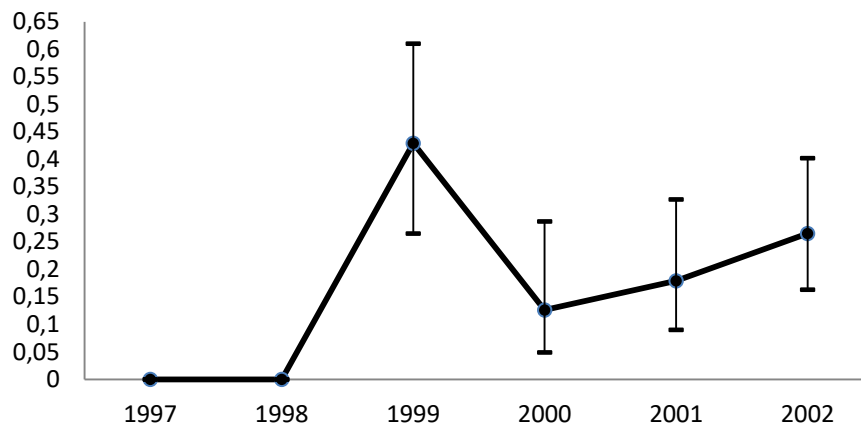


Fig. 8.19 - Probabilità di incontro degli esemplari nello strato IN di Su Pallosu (1997-2002)

Come si evince dal grafico, la probabilità di incontro è nulla o quasi nel primo anno di sperimentazione, per poi aumentare repentinamente nel 1999, proseguendo con un leggero calo nel 2000, per poi proseguire con un nuovo trend di incremento positivo negli ultimi due anni.

Il modello numero 5, in cui possiamo osservare la sopravvivenza apparente per anno delle aragoste nello strato IN, mostra una probabilità di incontro costante nel tempo ($0,59 \pm 0,07$, valore più basso registrato finora). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 99,889$, $df=1$, $P < .0001$).

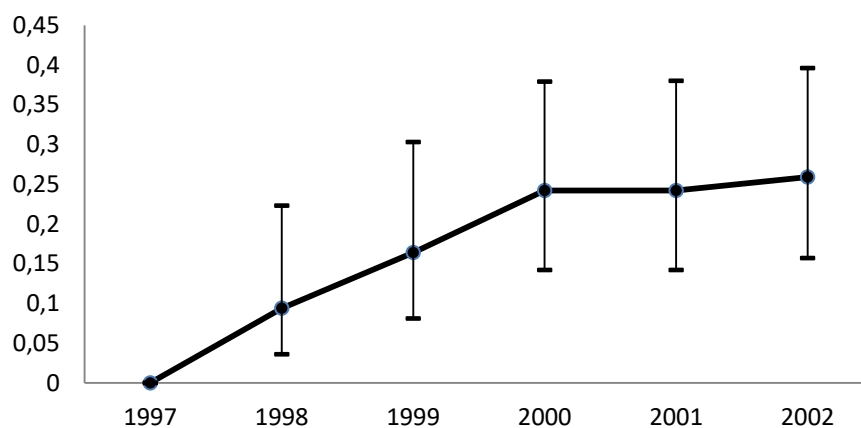


Fig. 8.20 - Tasso di sopravvivenza apparente degli esemplari nello strato IN di Su Pallosu (1997-2002)

Contrariamente al caso della probabilità di incontro, il grafico della sopravvivenza apparente mostra sin da subito un incremento positivo esponenziale sino all'ultimo anno di indagine (2002) (Fig. 8.20).

La Fig. 8.21 mostra, come già evidenziato nelle altre aree, che i parametri analizzati seguono l'andamento delle ricatture all'interno dell'area; ciononostante, la probabilità di incontro presenta un decremento nel 2000, anno in cui si è avuto un numero elevato di ricatture. Tale andamento, comunque, sembra abbia contribuito a un tasso di sopravvivenza con crescita esponenziale sin dal primo anno.

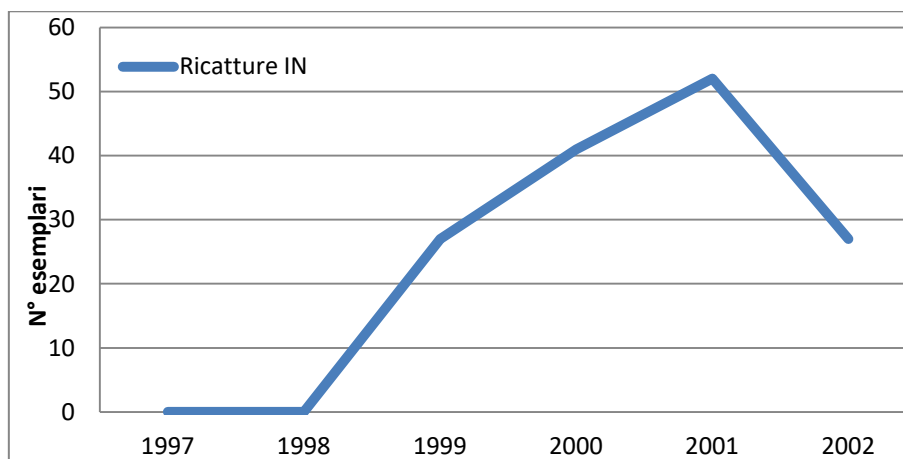


Fig. 8.21 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Su Pallosu

Su Pallosu (1997-2002) strato OUT

Tab. 8.8 - Processo di riduzione dei Modelli per lo strato OUT di Su Pallosu (1997-2002)

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo	$\Phi(.)p(t)$	471,1178	0	0,66223	5
2	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante	$\Phi(t)p(.)$	473,6373	2,5195	0,18789	5
3	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo	$\Phi(t)p(t)$	475,1300	4,0122	0,08908	7
4	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(.)p(t)$ MLogit	475,8936	4,7758	0,06081	3
5	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(.)$ MLogit	812,4881	341,3663	0	4
6	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(t)$ MLogit	1262,9723	791,8545	0	7

Nello strato OUT i modelli che meglio hanno espresso i tassi di sopravvivenza apparente e probabilità di incontro sono risultati essere rispettivamente il 5 e il 4, con 4 e 3 parametri (Tab. 8.8).

Il modello numero 4, che mostra la probabilità d'incontro delle aragoste negli anni nello strato OUT, presenta una sopravvivenza apparente costante nel tempo ($0,99 \pm 0,0001$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2=9,189$, $df=4$, $P < .0565$).

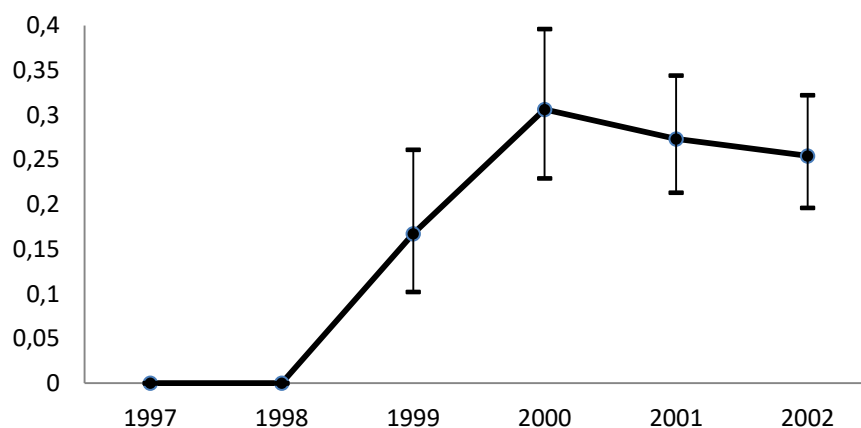


Fig. 8.22 - Probabilità di incontro degli esemplari nello strato OUT di Su Pallosu (1997-2002)

Il grafico mostra una probabilità d'incontro nulla o quasi nei primi 2 anni di sperimentazione, per poi aumentare repentinamente sino al 2000 e attestandosi a valori in parte simili nei restanti anni d'indagine (Fig. 8.22).

Il modello numero 5 mostra la sopravvivenza apparente per anno delle aragoste nello strato OUT e una probabilità di incontro costante nel tempo ($0,58 \pm 0,04$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2 = 340,943$, $df=1$, $P < .0001$).

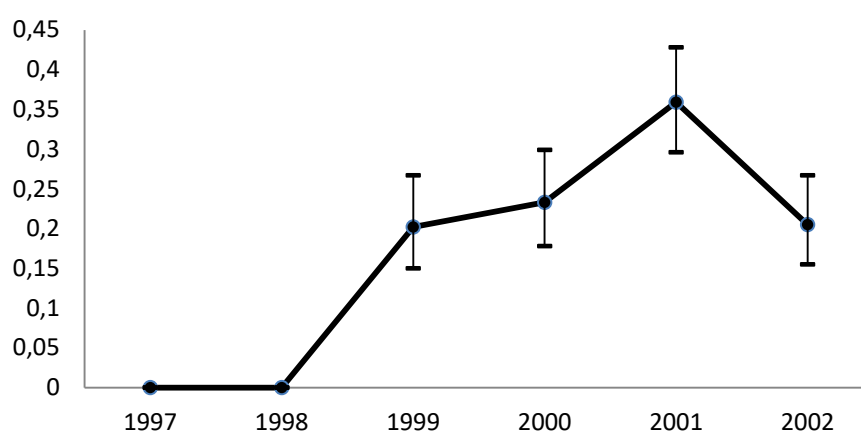


Fig. 8.23 - Tasso di sopravvivenza apparente degli esemplari nello strato OUT di Su Pallosu (1997-2002)

Rispetto alle altre aree, in questo caso il numero di ricatture è crescente in maniera esponenziale sin dal primo anno, ma entrambi i parametri presentano degli andamenti che dopo un picco (2000 per la zona IN e 2001 per la zona OUT) registrano un leggero decremento.

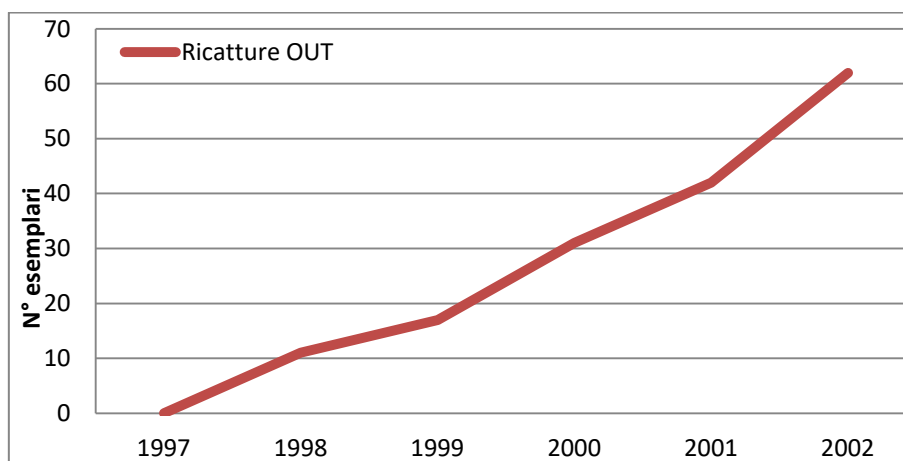


Fig. 8.24 - Andamento delle ricatture registrate all'esterno (OUT) nei primi cinque anni di tutela nell'area di Su Pallosu

Su Pallosu (1997-2012) strato IN

Si è proceduto a fittare i modelli relativi all'area di Su Pallosu nell'intero arco temporale dal 1997 al 2012.

Anche in questo caso i modelli che meglio hanno espresso i tassi di sopravvivenza apparente e probabilità di incontro sono risultati essere rispettivamente il 5 e il 4, con 14 e 12 parametri, frutto di un 'encounter history' ovviamente diversa (17 anni di indagine).

Tab. 8.9 - Processo di riduzione dei Modelli per lo strato IN di Su Pallosu (1997-2012)

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo	$\Phi(t)p(t)$	758,6004	0	0,99798	27
2	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante	$\Phi(t)p(\cdot)$	771,0068	12,4064	0,00202	16
3	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo	$\Phi(\cdot)p(t)$	785,4689	26,8685	0	16
4	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(\cdot)p(t)$ MLogit	956,5232	197,9228	0	12
5	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(\cdot)$ MLogit	1717,9100	959,3096	0	14
6	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(t)$ MLogit	2691,2788	1932,6724	0	25

Il modello numero 4, che mostra la probabilità d'incontro delle aragoste negli anni nello strato IN, presenta una sopravvivenza apparente costante nel tempo ($0,94 \pm 0,02$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 179,775$, $df=4$, $P < .0001$).

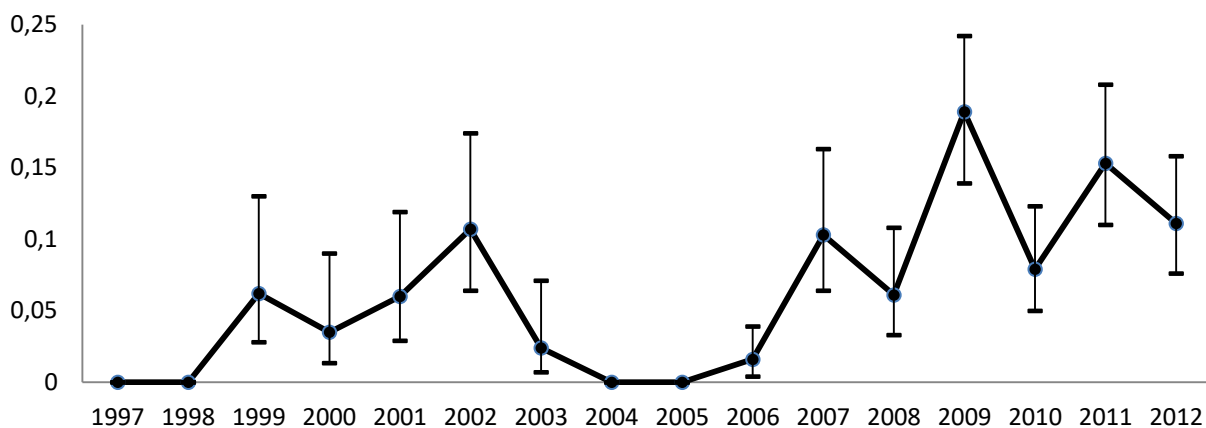


Fig. 8.25 - Probabilità di incontro degli esemplari nello strato IN di Su Pallosu (1997-2012)

Come notato dal grafico relativo ai primi 5 anni di indagine, i primi due anni di indagine presentano valori pressoché nulli. Nel 1999 si verifica il primo incremento positivo con un apice nel 2002. Dopo il calo a cavallo degli anni 2003-2006, frutto del blocco delle immissioni degli esemplari dall'esterno in quanto è stata raggiunta la massiccia capacità portante dell'area, nel 2007 i valori si attestano a quelli precedentemente registrati. Successivamente i valori si accrescono ancor di più, toccando l'apice maggiore nel 2009 (Fig. 8.25).

Il modello numero 5 mostra la sopravvivenza apparente per anno delle aragoste nello strato IN e una probabilità di incontro costante nel tempo ($0,58 \pm 0,03$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2 = 951,290$, $df = 2$, $P < .0001$).

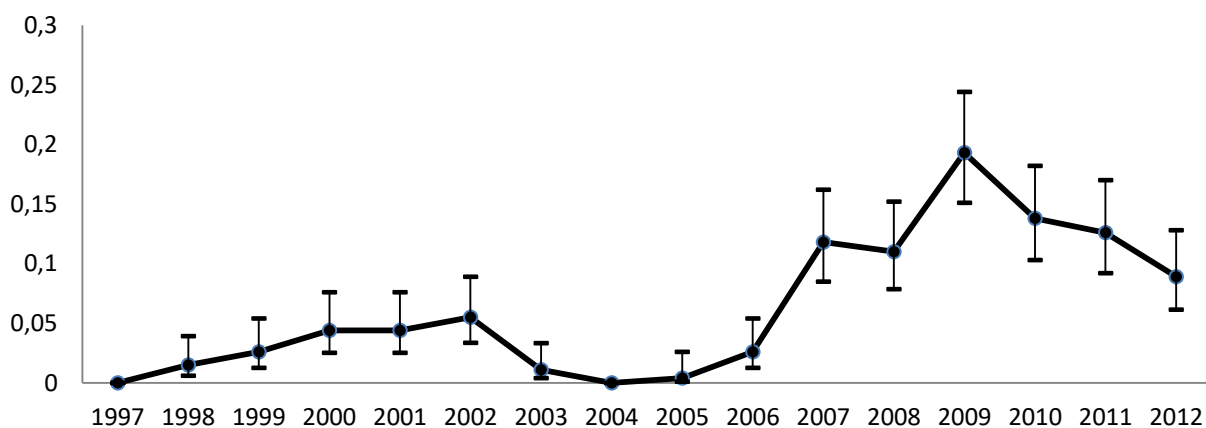


Fig. 8.26 - Tasso di sopravvivenza apparente degli esemplari nello strato IN di Su Pallosu (1997-2012)

In questo caso nei primi 5 anni l'incremento è positivo, per poi registrare, come anche per il tasso di probabilità di incontro, un calo repentino fra gli anni 2003 e 2006. I valori di sopravvivenza apparente fra il 2007 e il 2012 seguono un andamento simile al precedente parametro analizzato (Fig. 8.26).

In un arco temporale così lungo, l'alta fedeltà dei parametri all'andamento del numero di ricatture negli anni è ancora più evidente. L'unica differenza è un lieve discrepanza nel tasso di sopravvivenza che presenta valori non elevatissimi nei primi anni di tutela, ma che va in ogni caso ad accrescersi negli anni successivi. Il blocco delle immissioni ha inficiato anche il numero di ricatture negli stessi anni.

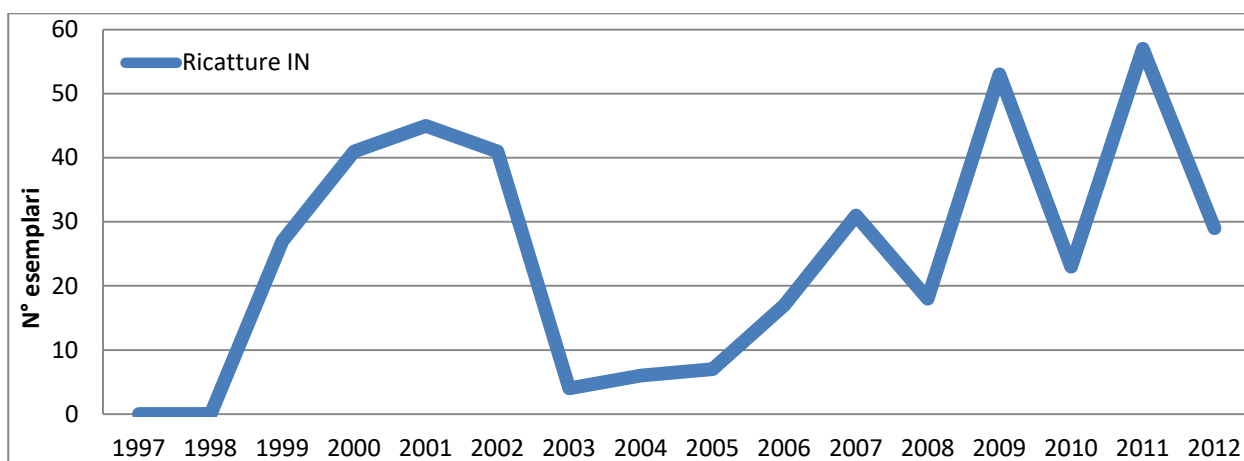


Fig. 8.27 - Andamento delle ricatture registrate all'interno (IN) nei 16 anni di tutela nell'area di Su Pallosu

Su Pallosu (1997-2012) strato OUT

Tab. 8.10 - Processo di riduzione dei Modelli per lo strato OUT di Su Pallosu (1997-2002)

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante	$\Phi(t)p(\cdot)$	710,3392	0	0,97692	11
2	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo	$\Phi(t)p(t)$	717,8303	7,4911	0,02388	19
3	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo	$\Phi(\cdot)p(t)$	750,3749	40,0357	0	15
4	Sopravvivenza costante, probabilità di incontro varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(\cdot)p(t)$ MLogit	763,8090	53,4698	0	8
5	Sopravvivenza varia nel tempo, probabilità di incontro costante (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(\cdot)$ MLogit	1443,3517	733,0125	0	9
6	Sopravvivenza e probabilità di incontro variano nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(t)p(t)$ MLogit	2194,1834	1483,8424	0	17

Nello strato OUT i modelli che meglio hanno espresso i tassi di sopravvivenza apparente e probabilità di incontro sono risultati essere rispettivamente il 5 e il 4, con 9 e 8 parametri.

Il modello numero 4, che mostra la probabilità d'incontro delle aragoste negli anni nello strato OUT, presenta una sopravvivenza apparente costante nel tempo ($0,99 \pm 0,0001$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2 = 28,608$, $df=7$, $P < .0002$).

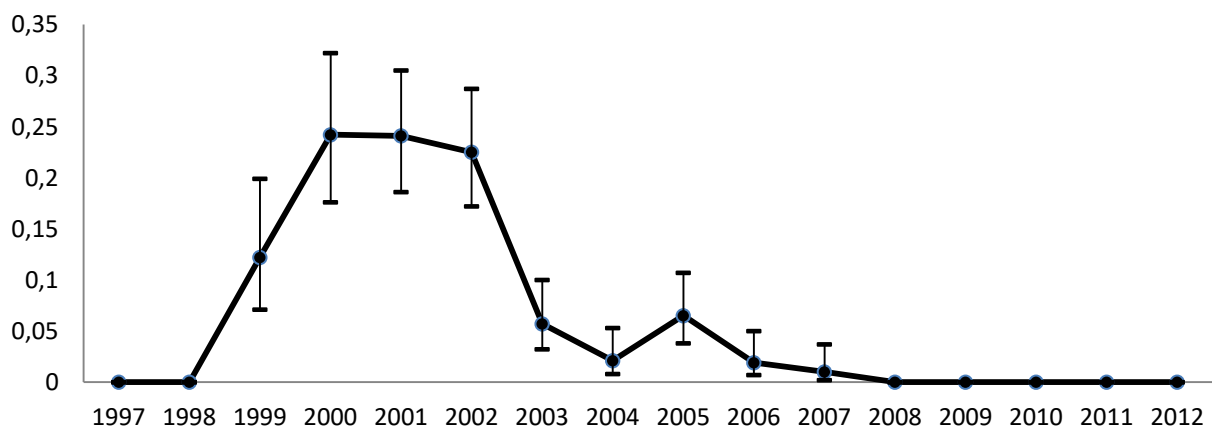


Fig. 8.28 - Probabilità di incontro degli esemplari nello strato OUT di Su Pallosu (1997-2012)

Nei primi due anni i valori sono nulli, mentre dal 1999 al 2002 si registra un incremento positivo (apice maggiore nel 2000). Dal 2003, in concomitanza con il blocco delle immissioni, la probabilità di incontro cala vistosamente (con un leggerissimo incremento nel solo anno 2005) sino a valori nulli negli ultimi anni di indagine (Fig. 8.28).

Il grafico relativo al modello 5 mostra la sopravvivenza apparente per anno delle aragoste nello strato OUT e una probabilità di incontro costante nel tempo ($0,53 \pm 0,03$). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2 = 737,303$, $df=2$, $P < .0001$).

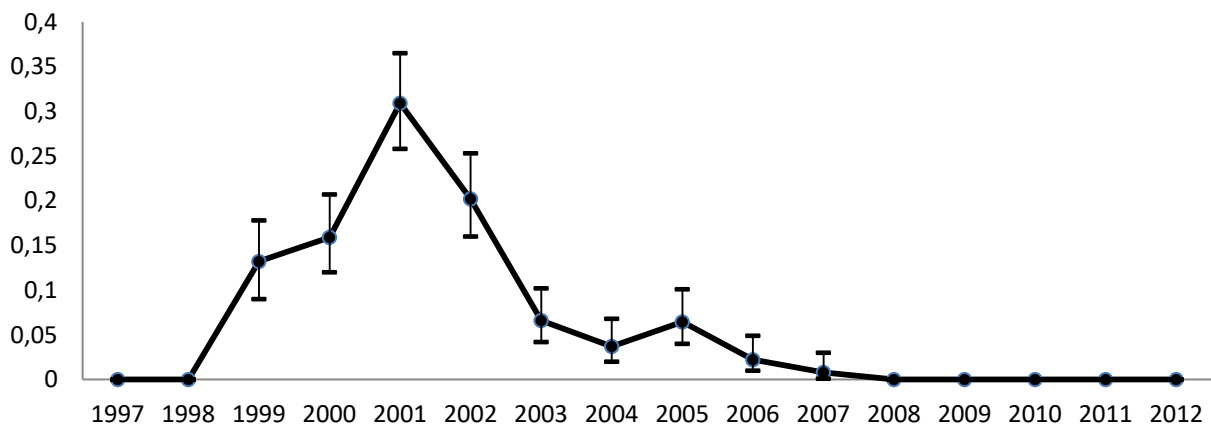


Fig. 8.29 - Tasso di sopravvivenza apparente degli esemplari nello strato OUT di Su Pallosu (1997-2012)

La Fig. 8.30 mostra anche in questo caso un'altissima fedeltà dei due parametri all'andamento delle ricatture registrate nei 16 anni di tutela nelle zone di pesca commerciali.

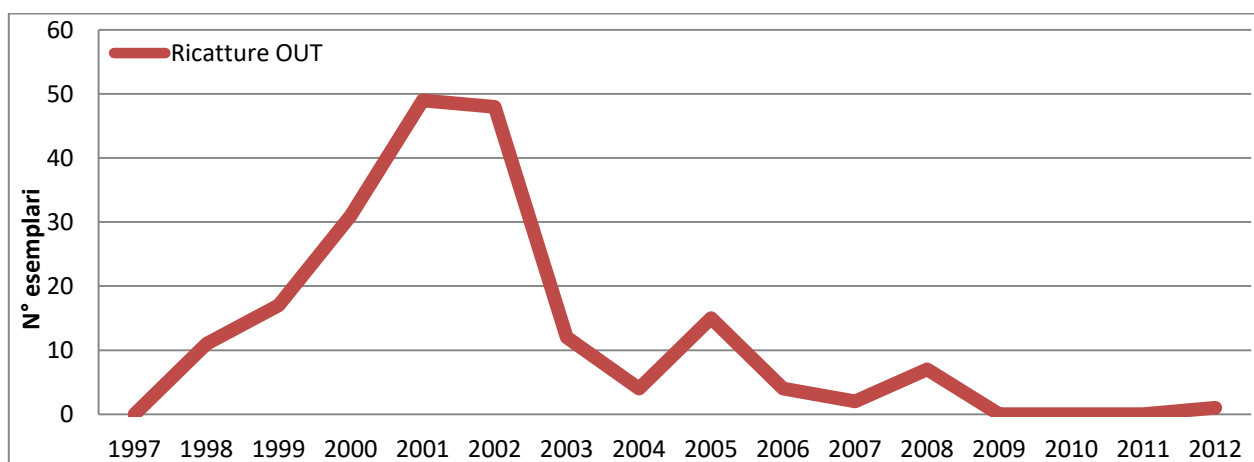


Fig. 8.30 - Andamento delle ricatture registrate all'esterno (OUT) nei 16 anni di tutela nell'area di Su Pallosu

Valutazione della ‘Tasso di movimento fra l’interno e l’esterno dell’area’

Si tratta di uno dei primi esempi in letteratura in cui un modello, basato sui dati di ricattura di 5 anni di studio (16 per l’area di Su Pallosu), ha permesso di valutare lo spillover di *P.elephas* tra un’area di ripopolamento e le zone di pesca circostanti.

Le “encounter history” tratta dalle aragoste marcate e ricatturate nelle aree di Bosa, Buggerru, Castelsardo (dal 2010 al 2015) e Su Pallosu (dal 1997 al 2002) sono state fittate attraverso il modello “Multi-strate Recaptures only” del programma MARK.

BOSA

Il modello che meglio ha espresso la variazione dello spillover negli anni è risultato il modello numero 3, con 7 parametri. La scelta di questo modello, il quale è in parziale contrasto con il principio di parsimonia che prevede la scelta di un modello che allo stesso tempo abbia un numero basso di parametri e un valore basso di AICc, è avvalorata dal fatto che meglio esprime la variabilità dei dati in relazione al tasso di movimento. Inoltre la funzione MLogit, la quale garantisce una stima assai precisa dei parametri di movimento, evitando che la somma di due di essi consecutivi sia > 1 , accresce il valore di AICc del modello stesso. Questo tipo di selezione del modello è stato adottato per tutte le aree (Tab. 8.11).

Tab. 8.11 - Processo di riduzione dei Modelli per l'area di Bosa

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza e movimento costanti nel tempo.	$\Phi(s)p(t,s)\Psi(s)$	289,55	0	0,54782	11
2	Sopravvivenza all'interno dell'area varia nel tempo, avvistamento e movimento costanti nel tempo	$\Phi_{in}(t)\Phi_{out}(\cdot)p(s)\Psi(s)$	290,96	1,41	0,27085	9
3	Sopravvivenza e avvistamento costanti nel tempo, movimento fra IN e OUT varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(s)p(s)\Psi_{in}(t)\Psi_{out}(\cdot)$ MLogit	293,63	4,08	0,07112	7
4	Sopravvivenza all'esterno varia nel tempo, avvistamento varia nel tempo e negli strati, movimento varia negli strati	$\Phi_{in}(\cdot)\Phi_{out}(t)p(t,s)\Psi(s)$	294,50	4,95	0,04608	14
5	Sopravvivenza all'interno varia nel tempo, avvistamento varia nel tempo e negli strati, movimento varia negli strati	$\Phi_{in}(t)\Phi_{out}(\cdot)p(t,s)\Psi(s)$	295,59	6,05	0,02664	14
6	Sopravvivenza all'esterno varia nel tempo, avvistamento e movimento variano nel tempo e tra gli strati	$\Phi_{in}(\cdot)\Phi_{out}(t)p(t,s)\Psi(t,s)$	296,25	6,70	0,01918	16
7	Sopravvivenza e avvistamento costanti nel tempo, movimento fra IN e OUT varia nel tempo	$\Phi(s)p(s)\Psi_{in}(t)\Psi_{out}(\cdot)$	297,07	7,52	0,01273	9
8	Modello saturo	$\Phi(t,s)p(t,s)\Psi(t,s)$	298,80	9,25	0,00536	17
9	Tutti e tre i parametri costanti nel tempo e variano fra gli strati	$\Phi(s)p(s)\Psi(s)$	305,16	15,61	0,00022	6
10	Sopravvivenza costante nel tempo e tra gli strati, avvistamento varia nel tempo ma non tra gli strati, movimento costante nel tempo e varia tra gli strati	$\Phi(\cdot)p(t)\Psi(s)$	327,31	37,76	0	7
11	Sopravvivenza costante nel tempo e tra gli strati, avvistamento varia nel tempo e tra gli strati, movimento varia nel tempo ma non tra gli strati	$\Phi(\cdot)p(t,s)\Psi(t)$	331,82	42,27	0	12

Il modello utilizzato mostra una sopravvivenza apparente costante nel tempo in ciascuno strato con valori maggiori all'interno dell'area rispetto all'esterno (rispettivamente 0.95 ± 0.05 all'interno della no-take area, e 0.03 ± 0.03 nelle zone di pesca limitrofe).

L'attività di pesca esercitata dagli operatori all'esterno dell'area ha portato a una riduzione della capacità di sopravvivenza dell'aragosta. La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 1,060$, $df=2$, $P < .5886$).

La probabilità di riavvistamento è costante durante gli anni di campionamento nei due strati. Il valore registrato nello strato OUT è più grande di quello registrato nello strato IN, rispettivamente con valori medi di $0,99 \pm 0,0004$ e $0,36 \pm 0,07$. Anche questo dato può essere giustificato con il fatto che la minore sopravvivenza registrata nello strato OUT porta conseguentemente un aumento del valore di riavvistamento. La probabilità di movimento dalla MPA verso le zone limitrofe di pesca mostra dei cambiamenti temporali, con valori compresi fra 0 (nei primi 3 anni di indagine) e $0,45 \pm 0,06$ (2014).

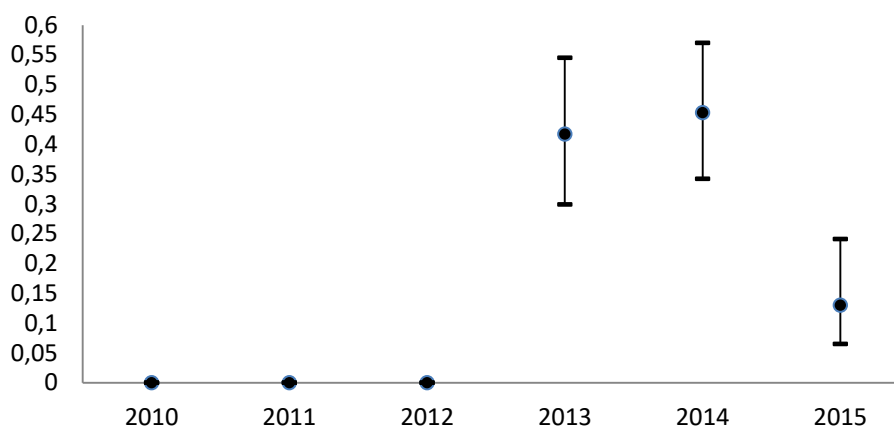


Fig. 8.31 - Tasso di movimento fra la zona IN e la zona OUT negli anni per l'area di Bosa

Come mostrato dal grafico (Fig. 8.31), la probabilità di movimento registra un lento o nullo incremento nei primi 3 anni di sperimentazione, per poi raggiungere negli anni 2013 e 2014 i valori più alti. Nell'ultimo anno il tasso va leggermente regredendo, probabilmente per l'effetto derivato dalla riduzione delle immissioni. I valori attesi indicati dal modello trovano un'esatta corrispondenza con l'andamento del numero delle ricatture registrato all'esterno dell'area.

BUGGERRU

Il modello che meglio ha espresso la variazione dello spillover negli anni è risultato il modello numero 6, con 6 parametri (Tab. 8.12).

Tab. 8.12 - Processo di riduzione dei Modelli per l'area di Buggerru

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza e avvistamento costanti nel tempo, movimento fra IN e OUT varia nel tempo	$\Phi(s)p(s)\Psi_{in}(t)\Psi_{out}(\cdot)$	525,62	0	0,99155	10
2	Modello saturo	$\Phi(t,s)p(t,s)\Psi(t,s)$	535,20	9,58	0,00823	20
3	Sopravvivenza e movimento costanti nel tempo.	$\Phi(s)p(t,s)\Psi(s)$	543,79	18,17	0,00011	13
4	Sopravvivenza all'esterno varia nel tempo, avvistamento varia nel tempo e negli strati, movimento varia negli strati	$\Phi_{in}(\cdot)\Phi_{out}(t)p(t,s)\Psi(s)$	544,09	18,47	0	16
5	Sopravvivenza all'interno varia nel tempo, avvistamento varia nel tempo e negli strati, movimento varia negli strati	$\Phi_{in}(t)\Phi_{out}(\cdot)p(t,s)\Psi(s)$	552,00	26,39	0	17
6	Sopravvivenza e avvistamento costanti nel tempo, movimento fra IN e OUT varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(s)p(s)\Psi_{in}(t)\Psi_{out}(\cdot)$ MLogit	562,65	37,04	0	6
7	Sopravvivenza all'interno dell'area varia nel tempo, avvistamento e movimento costanti nel tempo	$\Phi_{in}(t)\Phi_{out}(\cdot)p(s)\Psi(s)$	573,98	48,36	0	10
8	Tutti e tre i parametri costanti nel tempo e variano fra gli strati	$\Phi(s)p(s)\Psi(s)$	594,80	69,19	0	6
9	Sopravvivenza costante nel tempo e tra gli strati, avvistamento varia nel tempo e tra gli strati, movimento varia nel tempo ma non tra gli strati	$\Phi(\cdot)p(t,s)\Psi(t)$	642,47	116,85	0	15
10	Sopravvivenza costante nel tempo e tra gli strati, avvistamento varia nel tempo ma non tra gli strati, movimento costante nel tempo e varia tra gli strati	$\Phi(\cdot)p(t)\Psi(s)$	683,97	158,35	0	8

Il modello utilizzato mostra una sopravvivenza apparente costante nel tempo in ciascuno strato con valori maggiori all'interno dell'area rispetto all'esterno (rispettivamente 0.99

± 0.0001 all'interno della no-take area, e 0.04 ± 0.03 nelle zone di pesca limitrofe). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 45,503$, $df=1$, $P < .0001$). La probabilità di riavvistamento è costante durante gli anni di campionamento nei due strati, con il valore registrato nello strato OUT ($0,99 \pm 0.00001$) più grande di quello registrato nello strato IN ($0,20 \pm 0,03$). La probabilità di movimento dalla MPA verso le zone limitrofe di pesca mostra dei cambiamenti temporali, con valori compresi fra 0 nel 2010 e 0.61 ± 0.04 nel 2012, mentre gli altri anni tutti i tassi di movimento si attestano su valori bassi.

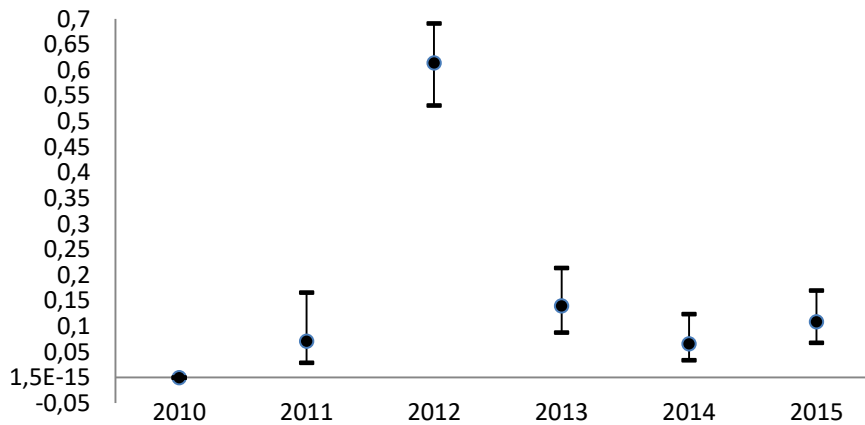


Fig. 8.32 - Tasso di movimento fra la zona IN e la zona OUT negli anni per l'area di Buggerru

Contrariamente da quanto mostrato nell'area di Bosa, la probabilità di movimento registra un incremento positivo dal 2010 al 2012 (apice massimo), per poi regredire dal 2013 in poi (Fig. 8.32).

CASTELSARDO

Il modello che meglio ha espresso la variazione dello spillover negli anni è risultato il modello numero 7, con 6 parametri (Tab. 8.13).

Tab. 8.13 - Processo di riduzione dei Modelli per l'area di Castelsardo

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza all'esterno varia nel tempo, avvistamento e movimento variano nel tempo e negli strati	$\Phi_{in}(\cdot)\Phi_{out}(t)p(t,s)\Psi(t,s)$	598,27	0	0,55220	21
2	Sopravvivenza e avvistamento costanti nel tempo, movimento fra IN e OUT varia nel tempo	$\Phi(s)p(s)\Psi_{in}(t)\Psi_{out}(\cdot)$	599,61	1,34	0,28262	10
3	Sopravvivenza all'esterno varia nel tempo, avvistamento varia nel tempo e negli strati, movimento varia negli strati	$\Phi_{in}(\cdot)\Phi_{out}(t)p(t,s)\Psi(s)$	601,81	3,54	0,09400	17
4	Modello saturo	$\Phi(t,s)p(t,s)\Psi(t,s)$	602,83	4,56	0,05643	24
5	Sopravvivenza all'interno varia nel tempo, avvistamento varia nel tempo e negli strati, movimento varia negli strati	$\Phi_{in}(t)\Phi_{out}(\cdot)p(t,s)\Psi(s)$	605,73	7,46	0,01325	18
6	Sopravvivenza e movimento costanti nel tempo.	$\Phi(s)p(t,s)\Psi(s)$	610,10	11,83	0,00149	14
7	Sopravvivenza e avvistamento costanti nel tempo, movimento fra IN e OUT varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(s)p(s)\Psi_{in}(t)\Psi_{out}(\cdot)$ MLogit	630,13	31,86	0	6
8	Sopravvivenza all'interno dell'area varia nel tempo, avvistamento e movimento costanti nel tempo	$\Phi_{in}(t)\Phi_{out}(\cdot)p(s)\Psi(s)$	652,66	54,40	0	10
9	Sopravvivenza costante nel tempo e tra gli strati, avvistamento varia nel tempo e tra gli strati, movimento varia nel tempo ma non tra gli strati	$\Phi(\cdot)p(t,s)\Psi(t)$	684,86	86,59	0	16
10	Tutti e tre i parametri costanti nel tempo e variano fra gli strati	$\Phi(s)p(s)\Psi(s)$	688,68	90,41	0	6
11	Sopravvivenza costante nel tempo e tra gli strati, avvistamento varia nel tempo ma non tra gli strati, movimento costate nel tempo e varia tra gli strati	$\Phi(\cdot)p(t)\Psi(s)$	728,46	130,20	0	8

Il modello preso in esame presenta una sopravvivenza apparente costante nel tempo in ciascuno strato con valori maggiori all'interno dell'area rispetto all'esterno (rispettivamente 0.99 ± 0.0003 all'interno della no-take area, e 0.02 ± 0.012 nelle zone di pesca limitrofe). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 38,913$, $df=4$, $P < .0001$). La probabilità di riavvistamento è costante durante gli anni di campionamento nei due strati, con il valore registrato nello strato OUT più grande di quello registrato nello strato IN (rispettivamente $0,99 \pm 0,0003$ $0,09 \pm 0,02$). La probabilità di movimento dalla MPA verso le zone limitrofe di pesca mostra dei cambiamenti temporali, con valori compresi fra 0 nel 2010 e 0.57 ± 0.04 nel 2012, mentre gli altri anni tutti i tassi di movimento si attestano su valori bassi tendenti allo zero.

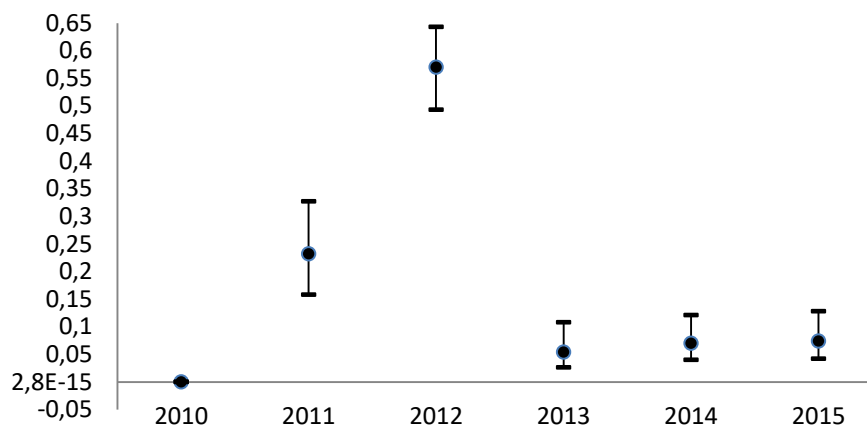


Fig. 8.33 - Tasso di movimento fra la zona IN e la zona OUT negli anni per l'area di Castelsardo

Il tasso di movimento verso le zone di pesca commerciali è esponenziale e marcato sin dal secondo anno, con il massimo apice toccato nel 2012. Successivamente i valori fra il 2013 e il 2015 tendono verso lo 0 o quasi (Fig. 8.33).

SU PALLOSU (1997-2002)

Il modello che meglio ha espresso la variazione dello spillover negli anni è risultato il modello numero 3, con 7 parametri (Tab. 8.14).

Tab. 8.14 - Processo di riduzione dei Modelli per l'area di Su Pallosu (1997-2002)

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Tutti e tre i parametri costanti nel tempo e variano fra gli strati	$\Phi(s)p(s)\Psi(s)$	1231,6	0	0,53824	6
2	Sopravvivenza all'esterno varia nel tempo, avvistamento e movimento variano nel tempo e negli strati	$\Phi_{in}(\cdot)\Phi_{out}(t)p(t,s)\Psi(t,s)$	1233,3	1,71	0,22938	22
3	Sopravvivenza e avvistamento costanti nel tempo, movimento fra IN e OUT varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(s)p(s)\Psi_{in}(t)\Psi_{out}(\cdot)$ MLogit	1233,9	2,28	0,17210	7
4	Sopravvivenza all'interno dell'area varia nel tempo, avvistamento e movimento costanti nel tempo	$\Phi_{in}(t)\Phi_{out}(\cdot)p(s)\Psi(s)$	1236,8	5,23	0,03946	10
5	Sopravvivenza e avvistamento costanti nel tempo, movimento fra IN e OUT varia nel tempo	$\Phi(s)p(s)\Psi_{in}(t)\Psi_{out}(\cdot)$	1237,1	5,45	0,03415	10
6	Modello saturo	$\Phi(t,s)p(t,s)\Psi(t,s)$	1239,9	8,36	0,00825	25
7	Sopravvivenza all'esterno varia nel tempo, avvistamento varia nel tempo e negli strati, movimento varia negli strati	$\Phi_{in}(\cdot)\Phi_{out}(t)p(t,s)\Psi(s)$	1240,5	8,88	0,00633	17
8	Sopravvivenza e movimento costanti nel tempo.	$\Phi(s)p(t,s)\Psi(s)$	1240,6	9,00	0,00598	14
9	Sopravvivenza all'interno varia nel tempo, avvistamento varia nel tempo e negli strati, movimento varia negli strati	$\Phi_{in}(t)\Phi_{out}(\cdot)p(t,s)\Psi(s)$	1246,8	15,23	0,00026	18
10	Sopravvivenza costante nel tempo e tra gli strati, avvistamento varia nel tempo e tra gli strati, movimento varia nel tempo ma non tra gli strati	$\Phi(\cdot)p(t,s)\Psi(t)$	1303,5	71,94	0	16
11	Sopravvivenza costante nel tempo e tra gli strati, avvistamento varia nel tempo ma non tra gli strati, movimento costate nel tempo e varia tra gli strati	$\Phi(\cdot)p(t)\Psi(s)$	1310,0	78,41	0	8

Il modello utilizzato mostra una sopravvivenza apparente costante nel tempo in ciascuno strato con valori maggiori all'interno dell'area rispetto all'esterno (rispettivamente 0.99 ± 0.0001 all'interno della no-take area, e 0.12 ± 0.04 nelle zone di pesca limitrofe). La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 3,078$, $df=3$, $P < .3797$). La probabilità di riavvistamento è costante durante gli anni di campionamento nei due strati, con il valore registrato nello strato OUT ($0,99 \pm 0.0001$) più grande di quello registrato nello strato IN ($0,22 \pm 0,02$). La probabilità di movimento dalla MPA verso le zone limitrofe di pesca mostra dei cambiamenti temporali, con valori compresi fra 0 nel 2010 e 0.23 ± 0.06 nel 1998, con valori che si attestano attorno a quest'ultima soglia negli anni successivi.

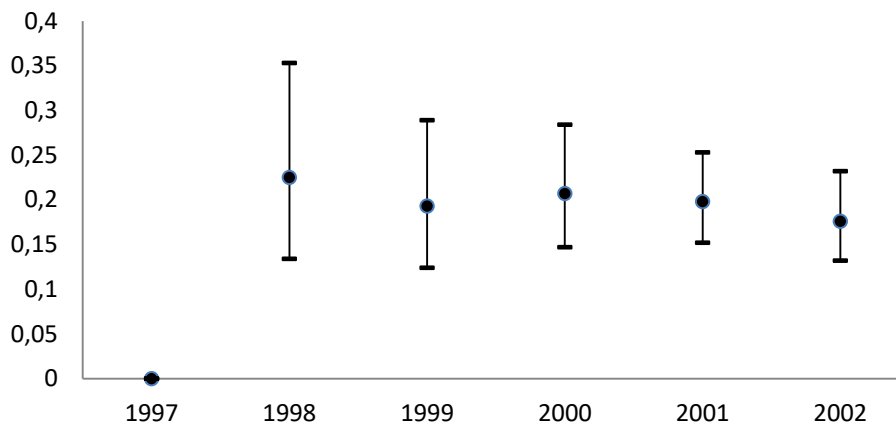


Fig. 8.34 - Tasso di movimento fra la zona IN e la zona OUT negli anni per l'area di Su Pallosu (1997-2002)

Come mostrato dal grafico, la probabilità di movimento registra un rapido incremento sin dal primo anno di messa in tutela dell'area, per poi attestarsi a valori in parte simili e, soprattutto, costanti negli altri 4 anni di indagine (apice massimo nel 1998) (Fig. 8.34).

SU PALLOSU (1997-2012)

Il modello che meglio ha espresso la variazione dello spillover negli anni è risultato il modello numero 9, con 15 parametri (Tab. 8.15).

Tab. 8.15 - Processo di riduzione dei Modelli per l'area di Su Pallosu (1997-2012)

	Descrizione	Modello	AICc	Δ AICc	WAICc	Parametri
1	Sopravvivenza all'esterno varia nel tempo, avvistamento e movimento variano nel tempo e negli strati	$\Phi_{in}(\cdot)\Phi_{out}(t)p(t,s)\Psi(t,s)$	2706,5	0	0,86496	70
2	Sopravvivenza all'esterno varia nel tempo, avvistamento varia nel tempo e negli strati, movimento varia negli strati	$\Phi_{in}(\cdot)\Phi_{out}(t)p(t,s)\Psi(s)$	2710,3	3,72	0,13462	54
3	Sopravvivenza e movimento costanti nel tempo.	$\Phi(s)p(t,s)\Psi(s)$	2723,1	16,57	0,00022	38
4	Sopravvivenza all'interno varia nel tempo, avvistamento varia nel tempo e negli strati, movimento varia negli strati	$\Phi_{in}(t)\Phi_{out}(\cdot)p(t,s)\Psi(s)$	2723,4	16,82	0,00019	53
5	Modello saturo	$\Phi(t,s)p(t,s)\Psi(t,s)$	2730,3	23,72	0,00001	85
6	Sopravvivenza e avvistamento costanti nel tempo, movimento fra IN e OUT varia nel tempo	$\Phi(s)p(s)\Psi_{in}(t)\Psi_{out}(\cdot)$	2844,2	137,66	0	22
7	Sopravvivenza all'interno dell'area varia nel tempo, avvistamento e movimento costanti nel tempo	$\Phi_{in}(t)\Phi_{out}(\cdot)p(s)\Psi(s)$	2848,1	141,49	0	22
8	Sopravvivenza costante nel tempo e tra gli strati, avvistamento varia nel tempo ma non tra gli strati, movimento costante nel tempo e varia tra gli strati	$\Phi(\cdot)p(t,s)\Psi(s)$	2856,6	150,07	0	37
9	Sopravvivenza costante nel tempo e tra gli strati, avvistamento varia nel tempo e tra gli strati, movimento varia nel tempo ma non tra gli strati	$\Phi(\cdot)p(t,s)\Psi(t)$	2862,5	155,93	0	52
10	Sopravvivenza e avvistamento costanti nel tempo, movimento fra IN e OUT varia nel tempo (funzione MLogit)	$\Phi(s)p(s)\Psi_{in}(t)\Psi_{out}(\cdot)$ MLogit	2886,9	180,32	0	15
11	Tutti e tre i parametri costanti nel tempo e variano fra gli strati	$\Phi(s)p(s)\Psi(s)$	2997,0	290,43	0	6

Nel caso dell'analisi dell'intero arco di tempo, il modello utilizzato mostra una sopravvivenza apparente costante nel tempo in ciascuno strato con valori maggiori all'interno dell'area rispetto all'esterno (rispettivamente 0.83 ± 0.05 all'interno della no-take area, e 0.15 ± 0.03 nelle zone di pesca limitrofe).

L'attività di pesca esercitata dagli operatori all'esterno dell'area di ripopolamento ha inevitabilmente portato a una riduzione della capacità di sopravvivenza dell'aragosta. La likelihood ratio (LRT) mostra una differenza tra il modello fittato con la funzione MLogit e la stessa tipologia di modello fittato con la funzione standard Sin ($\chi^2= 57,217$, $df=7$, $P < .0001$).

Il modello utilizzato mostra, inoltre, una probabilità di riavvistamento costante durante gli anni di campionamento nei due strati. Il valore registrato nello strato OUT è più grande di quello registrato nello strato IN, rispettivamente con valori medi di 1 ± 0.00001 e 0.24 ± 0.02 . Anche questo dato può essere giustificato con il fatto che la minore sopravvivenza registrata nello strato OUT porta conseguentemente un aumento del valore di riavvistamento. La probabilità di movimento dalla MPA verso le zone limitrofe di pesca mostra dei cambiamenti temporali, con valori compresi fra 0 (dal 2008 al 2012) e 0.19 ± 0.027 (2001).

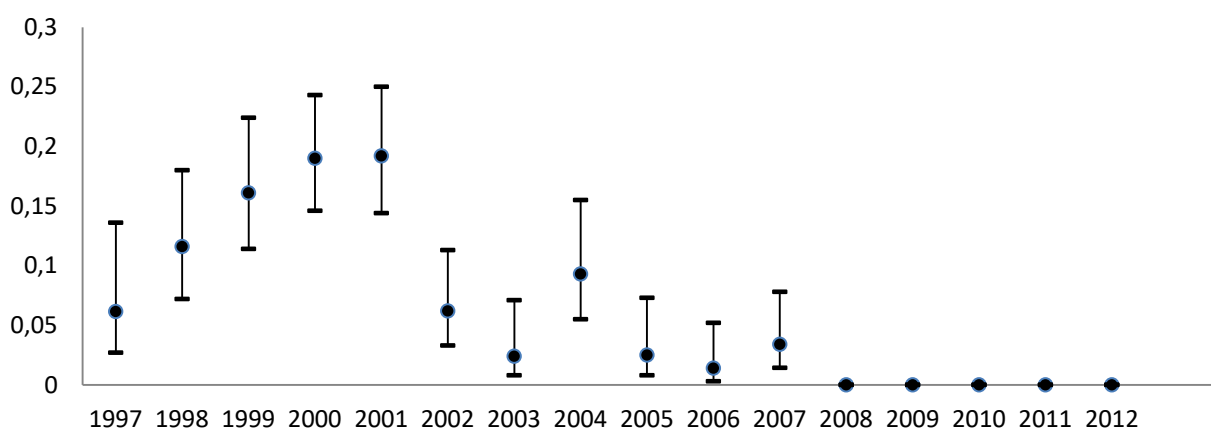


Fig. 8.35 - Tasso di movimento fra la zona IN e la zona OUT negli anni per l'area di Su Pallosu (1997-2012)

Come mostrato dal grafico, la probabilità di movimento registra un progressivo incremento positivo dal primo anno di sperimentazione, il 1997, fino ad arrivare ai valori massimi registrati nel biennio 2000-2001. Negli anni successivi il tasso va progressivamente regredendo, probabilmente per l'effetto derivato dal blocco delle immissioni (temporaneo nel biennio 2002-2003, definitivo nel 2006). I valori attesi indicati dal modello trovano un'esatta corrispondenza con quelli osservati durante gli anni di ricerca. L'andamento del numero delle ricatture registrato all'esterno dell'area negli anni risulta simile al trend di movimento dall'interno all'esterno identificato dal modello (Fig. 8.35).

Dal modello scaturisce, inoltre, un movimento inverso dalle zone esterne verso l'interno dell'area costante nel tempo con un valore medio di 0.51 ± 0.11 .

La differenza nei valori ottenuti nell'analisi fra i primi 5 anni di indagine e quella completa è legata al fatto che nella prima analisi dei dati sono state omesse tutte le aragoste marcate a cavallo degli anni 1997-2002 e ricatturate negli anni successivi allo stesso 2002.

Capitolo 9

L'accrescimento di *Palinurus elephas* nelle aree di ripopolamento

Introduzione

L'accrescimento di un organismo, caratteristico di ogni specie, è condizionato sia da fattori esogeni o ambientali, come ad esempio il cibo, la temperatura, le interazioni specifiche, sia da fattori endogeni dovuti al genotipo e alla fisiologia dell'individuo. L'accrescimento viene misurato in unità di lunghezza, peso o energia e soprattutto mediante specifici tassi di crescita e parametri di modelli matematici.

Le popolazioni di organismi marini presentano andamenti nella crescita piuttosto variabili. In generale, i pesci mostrano un accrescimento più lento e sono più longevi rispetto a crostacei e cefalopodi. A queste due ultime classi di organismi, infatti, appartengono specie che presentano accrescimento rapido e tempi medi di vita piuttosto brevi, soltanto di pochi anni.

La stima dei parametri che descrivono la crescita degli organismi è fondamentale per qualsiasi tipo di valutazione sugli stock e sulla loro gestione (Hilborn & Walters 1992). Questi parametri sono utilizzati in varie analisi in letteratura, come, ad esempio, la valutazione dei rapporti di reclutamento all'interno degli stock e la distribuzione per età delle catture stesse (Hilborn & Walters 1992).

Un importante aspetto dello studio delle popolazioni dei crostacei è la determinazione dell'età. La fisiologia dei crostacei è molto differente da quella dei pesci ed è importante considerare che molti processi come sopravvivenza, riproduzione e i movimenti sono

dipendenti dalla taglia del corpo. La comprensione delle modalità di accrescimento di *P.elephas* risulta, quindi, uno dei punti focali nella comprensione della dinamica di popolazione, delle funzioni ecologiche e della sostenibilità del prelievo delle specie, in virtù anche della sempre più importante necessità di avere una visione chiara della relazione taglia-età e dei fattori che contribuiscono alla sua variabilità. Data l'elevata complessità che caratterizza i processi di accrescimento, attualmente pochi sono gli studi sulla crescita delle aragoste.

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.

In molti organismi marini l'età viene rilevata attraverso la lettura degli anelli di crescita presenti in strutture solide calcificate come le scaglie e gli otoliti nei pesci teleostei, le vertebre e le squame placoidi nei selaci, gli statoliti nei cefalopodi. In mancanza di queste strutture che possano registrare l'impronta dei fattori endogeni e ambientali durante il tempo e permettere una lettura diretta dell'età, si ricorre all'analisi delle distribuzioni delle taglie per stimare il numero di classi di età presenti nella popolazione.

Da tempo, si sono ricercati approcci alternativi per raccogliere informazioni circa la crescita, tra cui studi di marcatura e ricattura (Phillips *et al.*, 1992) e analisi dei dati di frequenza in termini di lunghezza (Gonzalez-Cano & Rocha 1996; Skewes *et al.*, 1997). Non è stato ancora elaborato un modello matematico che possa rappresentare l'accrescimento dall'uovo all'adulto e quindi le varie fasi dello sviluppo. La stima dei parametri generalmente si realizza mediante

trasformazioni del modello che consentono l'utilizzazione di semplici regressioni lineari. I parametri di crescita vengono stimati utilizzando i dati relativi all'età degli individui di una popolazione.

I dati raccolti da questi diversi approcci sono utilizzati in funzioni matematiche che descrivono la crescita, come l'aumento delle dimensioni dell'animale fra due diverse osservazioni nel tempo (marcatura e ricattura). L'accrescimento è stato misurato attraverso i dati degli incrementi di crescita forniti dagli studi di marcatura-ricattura, ampiamente usati per la stima dell'accrescimento delle aragoste in ambiente naturale (Wahle *et al.*, 2006). Questi incrementi di crescita sono stati utilizzati per applicare le procedure di Fabens (1965) e Gulland e Holt (1959), contenute nel pacchetto FISAT (Gayanilo *et al.*, 1997), attraverso le quali sono state stimate le costanti dell'equazione di von Bertalanffy per ciascun sesso, ossia la lunghezza carapace asintotica (LC^∞) e il parametro di curvatura (K).

Le aree di ripopolamento, istituite prettamente per fini gestionali, hanno dato anche l'opportunità di focalizzare meglio questi concetti della biologia della specie, che sono attualmente ancora carenti in bibliografia.

In questo capitolo vengono riportati studi sull'accrescimento di *Palinurus elephas*, effettuati applicando metodologie di marcatura e ricattura sugli esemplari catturati durante la sperimentazione nelle aree di Su Pallosu, Bosa, Buggerru e Castelsardo, evidenziando quindi come fattori esogeni possano influenzare nettamente gli incrementi alla crescita e quindi i suoi parametri.

Materiali e Metodi

Valutazione dell'Accrescimento

Sono state stimate per ciascun sesso, la lunghezza carapace asintotica (L_{∞}) e il parametro di curvatura (K) dell'equazione di von Bertalanffy.

Questo modello matematico si basa su principi bioenergetici ed ha come assunzione fondamentale il fatto che il tasso di crescita è dato dalla differenza tra anabolismo e catabolismo. La sua forma matematica esprime la lunghezza come una funzione dell'età:

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

Dove: L_t è la lunghezza totale teorica (cm) all'età t ; L_{∞} è l'asintoto della curva, cioè la lunghezza massima (cm) che l'organismo potrebbe raggiungere se continuasse a vivere indefinitamente; k è la velocità (anni⁻¹) alla quale la curva di accrescimento si avvicina all'asintoto; t_0 è l'età teorica (anni) alla quale il pesce ha lunghezza pari a zero. Dal punto di vista biologico tale parametro non ha alcun significato.

In base a tale modello il tasso di crescita diminuisce in funzione dell'età, fino a tendere a zero quando l'individuo ha raggiunto la massima età raggiungibile dalla specie.

La stima dei parametri è stata valutata attraverso le misure fornite dagli studi di marcatura-ricattura, ampiamente usati per la stima dell'accrescimento delle aragoste in ambiente naturale (Wahle et al., 2006), usando le procedure di Fabens (1965) contenute nel pacchetto FISAT (Gayanilo et al. 1997).

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^∞ 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 parametro di condizione iniziale (t_0) è stato ottenuto dall'inverso dell'equazione di von Bertalanffy:

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

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” (Φ') (Munro e Pauly, 1983).

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

Selezione degli esemplari

Durante le cale sperimentali e commerciali effettuate rispettivamente all'interno e nelle zone commerciali di pesca attorno alle no-take aree di Su Pallosu (dal 1997 al 2012), Bosa, Buggerru e Castelardo (dal 2010 al 2015), sono state catturate e marcate un numero totale di 5719 aragoste a Su Pallosu, 2927 a Bosa, 3180 a Buggerru e 2111 a Castelsardo.

Tab. 9.1 – Esemplari marcati derivanti, rispettivamente, dall'interno dell'area (IN) e dalle zone di pesca commerciali (OUT) e immessi al centro dell'area di Su Pallosu (1997-2012) suddivisi per sesso e anno.

AREA	ANNO	ESEMPLARI MARCATI TOTALI IN e OUT	F	M
SU PALLOSU	1997	116	47	69
	1998	1037	481	556
	1999	861	401	460
	2000	1071	503	568
	2001	504	213	291
	2002	44	18	26
	2003	0	0	0
	2004	439	212	227
	2005	159	78	81
	2006	187	77	110
	2007	251	109	142
	2008	193	78	115
	2009	332	116	216
	2010	97	51	46
	2011	299	113	186
	2012	129	70	59
	TOT	5719	2567	3152

All'interno dell'area di Su Pallosu sono state catturate e marcate 2567 Femmine (45% delle catture totali e LCS medio = $67,5 \pm 10,7$) e 3152 Maschi (55% delle catture totali e LCS medio = $70,4 \pm 14,0$) (Tab. 1.9). Il numero di maggiori immissioni è stato registrato nel 1998 (1037) e il 2000 (1071). Dopo il 2003, anno nel quale sono state bloccate le immissioni, il numero è risultato molto più basso non avendo mai superato i 300 esemplari. Questi esemplari derivano esclusivamente dalle catture effettuate all'interno dell'area di ripopolamento (IN). Dal 2003, infatti, essendo stato stimato il raggiungimento della capacità portante dell'area, sono state bloccate le immissioni di aragoste sotto-taglia provenienti dalle catture nelle aree commerciali di pesca.

Tab. 9.2 – Esemplari marcati derivanti, rispettivamente, dall'interno dell'area (IN) e dalle zone di pesca commerciali (OUT) e immessi al centro dell'area di Bosa suddivisi per sesso e anno.

AREA	ANNO	ESEMPLARI MARCATI TOTALI IN e OUT	F	M
BOSA	2010	5	2	3
	2011	124	75	49
	2012	819	443	376
	2013	648	324	324
	2014	1053	512	541
	2015	278	122	156
	TOT	2927	1478	1449

All'interno dell'area di Bosa sono state catturate e marcate 1478 Femmine (50% delle catture totali e LCS medio = $79,5 \pm 18,9$) e 1449 Maschi (50% delle catture totali e LCS medio = $82,6 \pm 25,5$) (Tab. 9.2). Il numero di maggiori immissioni è avvenuto nel 2014 con 1053 esemplari marcati e immessi. Il numero più basso si è invece registrato all'inizio della sperimentazione con 5 esemplari marcati e immessi nell'anno 2010. Dal 2015 sono state ridotte le immissioni dall'esterno poiché è stato valutato prossimo il raggiungimento della capacità portante dell'area.

Tab. 9.3 – Esemplari marcati derivanti, rispettivamente, dall'interno dell'area (IN) e dalle zone di pesca commerciali (OUT) e immessi al centro dell'area di Buggerru suddivisi per sesso e anno.

AREA	ANNO	ESEMPLARI MARCATI TOTALI IN e OUT	F	M
BUGGERRU	2010	75	52	23
	2011	693	559	134
	2012	807	597	210
	2013	330	186	144
	2014	599	335	264
	2015	676	312	364
	TOT	3180	2041	1139

All'interno dell'area di Buggerru sono state catturate e marcate 2041 Femmine (64% delle catture totali e LCS medio = $77,3 \pm 5,8$) e 1139 Maschi (36% delle catture totali e LCS medio = $78,6 \pm 9,0$) (Tab. 9.3). In questo caso le immissioni, ad eccezione del primo anno di sperimentazione in cui, sia per ragione tecniche che burocratiche, il numero è risultato abbastanza ridotto, sono risultate (ad eccezione del 2013 in cui sono state inserite 330 aragoste marcate) abbastanza equi-ripartite. Avendo, infatti, l'area di Buggerru un'estensione maggiore

rispetto alle altre aree indagate (cfr capitolo caratteristiche delle aree), non si è reputato opportuno attuare un blocco delle immissioni delle aragoste catturate dall'esterno.

Tab. 9.4 – Esemplari marcati derivanti, rispettivamente, dall'interno dell'area (IN) e dalle zone di pesca commerciali (OUT) e immessi al centro dell'area di Castelsardo suddivisi per sesso e anno.

AREA	ANNO	ESEMPLARI MARCATI TOTALI IN e OUT	F	M
CASTELSARDO	2010	114	72	42
	2011	779	562	217
	2012	624	338	286
	2013	303	166	137
	2014	73	38	35
	2015	218	123	95
	TOT	2111	1299	812

All'interno dell'area di Castelsardo sono state catturate e marcate 1299 Femmine (62% delle catture totali e LCS medio = $80,9 \pm 5,5$) e 812 Maschi (38% delle catture totali e LCS medio = $82,4 \pm 6,9$) (Tab. 9.4). Anche nel caso dell'area di Castelsardo, negli ultimi due anni di sperimentazione si è ritenuto opportuno ridurre il numero delle immissioni di aragoste provenienti dalle aree commerciali di pesca.

Le marche sono state inserite dorso-laterale fra il primo e il secondo segmento addominale. Durante la marcatura, ed anche dopo la ricattura, sono stati registrati la data di rilascio, il sesso e le biometrie principali. Una volta marcati, gli individui sono stati rilasciati al centro dell'area.

Dal momento che gli individui ricatturati non sempre hanno mostrato degli incrementi della lunghezza carapace (LC), della totalità delle ricatture registrate all'interno (IN) e all'esterno delle aree (OUT) (Tab.4, Cap.6), per calcolare la crescita, sono stati considerati validi gli incrementi rispettivamente di:

- Su Pallosu: 165 femmine e 259 maschi con un periodo di libertà compreso fra 98 e 3789 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), e quindi non riconducibili a incrementi di crescita;

- Bosa: 28 femmine e 40 maschi con un periodo di libertà compreso fra 188 e 1114 giorni;
- Buggerru: 63 femmine e 41 maschi con un periodo di libertà compreso fra 112 e 1505 giorni;
- Castelsardo: 93 femmine e 54 maschi con un periodo di libertà compreso fra 103 e 1478 giorni.

Risultati

I parametri della curva teorica di crescita di von Bertalanffy per le femmine e i maschi sono stati calcolati attraverso i dati provenienti dalla totalità delle aragoste ricatturate all'interno e all'esterno di tutte le aree oggetto di studio. Ciò è avvenuto poiché la definizione della curva per singola area (e in particolare quelle di ultima istituzione temporale come Bosa, Buggerru e Castelsardo) è risultata di difficile applicazione per via del numero ridotto di esemplari ricatturati in cui si è registrato incremento positivo della LC, rispetto, ad esempio, all'area di Su Pallosu, per la quale in un arco temporale di 16 anni sono stati raggiunti risultati maggiori. Ciononostante, in una fase successiva di analisi, è stato possibile evidenziare come gli incrementi degli esemplari registrati in ogni singola area, abbiano contribuito al calcolo della curva di crescita teorica dei dati complessivi.

Complessivamente hanno registrato incrementi positivi 743 aragoste suddivise in 349 femmine e 394 maschi. Rispettivamente per ogni singola area si è osservato che:

- A Su Pallosu, un totale di 424 esemplari (165 femmine e 259 maschi) ha mostrato un incremento positivo. Le femmine tra 49,8 e 107,7 mm di LCS hanno mostrato un incremento annuale medio di $6,0 \pm 3,1$ mm, mentre i maschi fra 50,1 e 136,4 mm di LCS hanno mostrato un incremento annuale medio di $8,9 \pm 4,2$ mm (Tab. 9.5).

Tab. 9.5 –Principali elaborazioni dei dati delle ricatture con incremento positivo provenienti dall'interno e dall'esterno dell'area di Su Pallosu.

		Femmine	Maschi
SU PALLOSU (1997-2012)	Numero di esemplari	165	259
	Incremento medio rilevato (mm)	$11,2 \pm 7,8$	$14,9 \pm 11,5$
	Media dei Giorni di libertà	785 ± 613	595 ± 385
	Incremento annuale medio (mm)	$6,0 \pm 3,1$	$8,9 \pm 4,2$

- Bosa: un totale di 68 esemplari (28 femmine e 40 maschi) ha mostrato un incremento positivo. Le femmine tra 71,0 e 112,8 mm di LCS hanno mostrato un incremento annuale medio di $5,0 \pm 2,7$ mm, mentre i maschi fra 71,0 e 128,3 mm di LCS hanno mostrato un incremento annuale medio di $10,5 \pm 4,8$ mm (Tab. 9.6).

Tab. 9.6 –Principali elaborazioni dei dati delle ricatture con incremento positivo provenienti dall'interno e dall'esterno dell'area di Bosa.

		Femmine	Maschi
BOSA	Numero di esemplari	28	40
	Incremento medio rilevato (mm)	$6,4 \pm 5,8$	$10,7 \pm 5,7$
	Media dei Giorni di libertà	445 ± 208	367 ± 125
	Incremento annuale medio (mm)	$5,0 \pm 2,7$	$10,5 \pm 4,8$

- Buggerru: un totale di 104 esemplari (63 femmine e 41 maschi) ha mostrato un incremento positivo. Le femmine tra 65,2 e 85,5 mm di LCS hanno mostrato un

incremento annuale medio di $4,0 \pm 2,4$ mm, mentre i maschi fra 58,7 e 104,1 mm di LCS hanno mostrato un incremento annuale medio di $5,0 \pm 2,6$ mm (Tab. 9.7).

Tab. 9.7 –Principali elaborazioni dei dati delle ricatture con incremento positivo provenienti dall'interno e dall'esterno dell'area di Buggerru.

		Femmine	Maschi
BUGGERRU	Numero di esemplari	63	41
	Incremento medio rilevato (mm)	$4,9 \pm 3,5$	$5,5 \pm 4,2$
	Media dei Giorni di libertà	501 ± 259	420 ± 229
	Incremento annuale medio (mm)	$4,0 \pm 2,4$	$5,0 \pm 2,6$

- Castelsardo: un totale di 147 esemplari (93 femmine e 54 maschi) ha mostrato un incremento positivo. Le femmine tra 67,4 e 94,1 mm di LCS hanno mostrato un incremento annuale medio di $6,0 \pm 3,1$ mm, mentre i maschi fra 68,0 e 102,0 mm di LCS hanno mostrato un incremento annuale medio di $10,8 \pm 5,0$ mm (Tab. 9.8).

Tab. 9.8 –Principali elaborazioni dei dati delle ricatture con incremento positivo provenienti dall'interno e dall'esterno dell'area di Castelsardo.

		Femmine	Maschi
CASTELSARDO	Numero di esemplari	93	54
	Incremento medio rilevato (mm)	$7,6 \pm 4,6$	$14,6 \pm 9,6$
	Media dei Giorni di libertà	491 ± 262	497 ± 262
	Incremento annuale medio (mm)	$6,0 \pm 3,1$	$10,8 \pm 5,0$

Dall'analisi complessiva degli incrementi di crescita registrati per i due sessi nelle diverse aree di ripopolamento indagate, si può notare come i valori annuali delle femmine risultano simili (oscillano tra 4 e 6 mm di LC) mentre si discostano notevolmente nei maschi. Tale differenza potrebbe essere attribuibile al fatto che l'accrescimento dei maschi potrebbe essere maggiormente influenzato dai diversi fattori esogeni caratteristici di ciascun'area a differenza

delle femmine per le quali al 3-4 anno di vita si registra, in ogni caso, un brusco rallentamento della crescita a seguito del raggiungimento della maturità sessuale.

I parametri della curva di crescita di von Bertalanffy per tutte le aragoste, calcolati con metodologia di Fabens, sono risultati differenti nei due sessi, come evidenziato dal valore di Φ' (Pauly & Munro, 1984) ($\Phi' = \log_{10}k + 2\log_{10}L_{\infty}$) (Tab.8), il quale mette in relazione L_{∞} e k e individua differenze nelle caratteristiche degli accrescimenti in ambienti diversi (Abella *et al.*, 1994), rendendo così possibile un confronto fra popolazioni di una stessa specie. Il parametro t_0 è stato ottenuto considerando la lunghezza post-puterile media di 8,5 millimetri di LC corrispondente all'anno zero (Marin 1987).

Tab. 9.9 -Parametri di crescita di von Bertalanffy di *Palinurus elephas* (L_{∞} , lunghezza capace asintotica, K, parametro di curvatura, t_0 , parametro di condizione iniziale, Φ' , tasso della performance della crescita).

		Femmine	Maschi
Fabens Method (1965)	Numero di esemplari	349	394
	L_{∞}	123,18	167,58
	K	0,135	0,117
	t_0	-0,349	-0,399
	Φ'	3,311	3,517

Per le femmine, il valore di Φ' è stato pari a 3,311, mentre per i maschi è risultato pari a 3,517.

La consistenza con la quale gli incrementi di crescita, rispettivamente, delle femmine e dei maschi esaminati appaiono sulla curva di crescita teorica calcolata usando i parametri ottenuti attraverso la metodologia di Fabens, conferma la validità della curva stessa (Fig. 9.1 e 9.2).

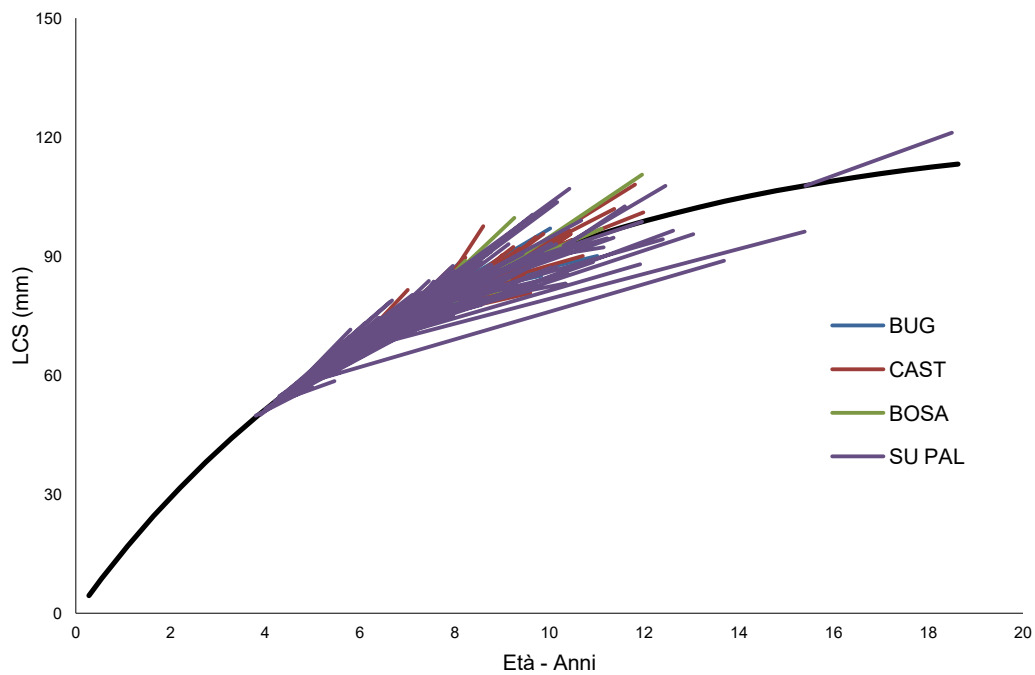


Fig.9.1 – Curva di crescita di von Bertalanffy (Faben, 1965) e incrementi di crescita individuali per le femmine di *Palinurus elephas* provenienti da tutte le aree.

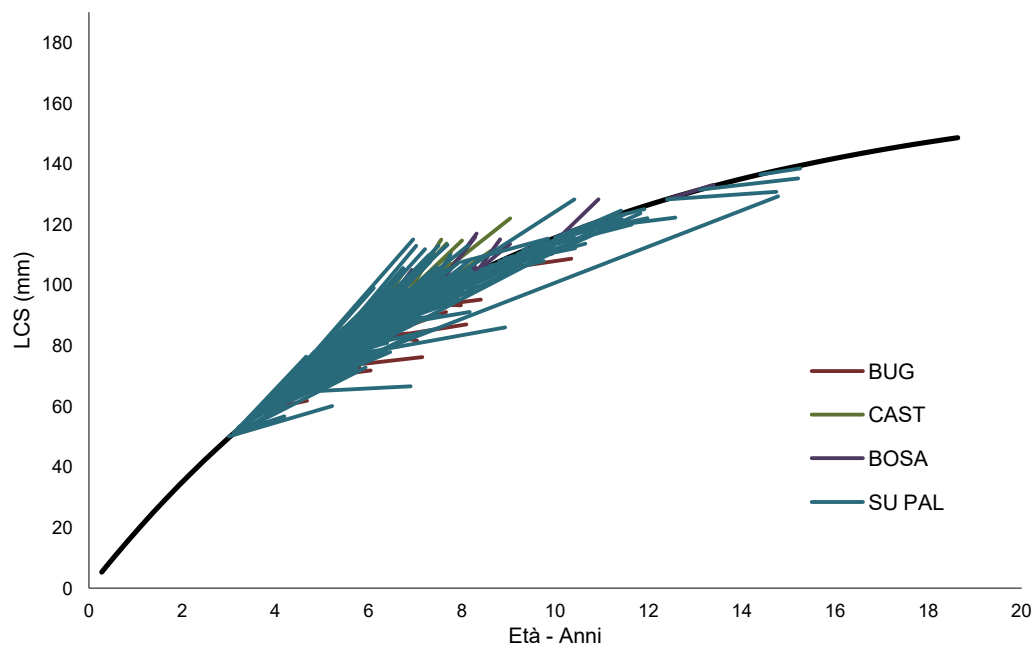


Fig. 9.2 – Curva di crescita di von Bertalanffy (Faben, 1965) e incrementi di crescita individuali per i maschi di *Palinurus elephas* provenienti da tutte le aree.

Dall'analisi degli incrementi di crescita degli esemplari femminili, si nota come le aree di ultima istituzione Bosa, Buggerru e Castelsardo (Fig. 9.3), nel loro periodo di tutela quinquennale presentano, rispettivamente, esemplari con un range di età compreso fra 6.4 anni (71 mm di

LCS) e 12 anni (110,5 mm di LCS), 5.6 anni (65,2 mm di LCS) e 11 anni (97 mm di LCS), 5.9 anni (67,4 mm di LCS) e 12 anni (108 mm di LCS).

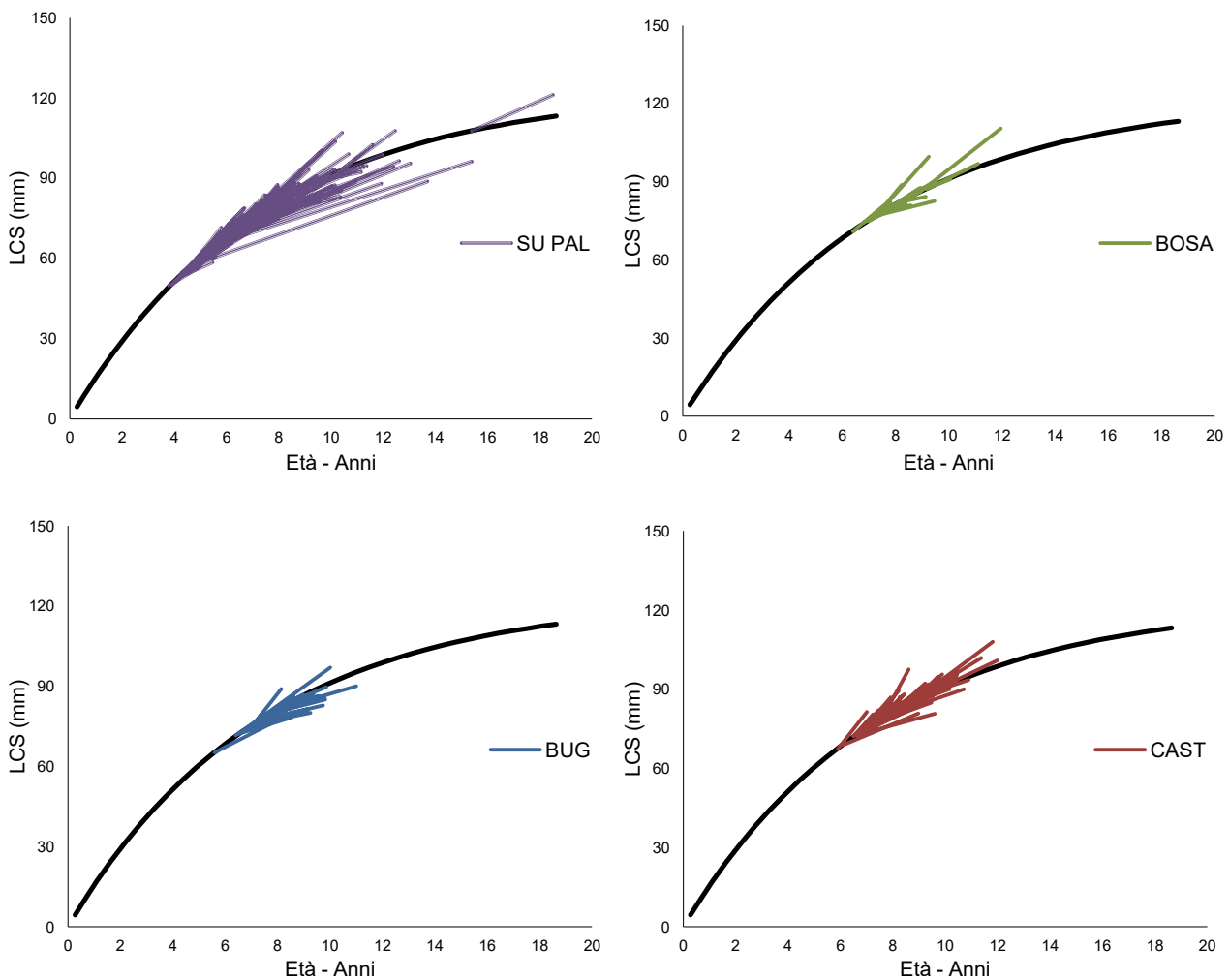


Fig. 9.3 –Curve di crescita di von Bertalanffy (Faben, 1965) e incrementi di crescita individuali per le femmine di *Palinurus elephas* provenienti da ogni singola area.

Per quanto riguarda Su Pallosu, nel quale l'analisi ha coperto un arco temporale quindicennale, sono stati osservati incrementi in esemplari con un range di età compreso fra 3.8 anni (49,8 mm di LCS) e 18,5 anni (121,1 mm di LCS), a conferma del principio secondo cui in un arco di tempo più ampio, anche grazie ai ridotti movimenti degli esemplari sessualmente maturi, l'effetto riserva ha fatto osservare sia un incremento del numero dei giovanili, frutto dell'attività riproduttiva dei grossi esemplari stanziali nell'area, che la sopravvivenza degli esemplari di grossa taglia, permettendone il monitoraggio.

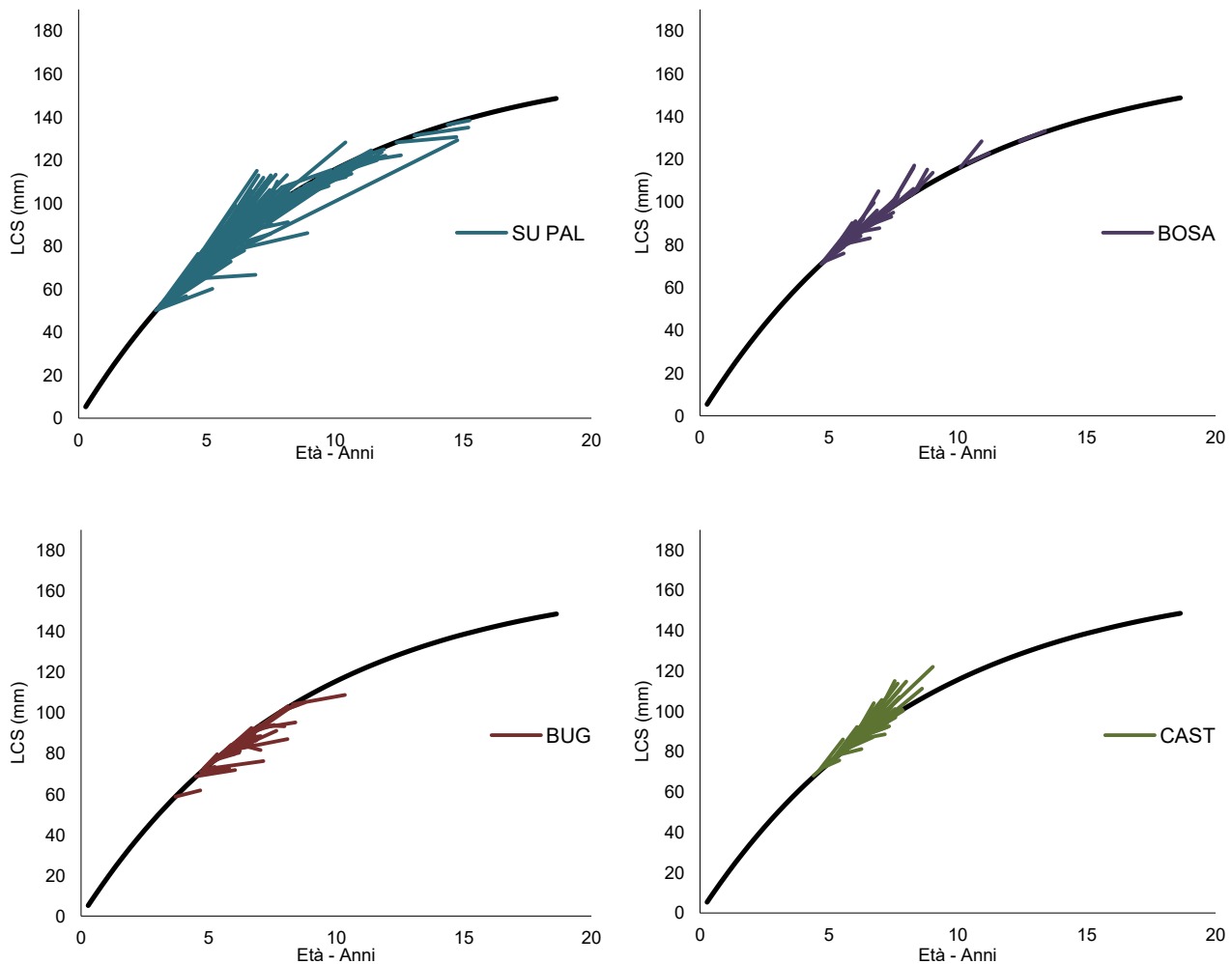


Fig. 9.4 –Curve di crescita di von Bertalanffy (Faben, 1965) e incrementi di crescita individuali per i maschi di *Palinurus elephas* provenienti da ogni singola area.

Identica situazione si è verificata anche per il genere maschile: Bosa, Buggerru e Castelsardo presentano, rispettivamente, esemplari con un range di età compreso fra 4.7 anni (71 mm di LCS) e 13.4 anni (133,1 mm di LCS), 3.7 anni (58,7 mm di LCS) e 10.3 anni (108,7 mm di LCS), 4.4 anni (68 mm di LCS) e 10 anni (122 mm di LCS), mentre Su Pallosu presenta esemplari con un range di età compreso fra 3 anni (50,1 mm di LCS) e 15.3 anni (138,4 mm di LCS).

La differenza di crescita fra i due sessi è messa in risalto anche dall'analisi della relazione taglia-età (Tab. 9.10):

Tab. 9.10 - Relazione taglia - età per femmine e maschi di *Palinurus elephas* di tutte le aree

Anni	LCS	LCS
	Femmine	Maschi
0	8,50	8,50
1	22,98	26,06
2	35,64	41,69
3	46,69	55,59
4	56,35	67,96
5	64,79	78,96
6	72,16	88,74
7	78,61	97,45
8	84,24	105,19
9	89,15	112,08
10	93,45	118,21
11	97,20	123,66
12	100,48	128,51
13	103,35	132,82
14	105,86	136,66
15	108,04	140,07

Si può osservare come i maschi e le femmine presentano taglie simili fino al terzo anno, successivamente si ha un rallentamento dell'accrescimento delle femmine. Tale andamento trova una giustificazione nella fisiologia riproduttiva delle femmine che raggiungendo la maturità sessuale (terzo-quarto anno) sono coinvolte nel processo d'incubazione delle uova (Marin, 1985, 1987) evidenziando il loro maggiore investimento riproduttivo rispetto ai maschi (Wahle & Fogarty 2006), anche se un accrescimento più lento nelle femmine mature potrebbe essere anche spiegato da un periodo di intermuta più lungo accompagnato da minore incremento alla muta (Groeneveld, 1997). L'accrescimento è in genere rapido nel corso delle fasi iniziali di vita fino al raggiungimento della maturità sessuale, in quanto lo sviluppo delle gonadi sottrae energia per l'accrescimento somatico.

Confrontando questi risultati con quelli ottenuti da uno studio effettuato da Follesa *et al.* nel 2007 (incrementi registrati), in cui è stato valutato l'incremento di crescita degli esemplari di *P.elephas* ricatturati all'interno e nelle aree circostanti la riserva di Su Pallosu tra il 1998 e il 2006,

si notano delle differenze sostanziali negli incrementi di crescita per quanto riguarda la relazione taglia – età, in particolare maggiore per le femmine (Tab.9.11).

I risultati ottenuti in questo studio, che comprendono gli esemplari provenienti da tutte le aree oggetto di studio, mostrano un accrescimento decisamente più lento per entrambi i sessi nel corso degli anni (Tab. 9.12).

Tab. 9.11 - Calcolo del Phi Prime per le femmine e i maschi dei due lavori

Phi prime	Femmine 2016	Femmine 2007	Maschi 2016	Maschi 2007
Φ'	3,311	3,482	3,517	3564

Tab. 9.12 - Confronto della relazione taglia - età per femmine e maschi di *Palinurus elephas* fra il lavoro di Follesa *et al.* del 2007 e i risultati ottenuti in questo studio.

Anni	LCS	LCS	LCS	LCS
	Femmine 2007	Femmine 2016	Maschi 2007	Maschi 2016
0	8,50	8,50	8,50	8,50
1	29,66	22,98	27,93	26,06
2	46,81	35,64	45,00	41,69
3	60,71	46,69	59,98	55,59
4	71,98	56,35	73,14	67,96
5	81,11	64,79	84,69	78,96
6	88,52	72,16	94,84	88,74
7	94,52	78,61	103,75	97,45
8	99,38	84,24	111,57	105,19
9	103,33	89,15	118,44	112,08
10	106,52	93,45	124,47	118,21
11	109,11	97,20	129,77	123,66
12	111,21	100,48	134,42	128,51
13	112,92	103,35	138,50	132,82
14	114,29	105,86	142,09	136,66
15	115,41	108,04	145,24	140,07

L'accrescimento è infatti soggetto a una sostanziale modulazione a causa della variabilità ambientale: esso è condizionato da diversi fattori ambientali quali temperatura media dell'acqua, ricchezza di nutrienti in essa contenuti e ad altre variabili, per cui una stessa specie può crescere e raggiungere la maturità in tempi diversi se vive in location differenti. Studi sui Palinuridi

suggeriscono, infatti, che la disponibilità di cibo, insieme a fattori ambientali come la temperatura, i livelli di ossigeno disciolto e la densità di popolazione sono importanti per determinare i tassi di crescita a livello locale (Newman & Pollock 1974; McKoy & Esterman 1980; Pollock & Beyers 1981). A questo bisogna aggiungere che, in situazioni di alta densità di popolazione, le interazioni sociali aggressive, attraverso un aumento della concorrenza per la disponibilità di cibo, possono provocare una riduzione del tasso di crescita (Jones 2005).

Capitolo 10

Le risorse associate a *Palinurus elephas* nelle aree di ripopolamento di Bosa, Buggerru e Castelsardo

Introduzione

La protezione dovuta a una mancanza di qualsiasi forma di prelievo nelle aree di ripopolamento ha portato un beneficio non solo alla biomassa e alla taglia di *P. elephas* ma anche a quelle delle risorse a essa associate durante le pescate effettuate dentro e fuori le aree stesse. Le aree di ripopolamento, quindi, intese come bacini di tutela ben regolamentati possono contribuire sia a risolvere i problemi legati allo scarso reddito della pesca artigianale e all'eccessivo sfruttamento delle risorse alieutiche, sia all'avvio di quei processi di diversificazione degli habitat che facilitano l'incremento della diversità biologica.

Il termine biodiversità (o diversità biologica) si riferisce alla variabilità delle forme di vita che caratterizza il nostro pianeta. Il modo più semplice di misurare la biodiversità di un territorio consiste nel contare le specie presenti, restringendo l'attenzione a quelle ritenute d'interesse. Il numero di specie (detto anche ricchezza di specie) rappresenta, però, soltanto un aspetto del concetto generale di biodiversità, che si manifesta a più livelli, comprendendo la diversità genetica all'interno di una stessa specie (chiamata biodiversità intraspecifica), la diversità delle specie appartenenti a un ecosistema (biodiversità specifica) e la diversità degli ecosistemi (biodiversità ambientale).

La biodiversità consiste, quindi, di almeno tre componenti:

- la varietà (o ricchezza specifica), cioè il numero di specie presenti in un popolamento, in un suo sotto-insieme o in un campione;

- l'abbondanza assoluta delle specie, cioè il numero totale di individui presenti in un popolamento o in un suo sottoinsieme;

- l'equipartizione, o evenness (detta anche uniformità o equitability), che descrive quanto siano uguali le abbondanze specifiche tra loro, cioè quanto uniformemente gli individui di una comunità si ripartiscano tra le specie.

La diversità è quindi una proprietà delle comunità biotiche e viene descritta principalmente in modo tassonomico, descrivendo la diversità in specie nelle comunità. La struttura di una comunità sarà tanto più eterogenea quante più specie sono presenti e quanto più la densità di questa specie è simile, e cioè gli individui presenti sono "equiripartiti" tra le specie.

La sua misura attraverso indici strutturati fornisce informazioni circa le frequenze relative delle diverse specie, ovvero le percentuali secondo le quali le varie specie sono presenti nel campione (e, di conseguenza, nella comunità, se il campione è rappresentativo). Tali frequenze relative concorrono, insieme al numero di specie, a definire il grado di diversità biologica di un ecosistema. Con l'obiettivo di misurare la diversità ecologica in modo più articolato rispetto all'impiego del semplice numero delle specie, sono stati introdotti, appunto, alcuni indici di biodiversità basati sulle frequenze relative delle singole specie.

In questo capitolo si è cercato di mettere in evidenza eventuali differenze nell'abbondanza e nella distribuzione delle diverse specie ittiche determinate dalla presenza dell'AMP e dalle relative misure di regolamentazione. Inoltre, al fine di valutare l'effetto della protezione sono stati confrontati, attraverso il calcolo dei più rappresentativi indici di biodiversità, siti interni ed esterni alla riserva.

Nel nostro caso, la sistematicità dei campionamenti effettuati annualmente dentro e fuori le aree oggetto di studio ha permesso la valutazione di un “impatto” positivo, conseguente l’istituzione di un’AMP. In questo caso l’impatto è rappresentato dagli effetti che la protezione svolge nel modificare le modalità di distribuzione spazio temporale delle popolazioni protette.

Materiali e Metodi

Valutazione della biodiversità

La biodiversità dei dati provenienti dall’interno e dall’esterno delle aree è stata misurata attraverso il calcolo dei principali indici, tra cui:

Indice di diversità di Shannon-Weaver, H' :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln(p_i)$$

dove:

S = numero di specie.

p_i = frequenza relativa della specie i nella comunità, misurata come rapporto tra il numero di individui della specie i e il numero totale di individui.

Avendo raccolto un campione di organismi appartenenti a una comunità (raccolta fatta in maniera corretta senza privilegiare particolari zone o particolari specie) si ha un insieme di N organismi che sono stati classificati in S specie. Si indica con p_i la probabilità che un individuo della comunità preso a caso appartenga alla specie i . Poiché si è assunto che il campione di organismi raccolti è rappresentativo dell’intera comunità si può dire che: $p_i = N_i/N$, dove N_i è il numero di organismi nel campione che appartengono alla specie i .

Attraverso il calcolo di questo indice è rispettato uno dei requisiti che intuitivamente vanno attribuiti a un indice di diversità ecologica: una comunità con maggior numero di specie è più diversa di un'altra con minor numero a parità di distribuzione delle abbondanze. Infatti, H' assume valori crescenti all'aumentare della ricchezza di specie e dell'uniformità dell'abbondanza relativa delle diverse specie. Esso combina due diverse misure: la ricchezza in specie (specie entro la comunità) e l'equitabilità (quanto simili in numero di individui sono le singole specie), ed è quindi un indice di eterogeneità. H' tende a 0 quanto più la ripartizione entro la comunità è sbilanciata a favore di una specie sola. La massima diversità ($H' = \log S$) si ha nel caso teorico in cui tutte le specie siano rappresentate dallo stesso numero di individui.

In particolare:

- Se $H' < 1$: “bassa diversità”, propria di ambienti privi di diversità, caratterizzati da poche specie molto rappresentate
- Se $1 \leq H' \leq 3$: “media diversità”, condizione intermedia, mediamente diversificata per tipologia.
- Se $H' > 3$: “buona diversità”, cioè buona diversificazione qualitativa.

Tale valore oscilla generalmente fra 1,5 e 3,5, e eccezionalmente eccede il valore di 4,5.

Indice di diversità di Simpson, D' (H_{SI}):

$$H_{SI} = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

dove:

p_i^2 : probabilità di scegliere a caso due organismi della stessa specie i .

$$\sum_{i=1}^S p_i^2$$

: probabilità di scegliere a caso due organismi della stessa specie, una qualsiasi delle S disponibili.

Misura che tiene conto sia della ricchezza in specie che della proporzione percentuale (equiripartizione) di ogni specie. Indica la misura di quanto gli individui di un determinato campione siano distribuiti uniformemente tra le varie specie, o piuttosto concentrati in poche di queste. Un'elevata dominanza significa che una o poche specie posseggono il monopolio delle risorse del sistema; al contrario, una bassa dominanza è indice di un ecosistema bilanciato.

L'indice di Simpson ha il vantaggio di una semplice interpretazione intuitiva, ossia Simpson (1949), per definire la diversità, si pose la semplice domanda: qual è la probabilità che due organismi presi a caso in una determinata comunità siano della stessa specie? È possibile perciò definire un indice di diversità come la probabilità che due organismi presi a caso in una certa comunità non siano della stessa specie.

A differenza dell'indice di Shannon, che può variare tra 0 e ∞ , l'indice di Simpson è compreso tra 0 e 1.

Indice di Evenness o equiripartizione (*Indice di Pielou*) J :

Misura il rapporto tra la diversità osservata e quella massima possibile e mostra quanto la diversità stessa sia dovuta ad un equilibrato rapporto tra le specie:

$$J = \frac{H'}{H_{\max}}$$

$$\text{con } H_{\max} = \log S$$

Misura quanto la distribuzione delle specie si avvicina a una ripartizione perfettamente equa. Poiché $\log S$ è il massimo valore che H può assumere (quando tutti i valori di N_i sono uguali) l'indice di Pielou è una buona stima della equiripartizione, cioè della equa distribuzione della "dominanza" fra le varie specie, e quindi tendenzialmente, della buona condizione ambientale. L'equitabilità tende a 1 quanto più gli organismi sono distribuiti uniformemente tra

le specie, mentre tende a 0 quanto più alcune specie dominano numericamente sulle altre. Valori bassi di J sono tipici di comunità con poche specie dominanti, viceversa valori alti indicano comunità con specie similmente rappresentate. Il complemento ad 1 di J è chiamato R (ridondanza).

Indice di equiripartizione di Simpson E_{SI} :

$$E_{SI} = \frac{1 - \sum_{i=1}^S p_i^2}{1 - \frac{1}{S}}$$

Gli indici di equiripartizione, su una scala da 0 a 1, dicono quanto una comunità, a prescindere dal numero di specie che contiene, si avvicina al caso ideale della perfetta equiripartizione.

Censimento delle specie prima della messa in tutela delle singole aree

Nell'ambito delle pescate di pre-survey (survey effettuati prima della messa in tutela) fatte nelle aree di ripopolamento indagate sono state complessivamente censite:

- ✓ A Bosa, 17 specie associate alla cattura dell'aragosta rossa, di cui 14 teleostei, 2 selaci e 1 mollusco cefalopode, per un totale di 49 esemplari, di cui 41 appartenenti al macrogruppo dei teleostei, 2 a quello dei selaci e 6 a quello dei cefalopodi.

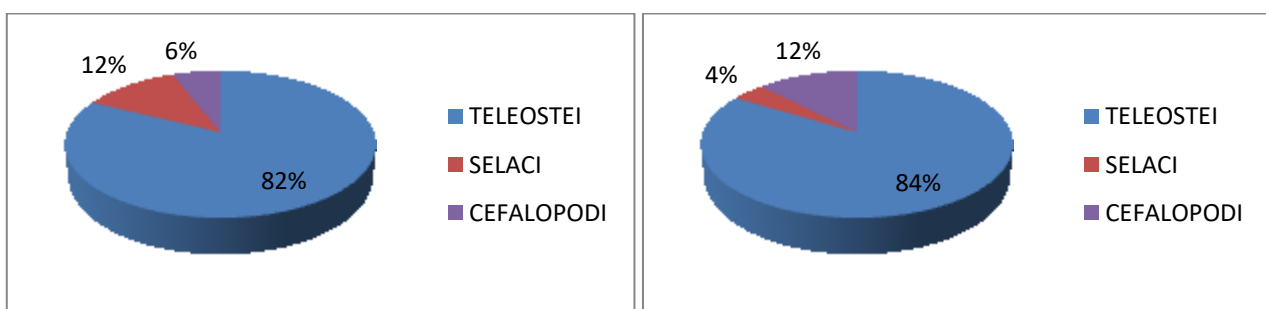


Fig. 10.1 -Composizione percentuale, rispettivamente, delle specie e degli individui dei principali macrogruppi nel pre-survey del 2010 dell'area di Bosa.

Tab. 10.1 - Composizione faunistica pre-tutela nell'area di ripopolamento di Bosa.

Phylum	Classe	Famiglia	Specie	Quantità
Chordata	Actinopterygii	Sparidae	<i>D. annularis</i>	4
			<i>P. erythrinus</i>	2
			<i>D. vulgaris</i>	3
			<i>P. pagrus</i>	1
		Phycidae	<i>P. phycis</i>	6
		Mullidae	<i>M. surmuletus</i>	5
		Soleidae	<i>M. ocellatus</i>	3
		Scorpaenidae	<i>S. scrofa</i>	6
		Serranidae	<i>S. cabrilla</i>	6
		Carangidae	<i>T. trachurus</i>	1
		Centracanthidae	<i>S. maena</i>	1
		Triglidae	<i>A. cuculus</i>	1
		Gadidae	<i>T. minutus</i>	1
		Trachinidae	<i>T. radiatus</i>	1
		Chondrichthyes	Rajidae	<i>R. brachyura</i>
	Dasyatidae		<i>D. pastinaca</i>	1
	Mollusca	Cephalopoda	Sepiidae	<i>S. officinalis</i>

- ✓ A Buggerru, 12 specie di cui 9 teleostei, 2 selaci e 1 crostaceo, per un totale di 23 esemplari, di cui 20 appartenenti al macrogruppo dei teleostei, 2 a quello dei selaci e 1 a quello dei crostacei.

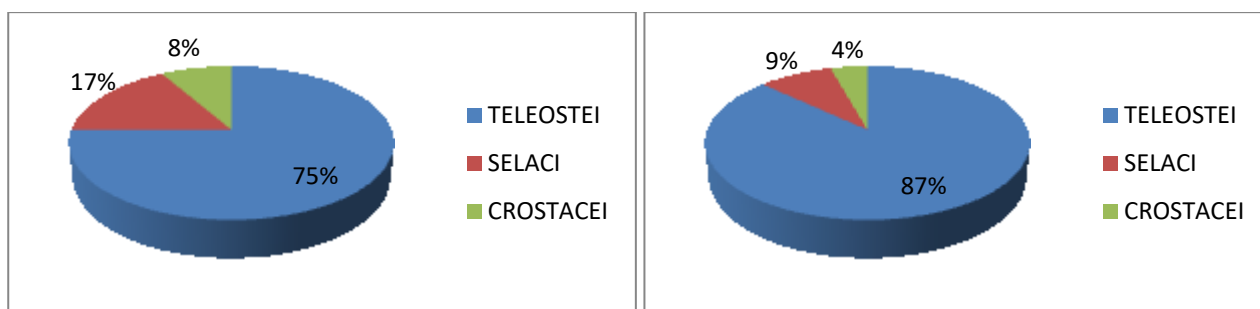


Fig. 10.2 - Composizione percentuale, rispettivamente, delle specie e degli individui dei principali macrogruppi nel pre-survey del 2010 dell'area di Buggerru.

Tab. 10.2 - Composizione faunistica pre-tutela nell'area di ripopolamento di Buggerru.

Phylum	Classe	Famiglia	Specie	Quantità	
Chordata	Actinopterygii	Sparidae	<i>D. dentex</i>	1	
			<i>P. erythrinus</i>	2	
			<i>P. pagrus</i>	1	
			<i>S. cantharus</i>	1	
		Phycidae	<i>P. phycis</i>	4	
			Serranidae	<i>E. marginatus</i>	1
			Merlucciidae	<i>M. merluccius</i>	1
			Scorpaenidae	<i>S. scrofa</i>	6
			Carangidae	<i>T. trachurus</i>	3
			Chondrichthyes	Scyliorhinidae	<i>S. canicula</i>
Torpedinidae	<i>T. marmorata</i>	1			
Arthropoda	Malacostraca	Nephropidae	<i>H. gammarus</i>	1	

- ✓ A Castelsardo, 11 di cui 8 teleostei, 1 selaco, 1 mollusco cefalopode e 1 crostaceo, per un totale di 100 esemplari, di cui 85 appartenenti al macrogruppo dei teleostei, 13 a quello dei selaci, 1 a quello dei cefalopodi e 1 a quello dei crostacei.

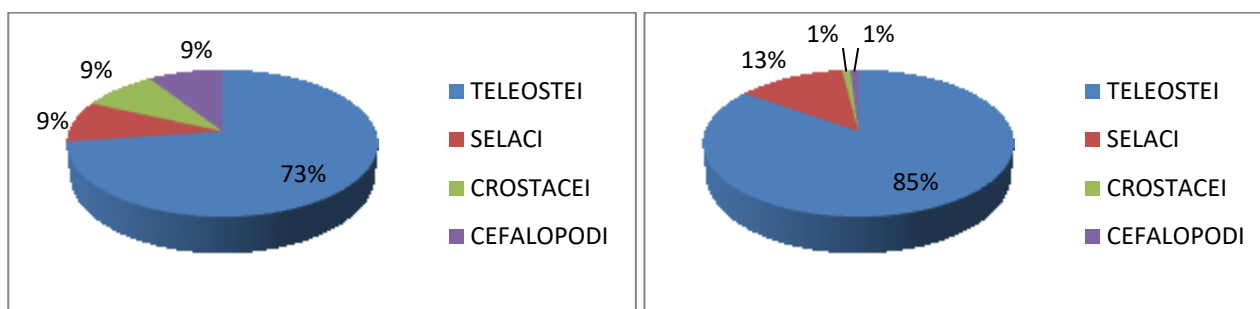


Fig. 10.3 - Composizione percentuale, rispettivamente, delle specie e degli individui dei principali macrogruppi nel pre-survey del 2010 dell'area di Castelsardo.

Tab. 10.3 - Composizione ittiologica pre-tutela nell'area di ripopolamento di Castelsardo.

Phylum	Classe	Famiglia	Specie	Quantità
Chordata	Actinopterygii	Sparidae	<i>P. pagrus</i>	2
			<i>P. erythrinus</i>	15
			<i>D. vulgaris</i>	12
		Phycidae	<i>P. phycis</i>	13
		Mullidae	<i>M. surmuletus</i>	11
		Scorpaenidae	<i>S. scrofa</i>	13
		Serranidae	<i>S. cabrilla</i>	7
		Carangidae	<i>T. trachurus</i>	3
		Gadidae	<i>T. minutus</i>	5
		Trachinidae	<i>T. radiatus</i>	3
		Labridae	<i>L. merula</i>	1
		Chondrichthyes	Rajidae	<i>R. polystigma</i>
Arthropoda	Malacostraca	Nephropidae	<i>H. gammarus</i>	1
Mollusca	Cephalopoda	Sepiidae	<i>S. officinalis</i>	1

I campionamenti di monitoraggio all'interno delle aree prima della loro messa in tutela hanno quindi permesso di calcolare gli indici di abbondanza e di densità dei principali macrogruppi (Tab. 10.4), espressi come Catture Per Unità di Sforzo (CPUE), rispettivamente in Kg per valutare l'abbondanza (Kg/50m_rete/barca), e in N per valutare la densità (N/50m_rete/barca), al fine di registrare eventuali incrementi della biomassa e della densità.

Tab. 10.4 - Valori delle catture dei principali macrogruppi espresse per Unità di sforzo (CPUE) in peso (Kg/lunghezza pezza rete/barca) e numero (N/lunghezza pezza rete/barca) registrato nelle diverse aree di ripopolamento prima della loro messa in tutela.

2010	Teleostei		Selaci		Cefalopodi		Altri Crostacei	
Area	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N
Bosa	0,134	0,68	0,016	0,03	0,022	0,10	0	0
Buggerru	0,241	0,49	0,063	0,05	0	0	0,009	0,01
Castelsardo	0,250	0,74	0,167	0,10	0,005	0,01	0,008	0,01

I campionamenti successivi nel corso degli anni sono stati eseguiti seguendo il programma impostato per *Palinurus elephas*.

Risultati

Analisi dei trend di Abbondanza e Densità durante gli anni di tutela nelle diverse Aree

Per tutte le aree indagate sono stati calcolati i trend annuali delle catture per unità di sforzo (CPUE) dei principali macrogruppi, ossia Teleostei, Selaci, Cefalopodi e Altri Crostacei (escludendo *P. elephas*) e delle specie più rappresentative degli habitat oggetto d'interesse facenti parte dei macrogruppi sopracitati (*Sepia officinalis*, *Scorpaena scrofa*, *Phycis phycis*, *Pagellus erythrinus*, *Raja brachyura* e del genere *Raja* sp. nel suo complesso).

Bosa

Macrogruppi

All'interno dell'area di Bosa, i trend annuali delle catture per unità di sforzo (CPUE) in peso e in numero registrate per Teleostei, Selaci e Altri Crostacei hanno indicato un incremento statisticamente significativo sia dei valori di biomassa che di densità (Tab. 10.5 e 10.6).

Tab. 10.5 – Valori di CPUE medi annuali in peso (Kg/50 m/barca) e numero (N/50m/barca) per anno di tutela all'interno dell'area di Bosa per i principali macrogruppi.

Area	Teleostei		Selaci		Cefalopodi		Altri Crostacei	
	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N
Bosa								
Anno 0	0,133	0,68	0,016	0,03	0,022	0,10	0	0
Anno 1	0,126	0,55	0,024	0,03	0,122	0,18	0	0
Anno 2	0,259	0,51	0,250	0,10	0,074	0,14	0,046	0,04
Anno 3	0,324	0,77	0,314	0,25	0,005	0,02	0,035	0,04
Anno 4	0,440	1,19	0,584	0,55	0,052	0,14	0,089	0,05
Anno 5	0,461	1,04	0,249	0,14	0,049	0,07	0,024	0,02

Tab. 10.6 – Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend di abbondanza in peso e densità in numero all'interno dell'area di Bosa per i principali macrogruppi.

Applicazione Rho di Spearman				
Bosa	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
Teleostei CPUE Kg	0,9429	0,6000	0,7714	0,8857
Teleostei CPUE N	0,7142	0,6000	0,7714	0,8857
Selaci CPUE Kg	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857
Selaci CPUE N	0,7714	0,6000	0,7714	0,8857
Altri Crostacei CPUE Kg	0,6211	0,6000	0,7714	0,8857
Altri Crostacei CPUE N	0,6211	0,6000	0,7714	0,8857

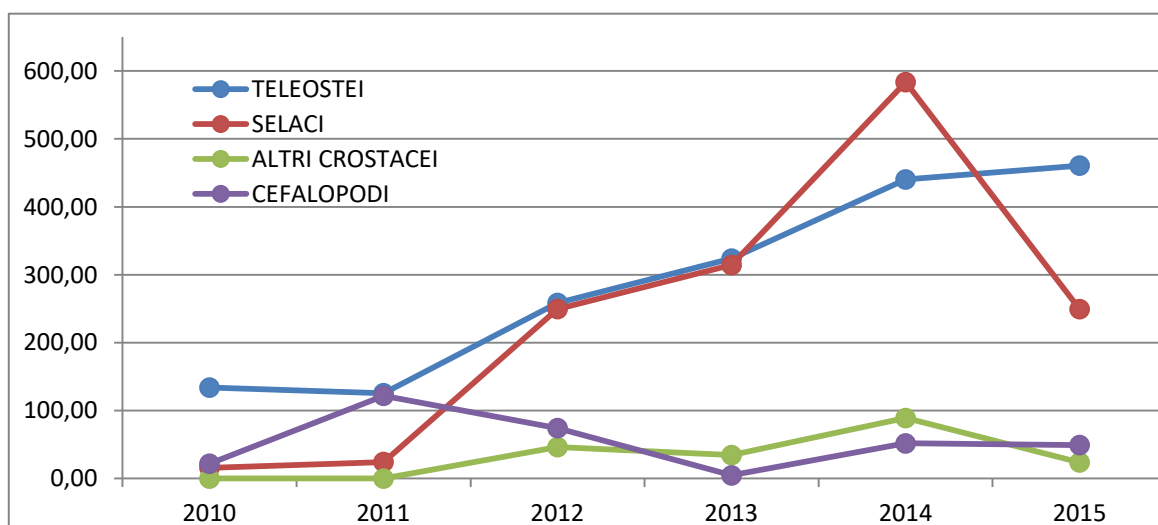


Fig. 10.4 - Trend dei valori di CPUE in peso (Kg/50 m/barca) registrati per i principali macrogruppi all'interno dell'area di Bosa.

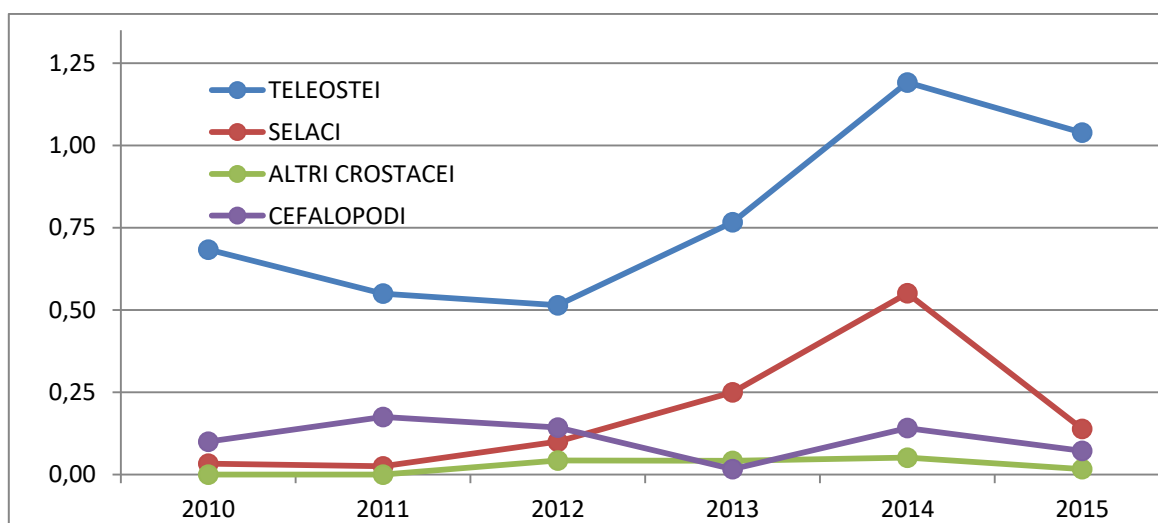


Fig. 10.5 - Trend dei valori di CPUE in numero (N/50 m_barca) registrati per i principali macrogruppi all'interno dell'area di Bosa.

Come confermato dall'analisi statistica, i trend della CPUE in peso di Teleostei e Selaci mostrano incrementi graduali sin dal primo anno, mentre catture positive degli Altri Crostacei sono state registrate dal terzo anno in poi. I Teleostei confermano questo trend anche nell'ultimo anno, mentre Selaci e Altri Crostacei registrano un calo nel quinto anno come precedente visto per *P.elephas*. Probabilmente queste ultime specie risentano maggiormente del basso numero di campionamenti eseguiti in quell'anno a causa di problemi burocratici (Fig. 10.4).

Anche per quanto riguarda la CPUE in numero, i trend di questi ultimi macrogruppi registrano un incremento significativo sin dal primo anno (Fig. 10.5).

Andando ad analizzare i valori espressi come incremento % rispetto all'anno prima della messa in tutela (Fig. 10.6), i Teleostei hanno toccato apici del 74% per la CPUE in numero (anno 2014) e 244% per la CPUE in peso (anno 2015), passando da valori di 0,68 N/50 m_rete/barca, e 0,133 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 1,19 N/50 m_rete/barca e 0,461 Kg/50 m_rete/barca nel 2015, mentre i Selaci hanno toccato apici del 1553% per la CPUE in numero e 3578% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,03 N/50 m_rete/barca e 0,016 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,55 N/50 m_rete/barca e 0,584 Kg/50 m_rete/barca nel 2014. Nonostante l'andamento instabile, il macrogruppo dei Cefalopodi ha comunque registrato un incremento del 75% per quanto riguarda la CPUE in numero e del 457% per la CPUE in peso nel secondo anno di indagine, passando da valori di 0,10 N/50 m_rete/barca e 0,022 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,18 N/50 m_rete/barca e 0,122 Kg/50 m_rete/barca, mentre la mancata cattura degli Altri Crostacei nei primi due anni non ha permesso il calcolo degli incrementi percentuali.

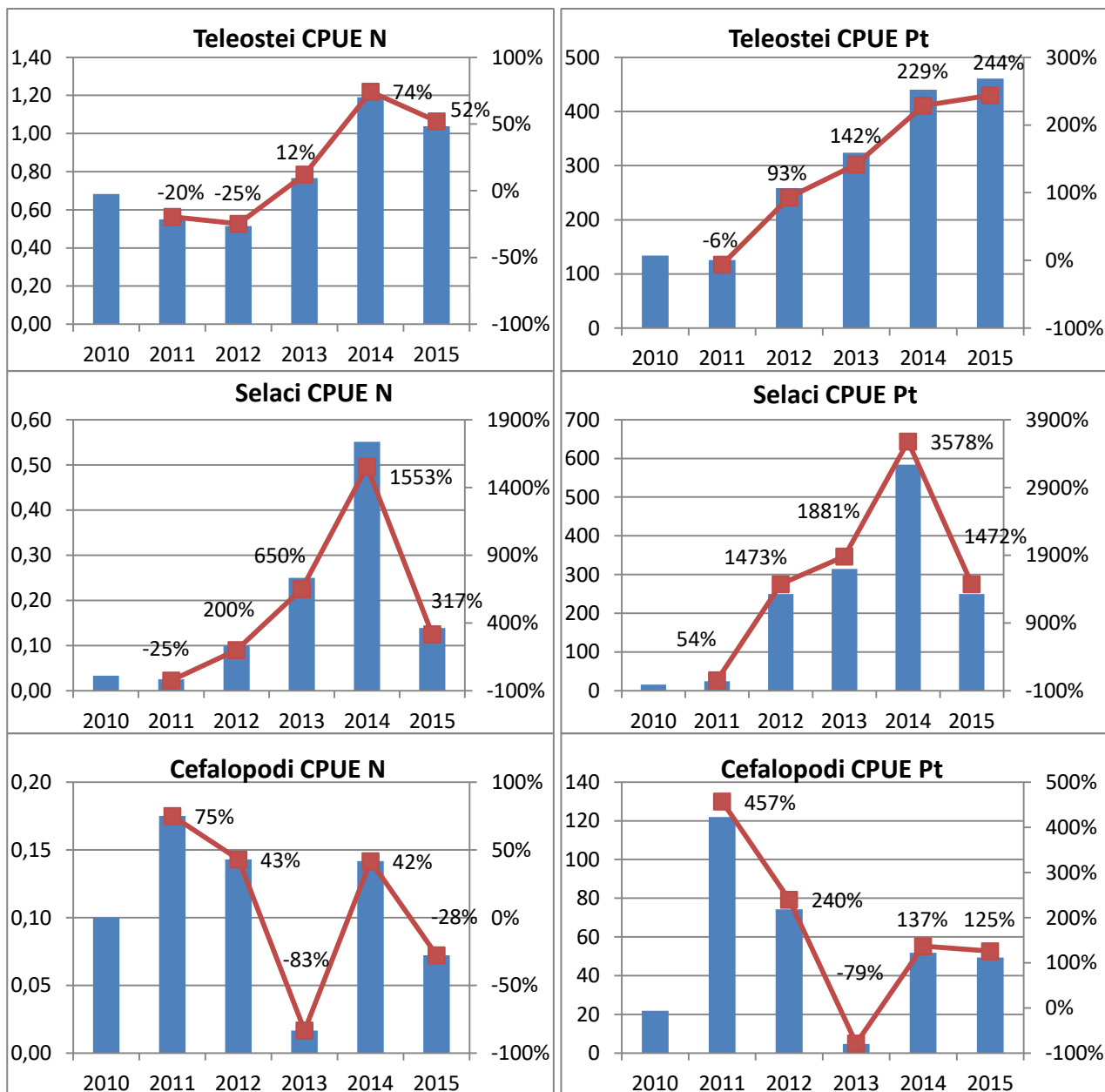


Fig. 10.6 - Trend degli incrementi percentuali della CPUE in numero e in peso di Teleostei, Selaci e Cefalopodi registrati nei primi cinque anni di tutela all'interno dell'area di Bosa.

Specie

All'interno dell'area di Bosa, i trend annuali delle catture per unità di sforzo (CPUE) in peso e in numero registrate per *S.scrofa*, *P.phycis*, *P.erythrinus*, *R.brachyura*, *Raja* sp. hanno indicato un incremento statisticamente significativo sia della biomassa che della densità (Tab. 10.7 e 10.8).

Tab. 10.7 –Valori di CPUE medi annuali in peso (Kg/50 m/barca) e numero (N/50m/barca) per anno di tutela all'interno dell'area di Bosa per le principali specie oggetto d'interesse.

Area	<i>S. scrofa</i>		<i>P. phycis</i>		<i>P. erythrinus</i>		<i>R. brachyura</i>		<i>Raja sp.</i>		<i>S. officinalis</i>	
	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N
Bosa												
Anno 0	0,034	0,10	0,035	0,10	0,008	0,03	0,010	0,02	0,010	0,02	0,022	0,10
Anno 1	0,059	0,10	0,013	0,03	0,004	0,03	0,024	0,03	0,024	0,03	0	0
Anno 2	0,042	0,10	0,064	0,14	0,028	0,09	0,243	0,09	0,243	0,09	0,066	0,14
Anno 3	0,137	0,23	0,090	0,17	0,022	0,08	0,269	0,16	0,314	0,25	0,004	0,01
Anno 4	0,170	0,32	0,059	0,15	0,035	0,13	0,417	0,23	0,557	0,52	0,047	0,13
Anno 5	0,124	0,21	0,123	0,26	0,024	0,08	0,234	0,04	0,228	0,11	0,030	0,06

Tab. 10.8 –Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend di abbondanza in peso e densità in numero all'interno dell'area di Bosa per le principali specie.

Applicazione Rho di Spearman				
Bosa	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
<i>S. scrofa</i> CPUE Kg	0,7714	0,6000	0,7714	0,8857
<i>S. scrofa</i> CPUE N	0,7970	0,6000	0,7714	0,8857
<i>P. phycis</i> CPUE Kg	0,7714	0,6000	0,7714	0,8857
<i>P. phycis</i> CPUE N	0,8857	0,6000	0,7714	0,8857
<i>P. erythrinus</i> CPUE Kg	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857
<i>P. erythrinus</i> CPUE N	0,6023	0,6000	0,7714	0,8857
<i>R. brachyura</i> CPUE Kg	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857
<i>R. brachyura</i> CPUE N	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857
Raja sp. CPUE Kg	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857
Raja sp. CPUE N	0,8286	0,6000	0,7714	0,8857

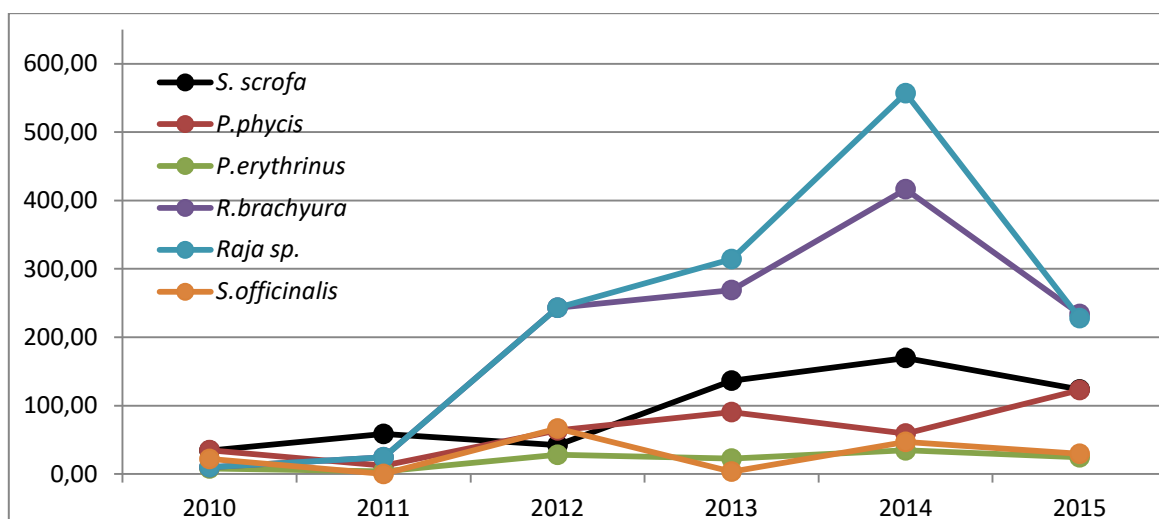


Fig. 10.7 - Trend dei valori di CPUE in peso registrati per le principali specie all'interno dell'area di Bosa.

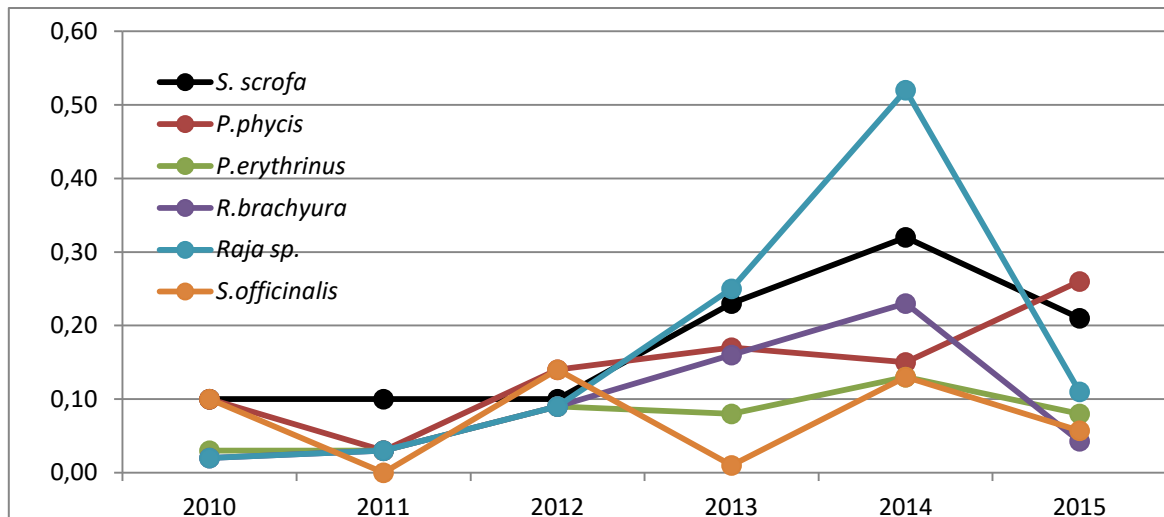
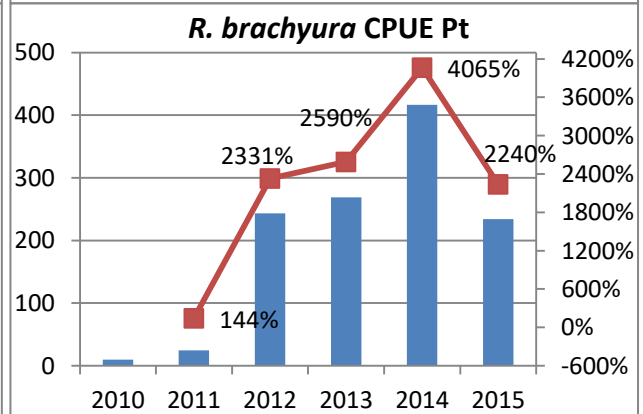
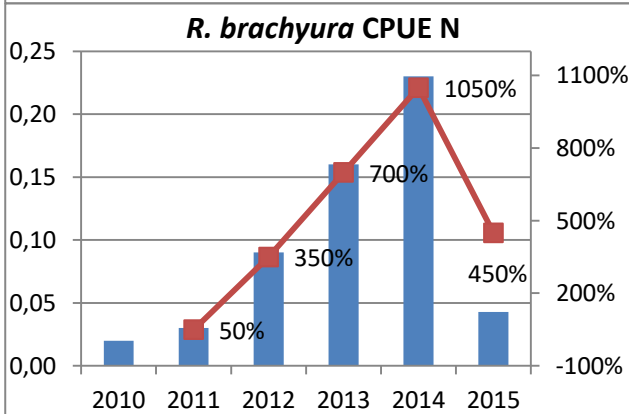
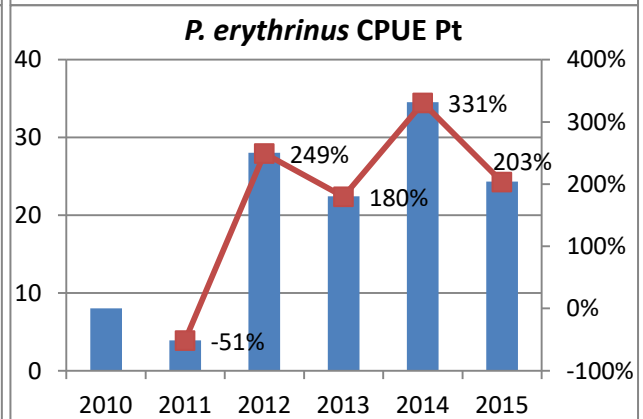
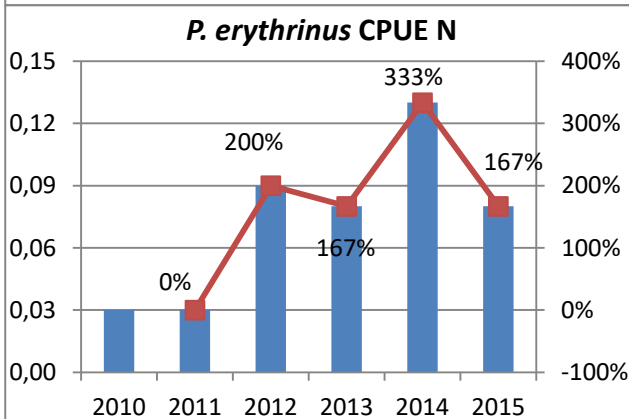
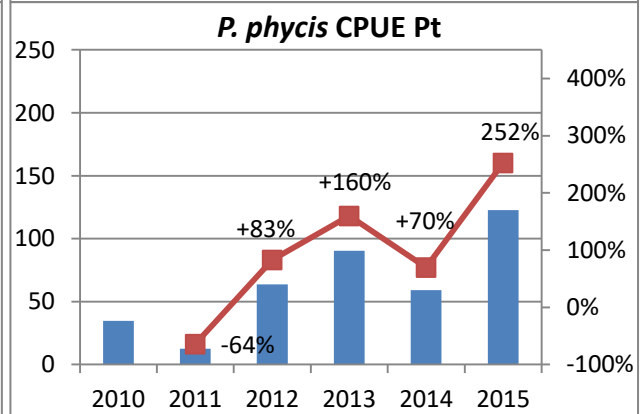
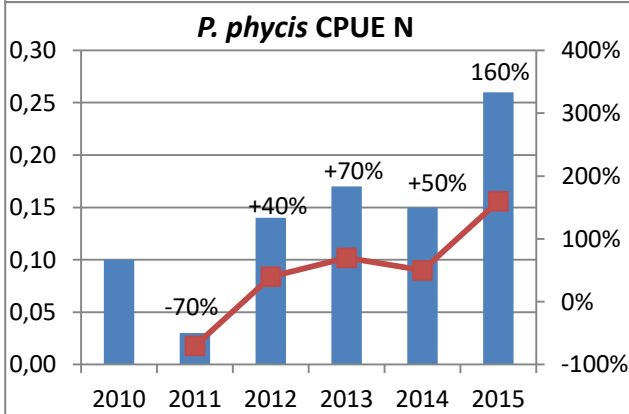
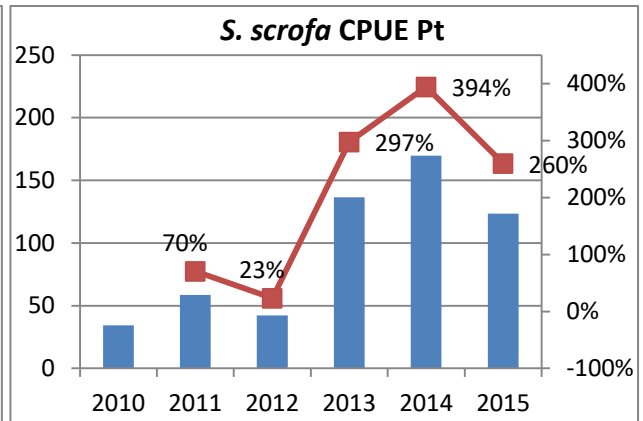
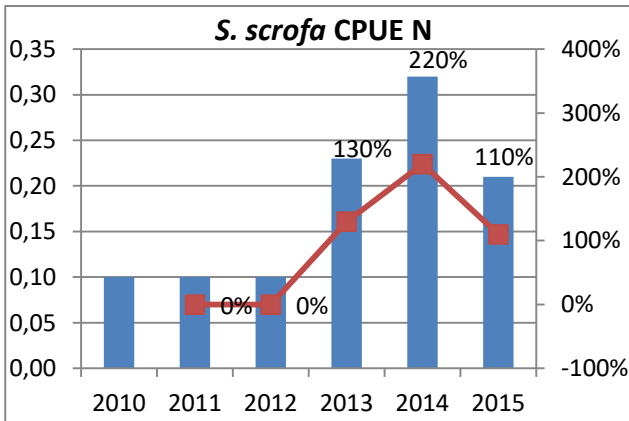


Fig. 10.8 - Trend dei valori di CPUE in numero registrati per le principali specie all'interno dell'area di Bosa.

I trend della CPUE in peso di *Raja brachyura* e *Raja sp.* mostrano gli incrementi maggiori sin dal primo anno, mentre a seguire troviamo i teleostei *S.scrofa*, *P.phycis* e *P.erythrinus*, a testimonianza di quanto osservato per i macrogruppi a cui appartengono queste specie (Fig. 10.7). Per quanto concerne la CPUE in numero, il genere *Raja* è quello che ha fatto registrare l'incremento maggiore, ma sono significativi gli incrementi di *S.scrofa* e *P.phycis* rispetto alle altre specie (Fig. 10.8). L'andamento instabile del macrogruppo dei Molluschi cefalopodi è confermato dal trend di *S.officinalis* sia per la CPUE in peso che in numero.

Analizzando i valori espressi come incremento % (Fig. 10.9), fra i Teleostei, *S.scrofa* ha toccato apici del 220% per la CPUE in numero e 394% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,10 N/50 m_rete/barca e 0,034 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,32 N/50 m_rete/barca e 0,170 Kg/50 m_rete/barca nel 2014, mentre fra i Selaci, il genere *Raja* ha toccato apici del 2500% per la CPUE in numero e 5469% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,02 N/50 m_rete/barca e 0,010 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,52 N/50 m_rete/barca e 0,557 Kg/50 m_rete/barca nel 2014.



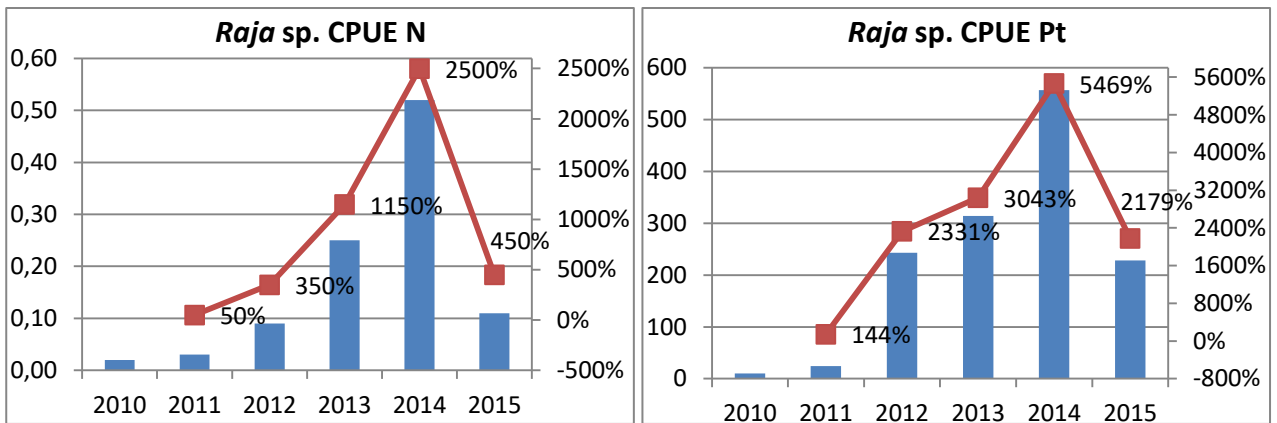


Fig. 10.9 - Trend degli incrementi percentuali della CPUE in numero e in peso delle principali specie registrate nei primi cinque anni di tutela all'interno dell'area di Bosa.

Di seguito viene riportata la composizione percentuale media annua delle CPUE espresse, rispettivamente, in peso e numero per singola specie rispetto al totale delle catture.

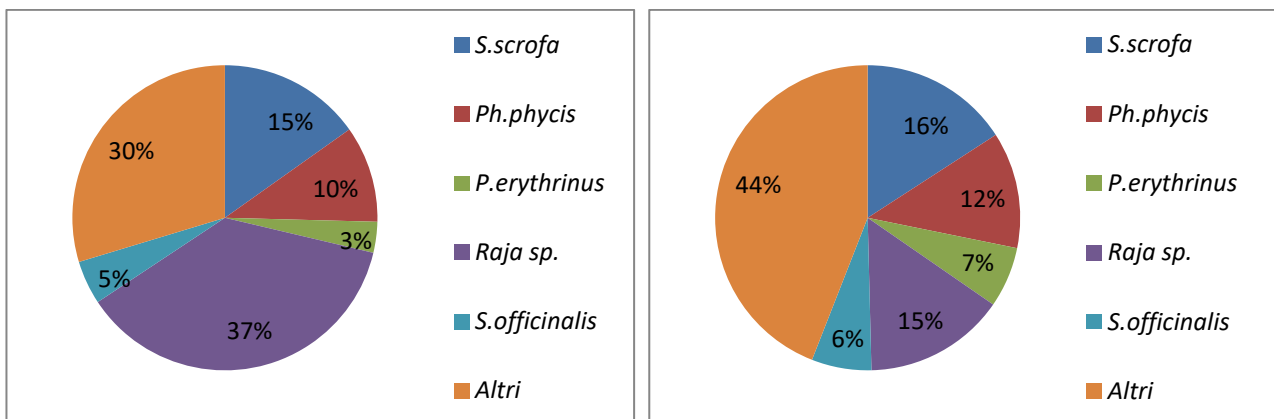


Fig. 10.10 -Composizione percentuale media annua delle CPUE in peso e numero delle principali specie rispetto al totale, all'interno dell'area di Bosa.

Si nota come la frazione più grossa in peso per ogni pezza di rete è rappresentata dal genere *Raja*, mentre per quanto riguarda il numero di individui totali, escludendo la categoria Altri, la frazione maggiore è rappresentata dallo scorfano rosso *S.scrofa*.

Buggerru

Macrogruppi

All'interno dell'area di Buggerru, a causa dell'andamento altalenante dei trend annuali delle catture per unità di sforzo (CPUE) in peso e in numero registrate per i principali Macrogruppi (Tab. 10.9) si è avuto un risultato positivo in termini di attendibilità esclusivamente per i Teleostei (Tab. 10.10). Sebbene i Selaci presentino un incremento significativo sino al terzo anno, l'esiguità delle catture negli ultimi due anni d'indagine ne ha invalidato l'evidenza statistica, come avvenuto anche per gli Altri Crostacei in occasione del quarto anno.

Tab. 10.9 – Valori di CPUE medi annuali in peso (Kg/50 m/barca) e numero (N/50m/barca) per anno di tutela all'interno dell'area di Buggerru per i principali macrogruppi.

Area	Teleostei		Selaci		Cefalopodi		Altri Crostacei	
	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N
Buggerru								
Anno 0	0,241	0,49	0,063	0,05	0	0	0,009	0,01
Anno 1	0,299	0,51	0,038	0,04	0,01	0,13	0,018	0,01
Anno 2	0,358	1,01	0,086	0,04	0,01	0,25	0,035	0,03
Anno 3	0,233	0,61	0,189	0,03	0	0	0,028	0,03
Anno 4	0,425	0,70	0,005	0,02	0	0	0	0
Anno 5	0,427	0,72	0,005	0,02	0	0	0,030	0,09

Tab. 10.10 – Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend di abbondanza in peso e densità in numero dei Teleostei all'interno dell'area di Buggerru.

Applicazione Rho di Spearman				
Buggerru	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
Teleostei CPUE Kg	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857
Teleostei CPUE N	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857

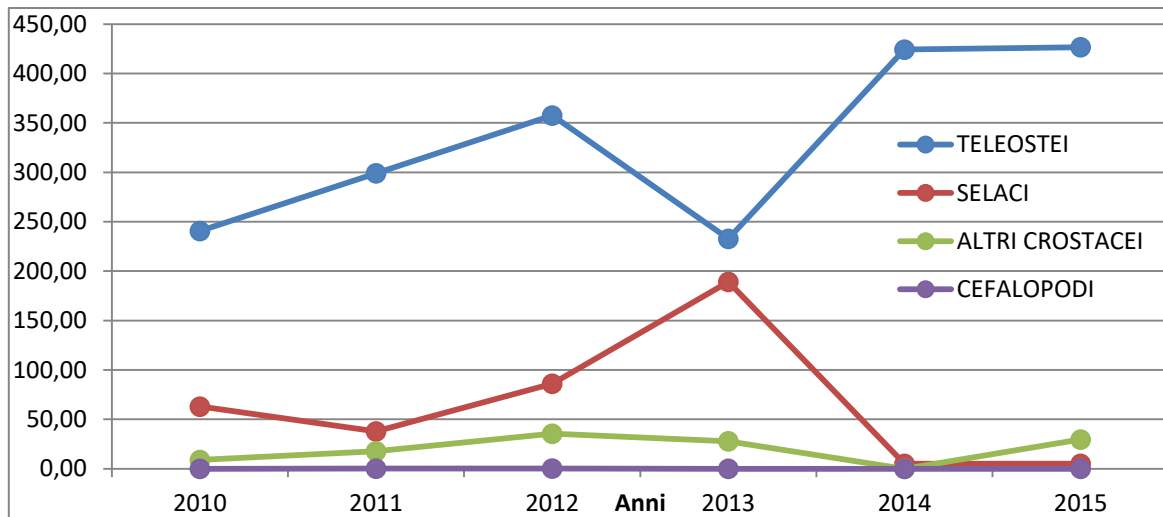


Fig. 10.11 - Trend dei valori di CPUE in peso registrati per i principali macrogruppi all'interno dell'area di Buggerru.

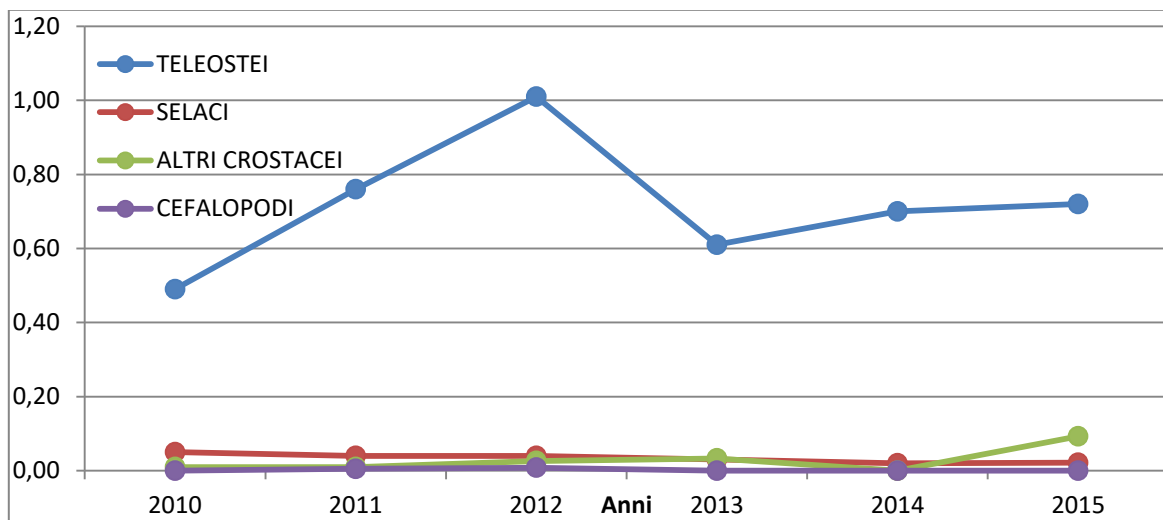


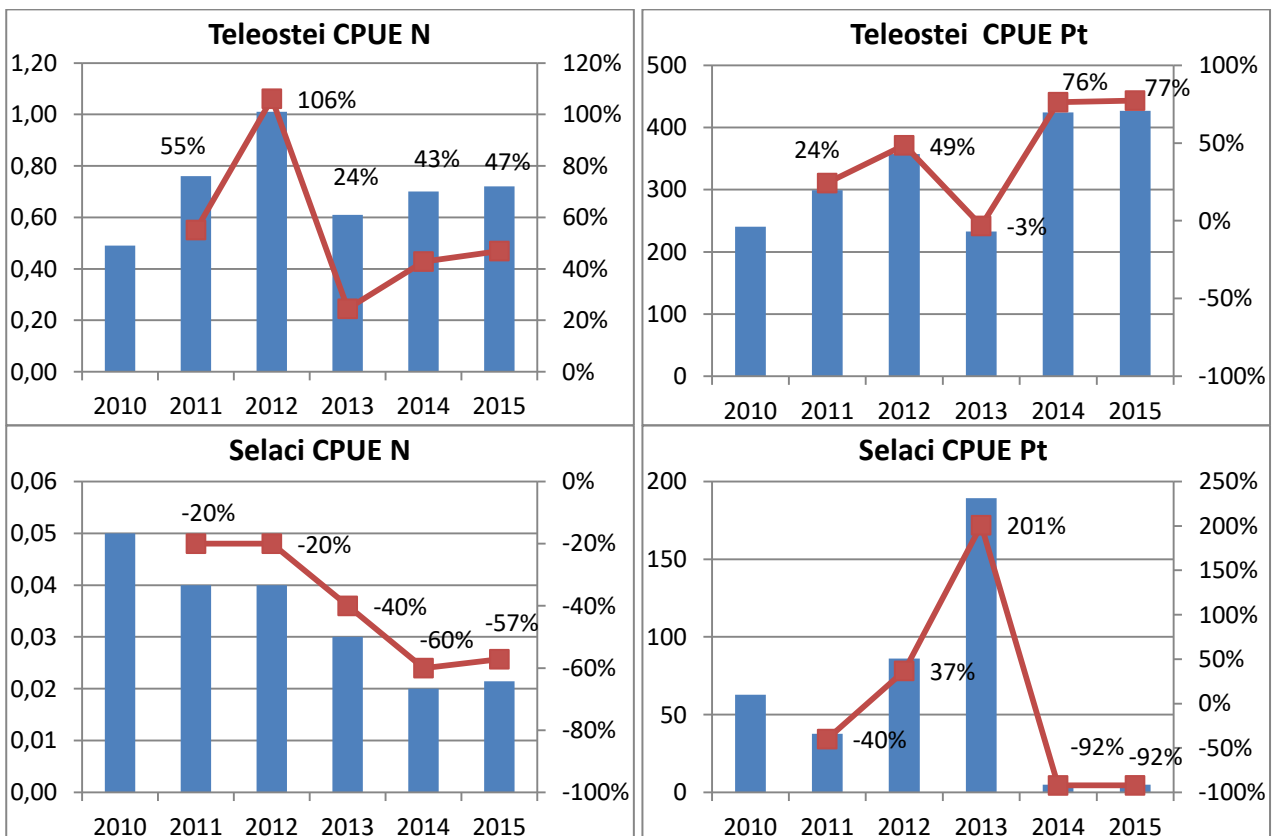
Fig. 10.12 - Trend dei valori di CPUE in numero registrati per i principali macrogruppi all'interno dell'area di Buggerru.

I trend della CPUE in peso di Teleostei, Selaci e Altri Crostacei mostrano incrementi positivi sin dal primo anno, ma a cavallo del terzo anno (quarto anno per i Selaci) registrano un calo che nel caso dei Selaci e degli Altri Crostacei ne inficerà l'evidenza statistica. Il trend dei Teleostei negli ultimi due anni d'indagine mostra i valori più alti (Fig. 10.11).

Per quanto riguarda la CPUE in numero, l'unico macrogruppo che presenta incrementi positivi e significativi è quello dei Teleostei (Fig. 10.12). Il macrogruppo dei Molluschi

cefalopodi è risultato essere quello che in generale ha fatto registrare il numero di catture più basso.

Andando ad analizzare i valori espressi come incremento % rispetto all'anno prima della messa in tutela dell'area (Fig. 10.13), i Teleostei hanno toccato apici del 106% per la CPUE in numero e 77% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,49 N/50 m_rete/barca e 0,241 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 1,01 N/50 m_rete/barca nel 2012 e 0,427 Kg/50 m_rete/barca nel 2015, mentre i Selaci hanno toccato apici del 201% per la CPUE in peso (la CPUE in numero è andata regredendo negli anni) passando da valori di 0,063 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,189 Kg/50 m_rete/barca nel 2013. Il macrogruppo degli Altri Crostacei ha toccato apici dell'829% per la CPUE in numero e 300% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,01 N/50 m_rete/barca e 0,009 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,09 N/50 m_rete/barca nel 2015 e 0,036 Kg/50 m_rete/barca nel 2012.



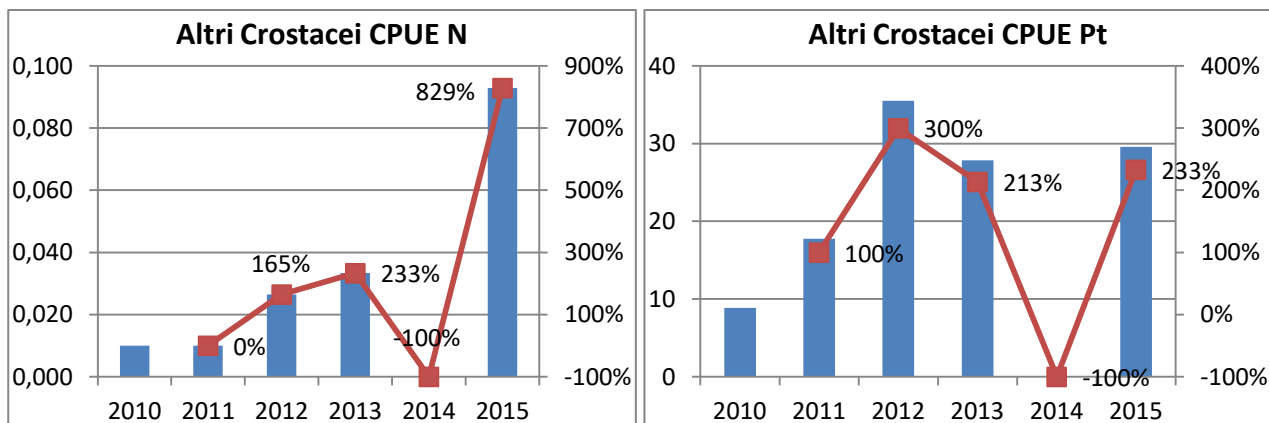


Fig. 10.13 - Trend degli incrementi percentuali della CPUE in numero e in peso di Teleostei, Selaci e Altri Crostacei registrati nei primi 5 anni di tutela all'interno dell'area di Buggerru.

Specie

All'interno dell'area di Buggerru, i trend annuali delle catture per unità di sforzo (CPUE) in peso e in numero registrate per *S.scrofa* hanno indicato un incremento statisticamente significativo sia della biomassa che della densità (Tab. 10.11 e 10.12).

Tab. 10.11 – Valori di CPUE medi annuali in peso (Kg/50 m/barca) e numero (N/50m/barca) per anno di tutela all'interno dell'area di Buggerru per le principali specie oggetto d'interesse.

Area	<i>S. scrofa</i>		<i>P. phycis</i>		<i>P. erythrinus</i>		<i>R. brachyura</i>		<i>Raja sp.</i>	
	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N
Buggerru										
Anno 0	0,065	0,13	0,051	0,10	0,012	0,05	0,029	0,01	0,029	0,01
Anno 1	0,079	0,15	0,071	0,25	0,010	0,04	0,037	0,01	0,043	0,02
Anno 2	0,094	0,16	0,090	0,39	0,009	0,03	0,073	0,02	0,085	0,03
Anno 3	0,097	0,20	0,042	0,13	0,002	0,02	0,189	0,03	0,189	0,03
Anno 4	0,130	0,29	0,033	0,11	0,002	0,01	0	0	0,002	0,01
Anno 5	0,087	0,16	0,033	0,09	0,012	0,04	0	0	0,003	0,01

Tab. 10.12 – Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend di abbondanza in peso e densità in numero di *S. scrofa* all'interno dell'area di Buggerru.

Applicazione Rho di Spearman				
Buggerru	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
<i>S. scrofa</i> CPUE Kg	0,6890	0,6000	0,7714	0,8857
<i>S. scrofa</i> CPUE N	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857

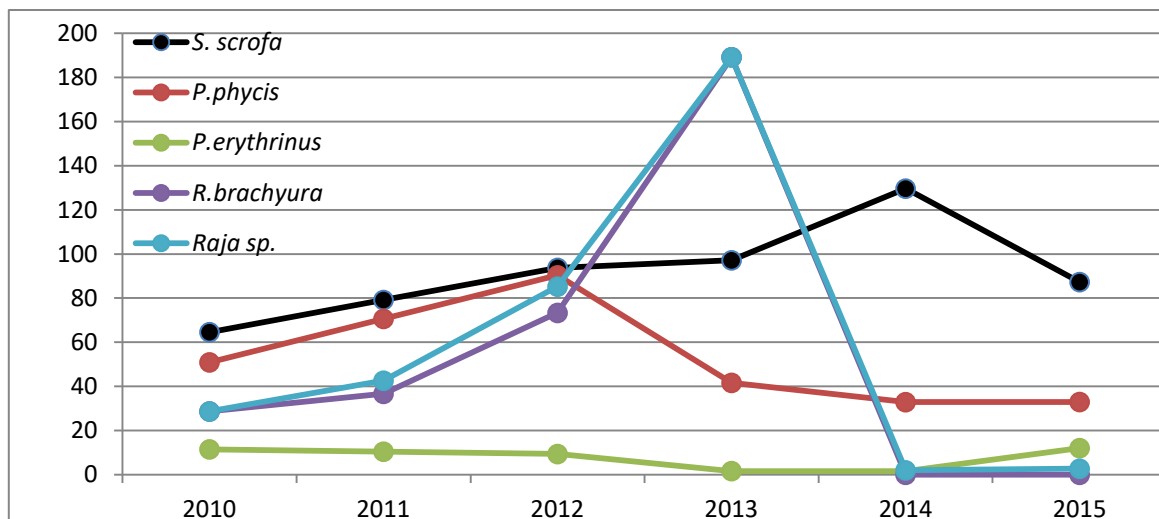


Fig. 10.14 - Trend dei valori di CPUE in peso registrati per le principali specie all'interno dell'area di Buggerru.

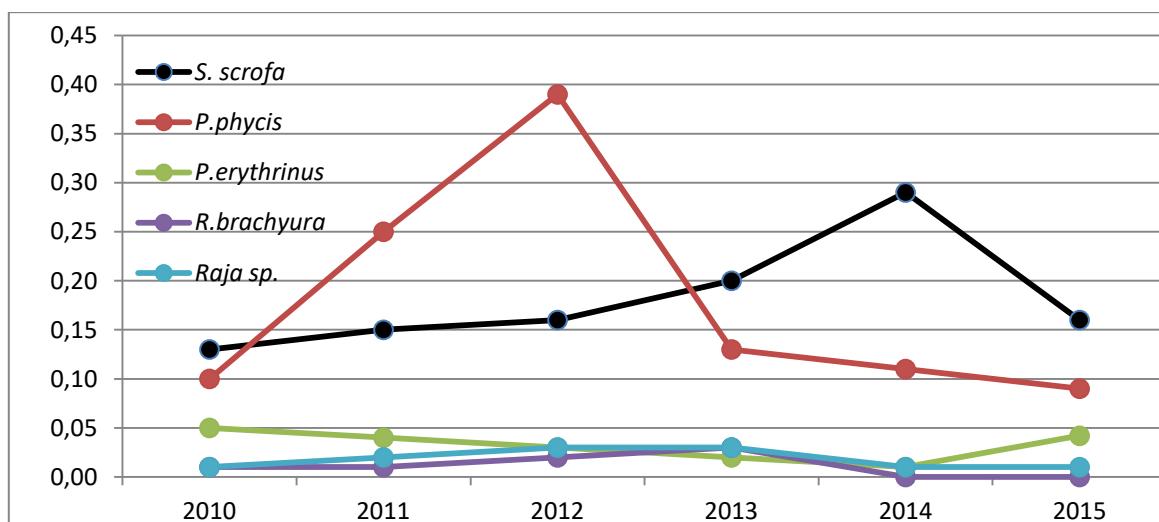
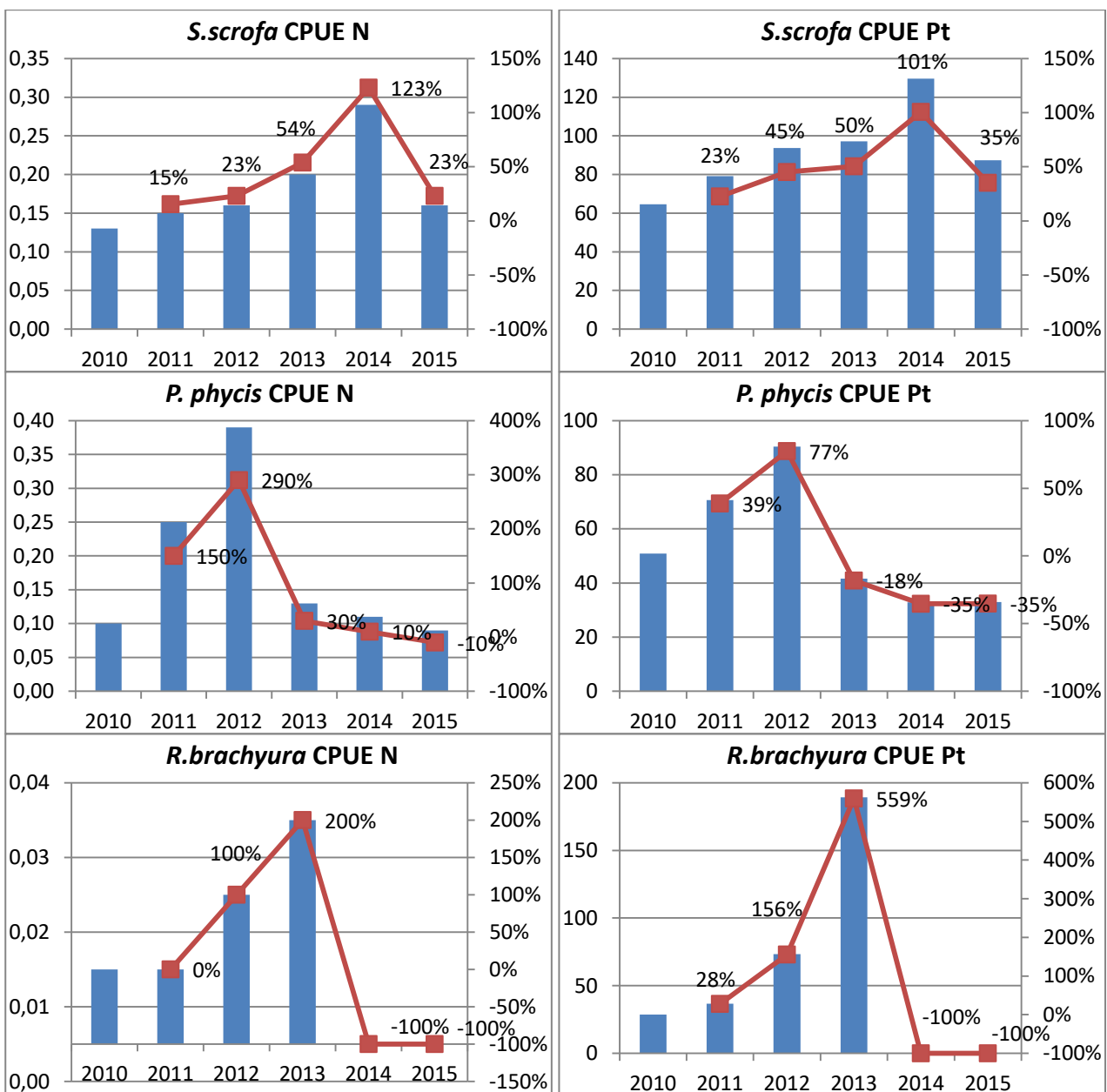


Fig. 10.15 - Trend dei valori di CPUE in numero registrati per le principali specie all'interno dell'area di Buggerru.

I trend della CPUE in peso di *Raja brachyura* e *Raja sp.*, pur partendo da valori bassi, mostrano gli incrementi maggiori con l'apice registrato nel 2013, mentre a seguire troviamo i teleostei *S. scrofa*, l'unica specie che mantiene un andamento costante e crescente, e *P. phycis* (Fig. 10.14). Al contrario, per quanto concerne la CPUE in numero, il genere *Raja* si mantiene su valori bassi, mentre sono significativi gli incrementi di *S. scrofa* e *P. phycis* (almeno sino al 2012) rispetto alle altre specie (Fig.10.15).

Analizzando i valori espressi come incremento % (Fig. 10.16), fra i Teleostei, *S.scrofa* ha toccato apici del 123% per la CPUE in numero e 101% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,13 N/50 m_rete/barca e 0,065 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,29 N/50 m_rete/barca e 0,130 Kg/50 m_rete/barca nel 2014, mentre fra i Selaci, il genere *Raja* ha toccato apici del 200% per la CPUE in numero e 559% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,01 N/50 m_rete/barca e 0,029 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,03 N/50 m_rete/barca e 0,189 Kg/50 m_rete/barca nel 2013.



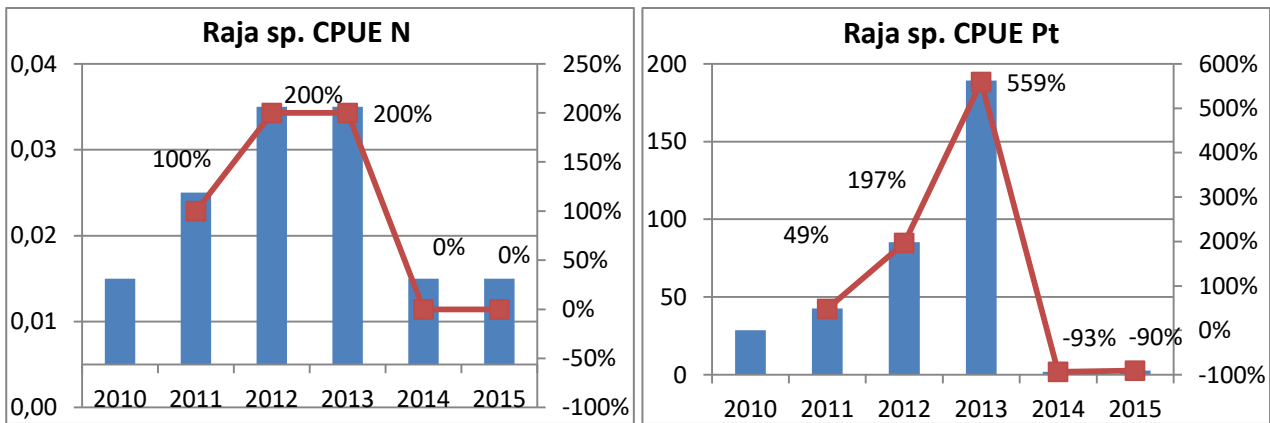


Fig. 10.16 -Trend degli incrementi percentuali della CPUE in numero e in peso delle principali specie registrati nei primi cinque anni di tutela all'interno dell'area di Buggerru.

Di seguito viene riportata la composizione percentuale media annua delle CPUE espresse, rispettivamente, in peso e numero per singola specie rispetto al totale delle catture.

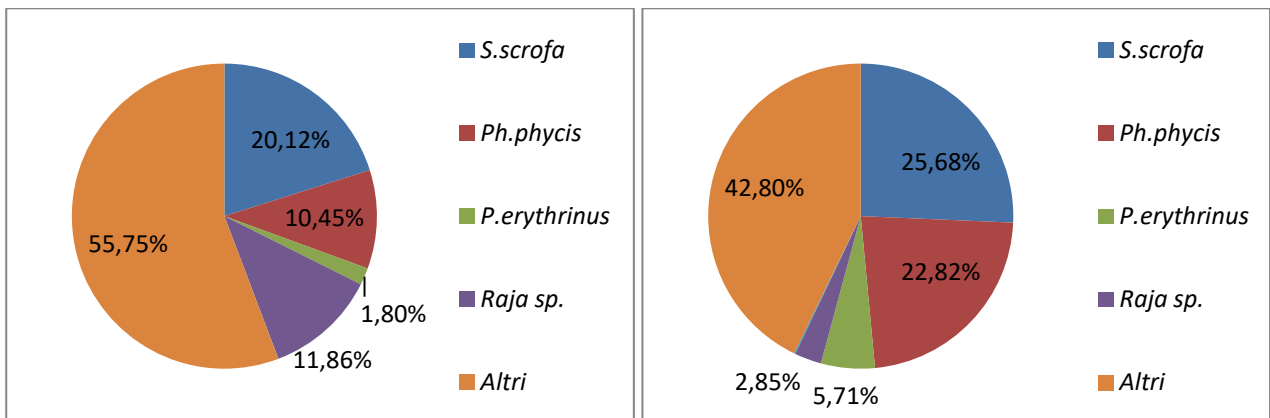


Fig. 10.17 - Composizione percentuale media annua delle CPUE in peso e numero delle principali specie rispetto al totale, all'interno dell'area di Buggerru.

Si nota come la frazione più grossa in peso per ogni pezza di rete è rappresentata dalle specie non considerate dall'indagine e classificate come Altri, mentre a seguire la frazione più rappresentata è quella di *S.scrofa*. Per quanto riguarda il numero di individui totali, escludendo la più numerosa categoria Altri, la frazione maggiore è rappresentata dallo scorfano rosso *S.scrofa* e dal pagello fragolino *P.erythrinus*.

Castelsardo

Macrogruppi

All'interno dell'area di Castelsardo, i trend annuali delle catture per unità di sforzo (CPUE) in peso e in numero registrate per tutti e quattro i Macrogruppi hanno indicato un incremento statisticamente significativo sia della biomassa che della densità (Tab. 10.13 e 10.14).

Tab.10.13 – Valori di CPUE medi annuali in peso (Kg/50 m/barca) e numero (N/50m/barca) per anno di tutela all'interno dell'area di Castelsardo per i principali macrogruppi.

Area	Teleostei		Selaci		Cefalopodi		Altri Crostacei	
	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N
Castelsardo								
Anno 0	0,250	0,74	0,168	0,10	0,005	0,01	0,008	0,01
Anno 1	0,627	1,59	0,335	0,22	0,007	0,01	0,022	0,01
Anno 2	1,139	2,29	0,743	0,53	0,009	0,02	0,030	0,02
Anno 3	0,635	1,94	0,524	0,40	0,042	0,03	0,030	0,03
Anno 4	0,651	1,63	1,738	0,56	0,045	0,09	0,034	0,03
Anno 5	0,849	2,33	0,891	0,76	0,021	0,05	0,030	0,03

Tab. 10.14 - Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend di abbondanza in peso e densità in numero dei Teleostei all'interno dell'area di Castelsardo.

Applicazione Rho di Spearman				
Castelsardo	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
Teleostei CPUE Kg	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857
Teleostei CPUE N	0,7714	0,6000	0,7714	0,8857
Selaci CPUE Kg	0,8857	0,6000	0,7714	0,8857
Selaci CPUE N	0,9429	0,6000	0,7714	0,8857
Cefalopodi CPUE Kg	0,8286	0,6000	0,7714	0,8857
Cefalopodi CPUE N	0,9316	0,6000	0,7714	0,8857
Altri Crostacei CPUE Kg	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857
Altri Crostacei CPUE N	0,9429	0,6000	0,7714	0,8857

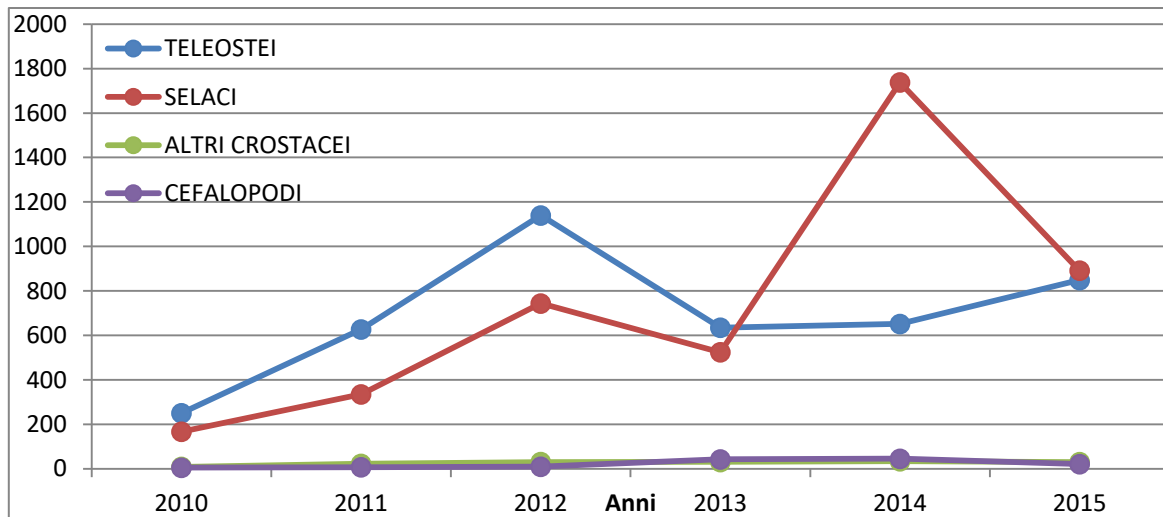


Fig. 10.18 - Trend dei valori di CPUE in peso registrati per i principali macrogruppi all'interno dell'area di Castelsardo.

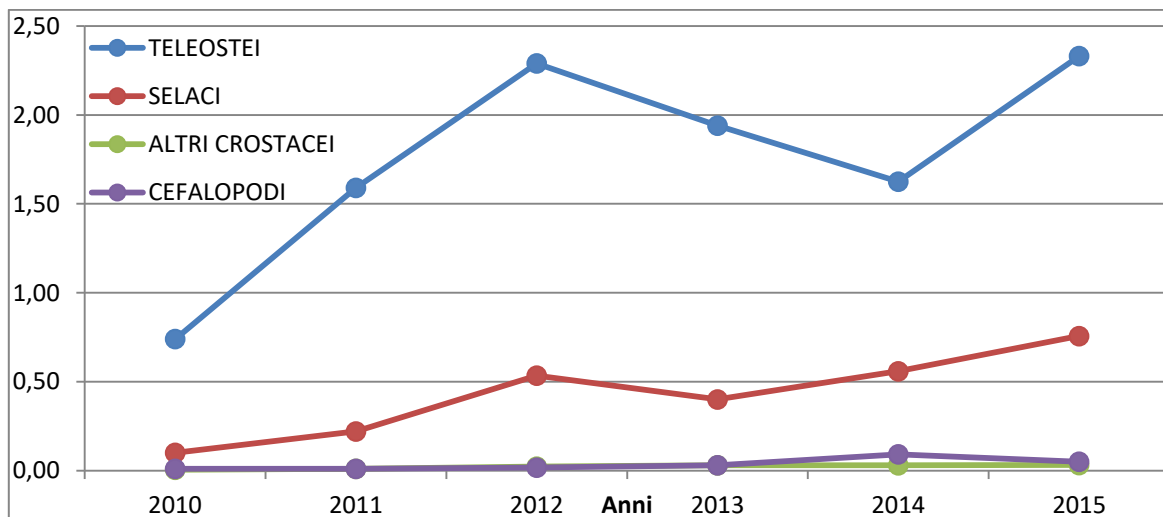


Fig. 10.19 - Trend dei valori di CPUE in numero registrati per i principali macrogruppi all'interno dell'area di Bosa.

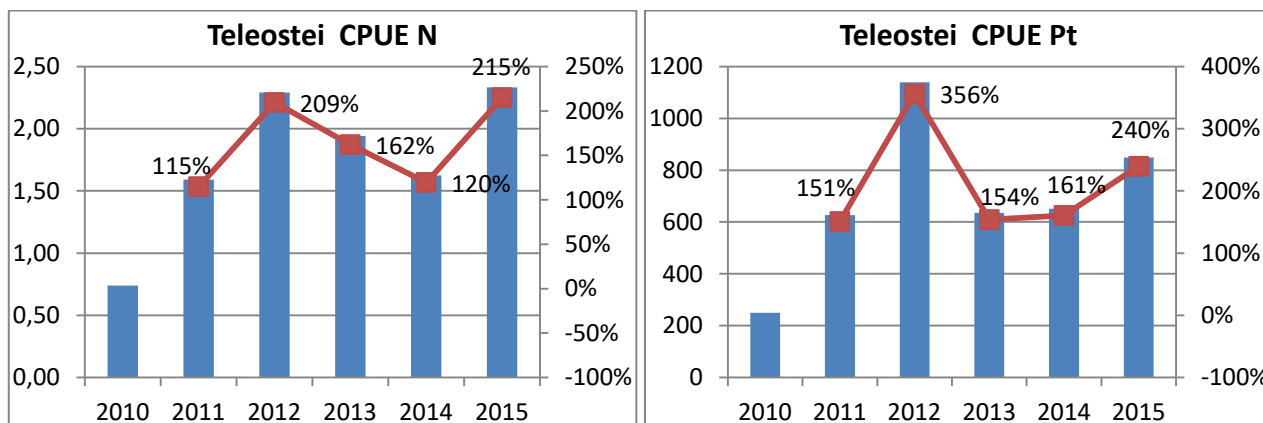
Come confermato dall'analisi statistica, i trend della CPUE in peso di tutti i Macrogruppi mostrano incrementi graduali sin dal primo anno. I Teleostei mostrano una flessione a cavallo del terzo e quarto anno che si stabilizza verso valori più elevati nell'ultimo anno, mentre Selaci, Altri Crostacei e Cefalopodi registrano un calo nel quinto anno, come nel caso di *P.elephas*, (Fig. 10.18).

Per quanto concerne la CPUE in numero, i trend dei macrogruppi registrano un incremento significativo sin dal primo anno, con i Teleostei che anche in questo caso

presentano una flessione fra il terzo e quarto anno e una repentina ripresa nell'ultimo anno di indagine (Fig. 10.19).

L'andamento instabile del macrogruppo dei Molluschi cefalopodi, nonostante nei primi anni si verificano degli incrementi positivi, non ha permesso la validazione statistica dei trend.

Analizzando i valori espressi come incremento % rispetto all'anno prima della messa in tutela (Fig. 10.10), i Teleostei hanno toccato apici del 215% per la CPUE in numero e 356% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,74 N/50 m_rete/barca e 0,250 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 2,33 N/50 m_rete/barca nel 2015 e 1,139 Kg/50 m_rete/barca nel 2012, mentre i Selaci hanno toccato apici del 656% per la CPUE in numero e 943% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,10 N/50 m_rete/barca e 0,167 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,76 N/50 m_rete/barca nel 2015 e 1,738 Kg/50 m_rete/barca nel 2014. Il macrogruppo dei Cefalopodi ha registrato un incremento dell'817% per la CPUE in numero e dell'879% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,01 N/50 m_rete/barca e 0,005 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,09 N/50 m_rete/barca e 0,045 Kg/50 m_rete/barca nel 2014, mentre gli Altri Crostacei hanno mostrato incrementi del 525% per la CPUE in numero e del 302% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,01 N/50 m_rete/barca e 0,008 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,03 N/50 m_rete/barca nel 2015 e 0,034 Kg/50 m_rete/barca nel 2014.



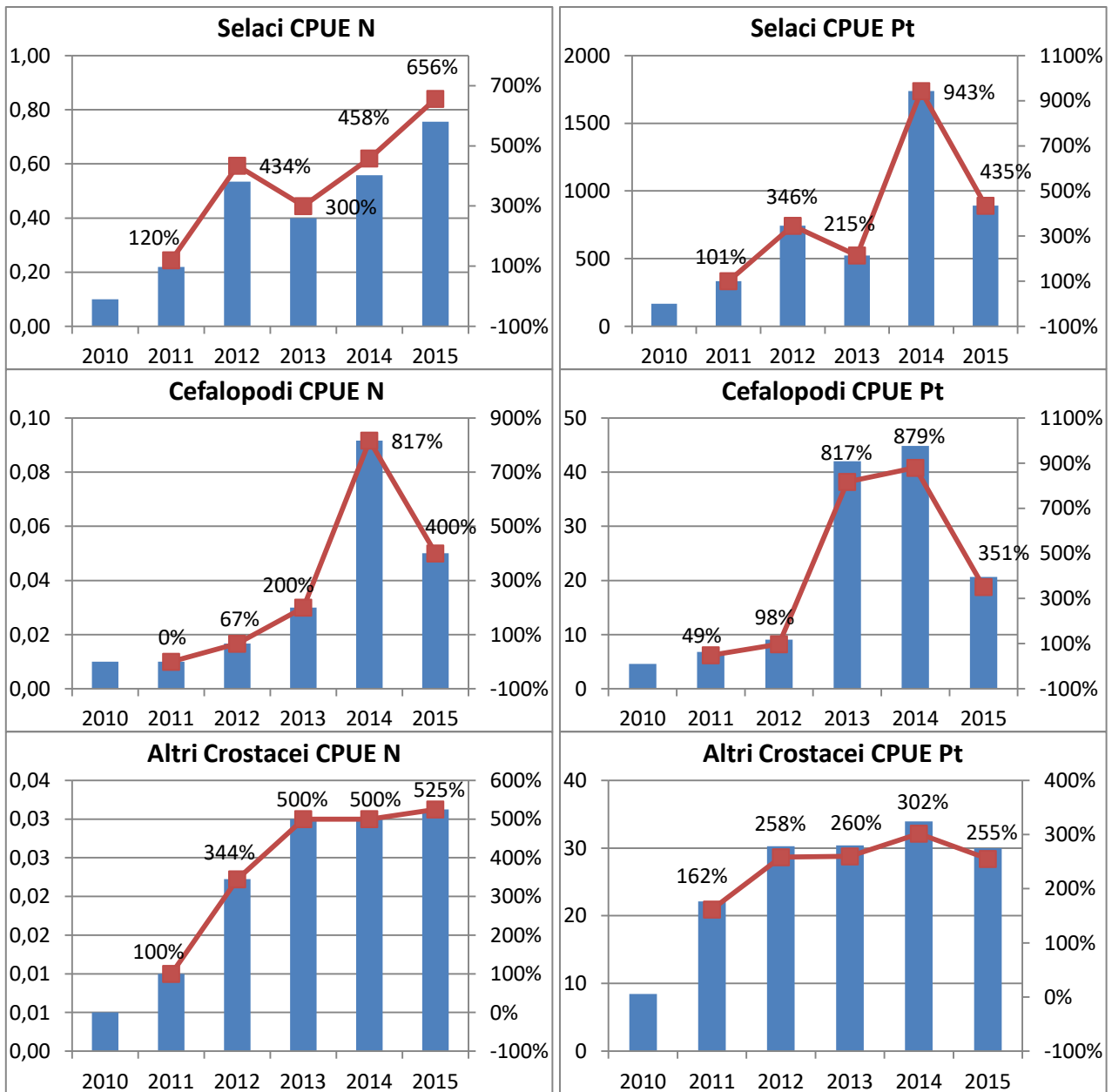


Fig. 10.20 - Trend degli incrementi percentuali della CPUE in numero e in peso di Teleostei, Selaci, Cefalopodi e Altri Crostacei registrati nei primi 5 anni di tutela all'interno dell'area di Castelsardo.

Specie

All'interno dell'area di Castelsardo, i trend annuali delle catture per unità di sforzo (CPUE) in peso e in numero registrate per *S.scrofa*, *P.phycis*, *P.erythrinus*, *R.brachyura*, *Raja* sp. hanno indicato un incremento statisticamente significativo sia della biomassa che della densità (Tab. 10.15 e 10.16).

Tab.10.15 – Valori di CPUE medi annuali in peso (Kg/50 m/barca) e numero (N/50m/barca) per anno di tutela all'interno dell'area di Castelsardo per le principali specie oggetto d'interesse.

Area	<i>S. scrofa</i>		<i>P. phycis</i>		<i>P. erythrinus</i>		<i>R. brachyura</i>		Raja sp.		<i>S. officinalis</i>	
	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N	CPUE Kg	CPUE N
Castelsardo												
Anno 0	0,059	0,13	0,035	0,10	0,008	0,13	0,010	0,02	0,024	0,02	0,004	0,01
Anno 1	0,124	0,21	0,076	0,24	0,030	0,20	0,231	0,09	0,310	0,21	0,006	0,01
Anno 2	0,190	0,29	0,316	0,38	0,061	0,26	0,452	0,15	0,596	0,40	0,009	0,02
Anno 3	0,287	0,43	0,017	0,06	0,031	0,21	0,008	0,01	0,317	0,28	0	0
Anno 4	0,212	0,37	0,042	0,08	0,033	0,23	0,129	0,08	0,322	0,23	0,039	0,08
Anno 5	0,339	0,43	0,051	0,09	0,068	0,30	0,295	0,16	0,476	0,44	0,009	0,03

Tab.10.16 – Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend di abbondanza in peso e densità in numero all'interno dell'area di Castelsardo per le principali specie.

Applicazione Rho di Spearman				
Castelsardo	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
<i>S. scrofa</i> CPUE Kg	0,9429	0,6000	0,7714	0,8857
<i>S. scrofa</i> CPUE N	0,9162	0,6000	0,7714	0,8857
<i>P. erythrinus</i> CPUE Kg	0,8286	0,6000	0,7714	0,8857
<i>P. erythrinus</i> CPUE N	0,8286	0,6000	0,7714	0,8857
Raja sp. CPUE Kg	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857
Raja sp. CPUE N	0,7714	0,6000	0,7714	0,8857
<i>S. officinalis</i> CPUE Kg	0,6524	0,6000	0,7714	0,8857
<i>S. officinalis</i> CPUE N	0,6524	0,6000	0,7714	0,8857

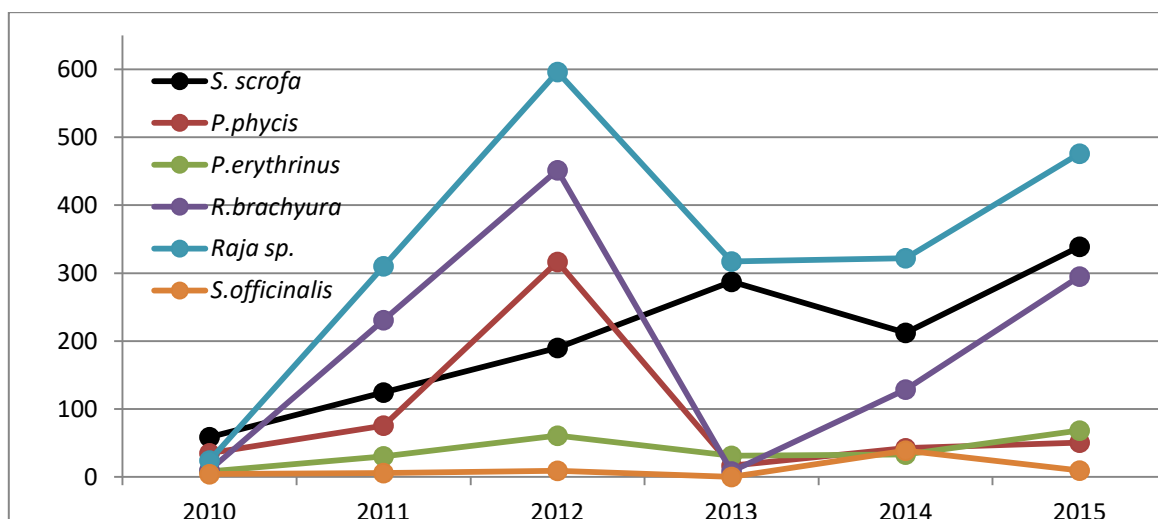


Fig. 10.21 - Trend dei valori di CPUE in peso registrati per le principali specie all'interno dell'area di Castelsardo.

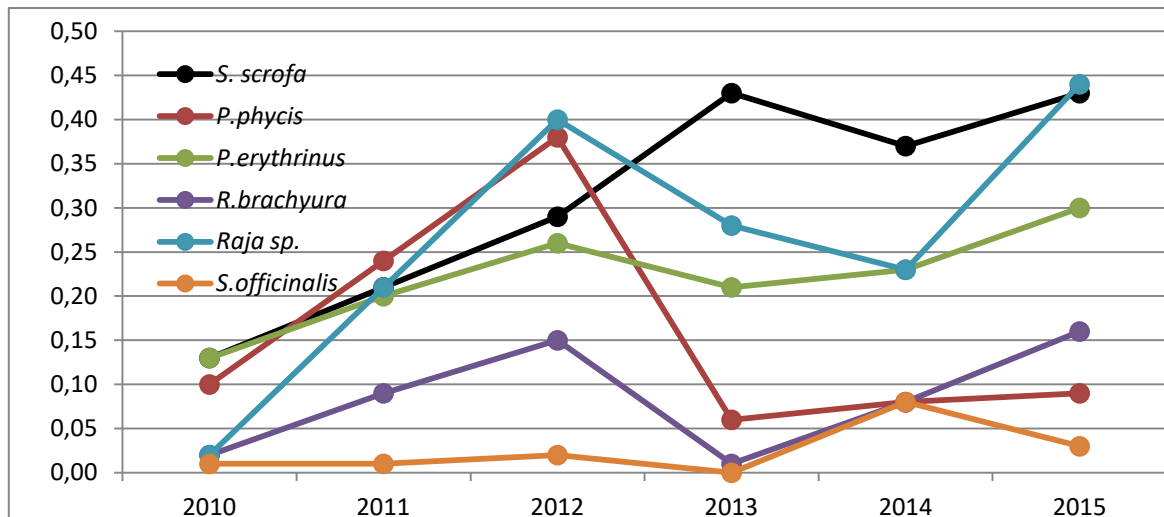


Fig. 10.22 - Trend dei valori di CPUE in numero registrati per le principali specie all'interno dell'area di Castelsardo.

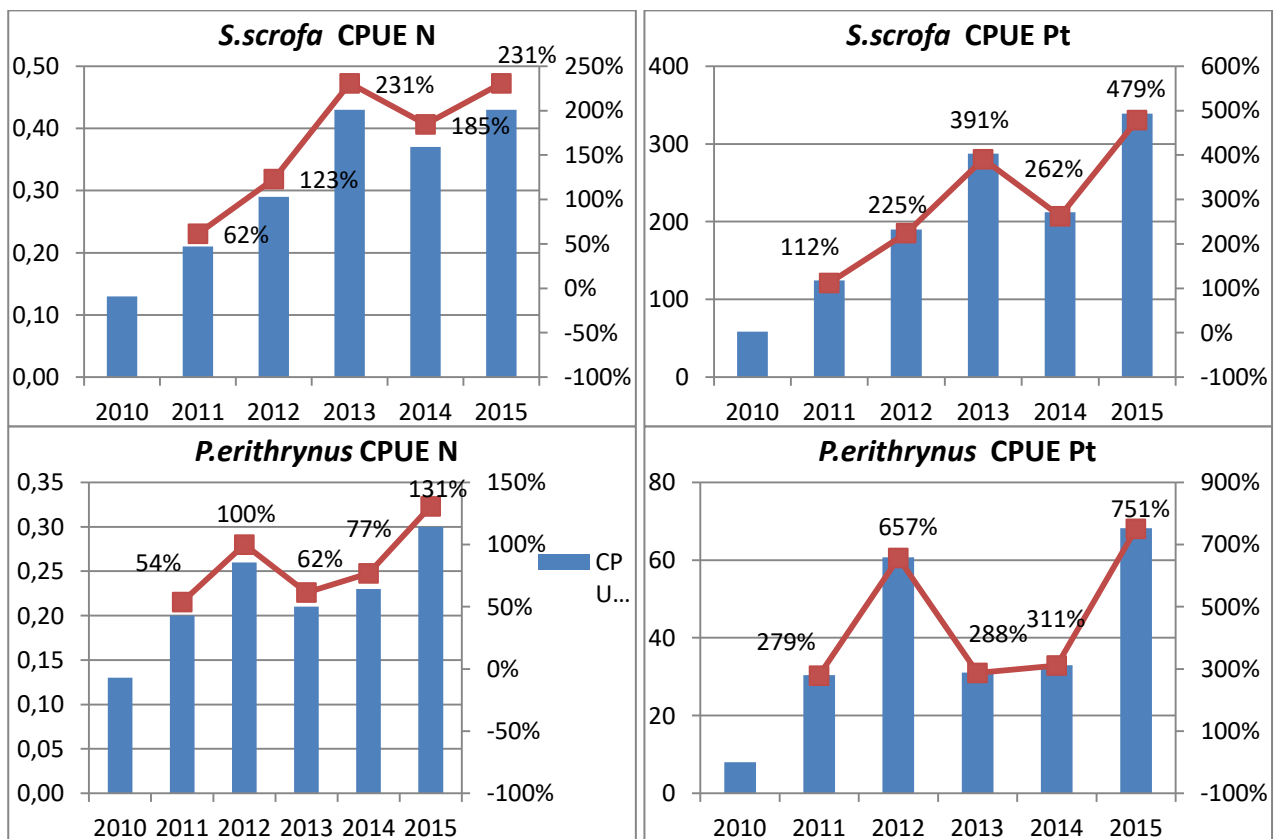
I trend della CPUE in peso dei Selaci, *R.brachyura* e *Raja sp.*, e di *P.phycis* mostrano gli incrementi maggiori in assoluto nel 2012, a seguire troviamo *S.scrofa*. In particolare, i valori di *R.brachyura* e *P.phycis* decrescono nel 2013 sino a valori molto bassi che ne inficiano l'evidenza statistica, poiché gli stessi riprendono verso valori più elevati negli anni successivi. *Raja sp.* e *S.scrofa*, nonostante dei leggeri decrementi, mantengono un andamento stabile e crescente, mentre *S.officinalis* e *P.erythrinus* mostrano degli incrementi positivi ma a valori notevolmente più bassi rispetto alle altre specie (Fig. 10.21).

Per quanto riguarda la CPUE in numero, il genere *Raja* e *S.scrofa* hanno fatto registrare gli incrementi maggiori, seguiti da *P.erythrinus*. *R.brachyura* e *P.phycis* seguono lo stesso andamento della CPUE in peso e decrescono entrambi nel 2013, mentre *S.officinalis*, pur attestandosi a valori bassi, mostra un andamento crescente negli anni (Fig. 10.22).

Andando ad analizzare i valori espressi come incremento % (Fig.23.10), fra i Teleostei, *S.scrofa* ha toccato apici del 231% per la CPUE in numero e 479% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,13 N/50 m_rete/barca e 0,059 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,43 N/50 m_rete/barca e 0,339 Kg/50 m_rete/barca nel 2015, mentre *P.erythrinus* ha toccato apici del

131% per la CPUE in numero e 751% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,13 N/50 m_rete/barca e 0,008 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,30 N/50 m_rete/barca e 0,068 Kg/50 m_rete/barca nel 2015. *P.phycis*, nonostante non abbia mostrato evidenze statistiche, ha comunque toccato apici del 280% per la CPUE in numero e 809% per la CPUE in peso nel 2012, passando da valori di 0,10 N/50 m_rete/barca e 0,035 Kg/50 m_rete/barca a 0,38 N/50 m_rete/barca e 0,317 Kg/50 m_rete/barca.

Fra i Selaci, il genere *Raja* ha toccato apici del 2100% per la CPUE in numero e 2366% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,02 N/50 m_rete/barca e 0,024 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,44 N/50 m_rete/barca nel 2015 e 0,596 Kg/50 m_rete/barca nel 2012. Mentre fra i Molluschi cefalopodi, *S.officinalis* ha toccato apici del 700% per la CPUE in numero e 861% per la CPUE in peso, passando da valori di 0,01 N/50 m_rete/barca e 0,004 Kg/50 m_rete/barca nel 2010 a 0,08 N/50 m_rete/barca nel 2015 e 0,039 Kg/50 m_rete/barca nel 2014.



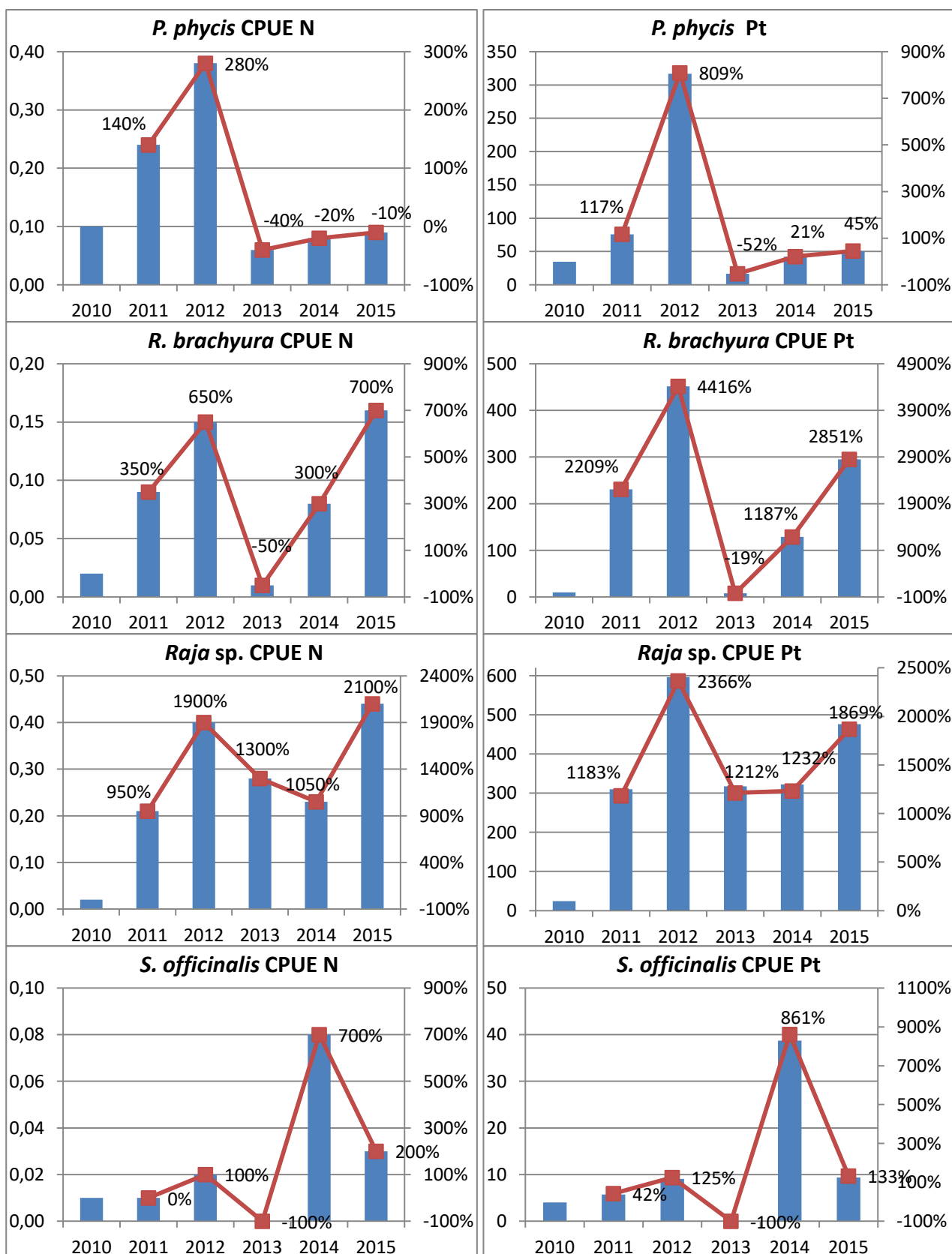


Fig. 10.23 - Trend degli incrementi percentuali della CPUE in numero e in peso delle principali specie registrati nei primi cinque anni di tutela all'interno dell'area di Castelsardo.

Di seguito viene riportata la composizione percentuale media annua delle CPUE espresse, rispettivamente, in peso e numero per singola specie rispetto al totale delle catture.

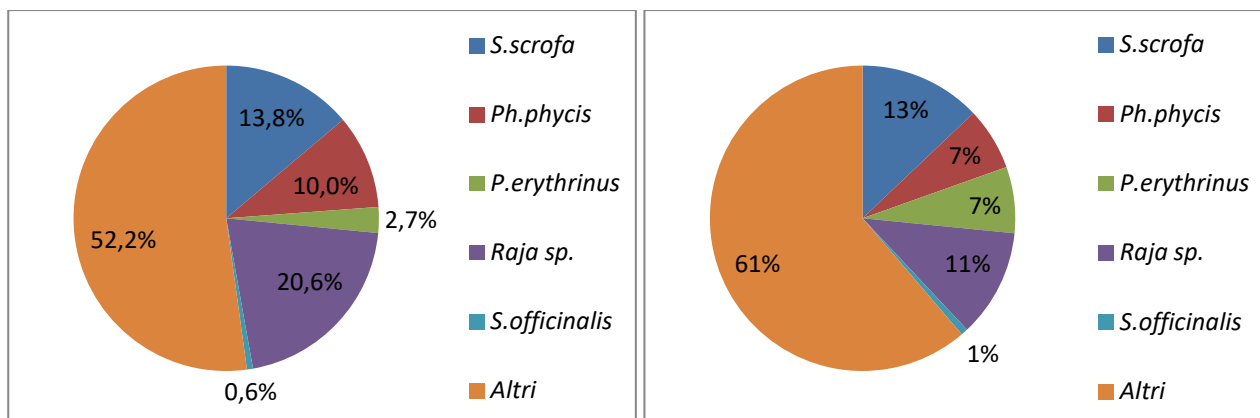


Fig. 10.24 - Composizione percentuale media annua delle CPUE in peso e numero delle principali specie rispetto al totale, all'interno dell'area di Buggerru.

Si nota come la frazione più grossa in peso per ogni pezza di rete è rappresentata dalle specie non considerate dall'indagine e classificate come Altri, mentre a seguire la frazione più rappresentata è quella di *Raja sp.* Per quanto riguarda il numero di individui totali, escludendo la più numerosa categoria Altri, la frazione maggiore è rappresentata dallo scorfano rosso *S.scrofa* e *Raja sp.*

Indici di Biodiversità

Attraverso i dati provenienti dalle catture sperimentali all'interno delle aree, e grazie al supporto dei pescatori aderenti al progetto, i quali hanno fatto afferire ai ricercatori i dati delle catture accessorie avvenute durante le campagne commerciali di pesca, è stato possibile calcolare i principali indici di biodiversità al fine di valutare i trend di valori ricchezza specifica e l'equitabilità all'interno dei confini e nelle aree commerciali attigue alle aree stesse.

Di seguito i calcoli per ogni area e zona:

Bosa interno dell'area (ZONA IN)

Gli indici di Shannon-Weaver e di Simpson all'interno dell'area di Bosa si attestano a valori medio-alti e costanti nel corso degli anni, a testimonianza di una buona diversità specifica. Al contrario, gli indici di equidistribuzione J e Esi, mostrano un leggero calo rispetto ad una buona condizione di partenza (Fig. 10.25).

Tab. 10.17 – Indici di Shannon-Weaver H', Simpson D', Pielou J e Equiripartizione Esi per anno all'interno dell'area di Bosa.

BOSA IN						
Anni	Specie	N Ind.	H'	D'	J	Esi
Anno 0	17	49	2,5740	0,9105	0,9085	0,9674
Anno 1	10	30	1,9938	0,8356	0,8659	0,9284
Anno 2	23	112	2,5547	0,8938	0,8148	0,9344
Anno 3	21	129	2,4882	0,8949	0,8173	0,9292
Anno 4	35	327	2,8133	0,9136	0,7913	0,9404
Anno 5	33	228	2,8520	0,9192	0,8157	0,9376

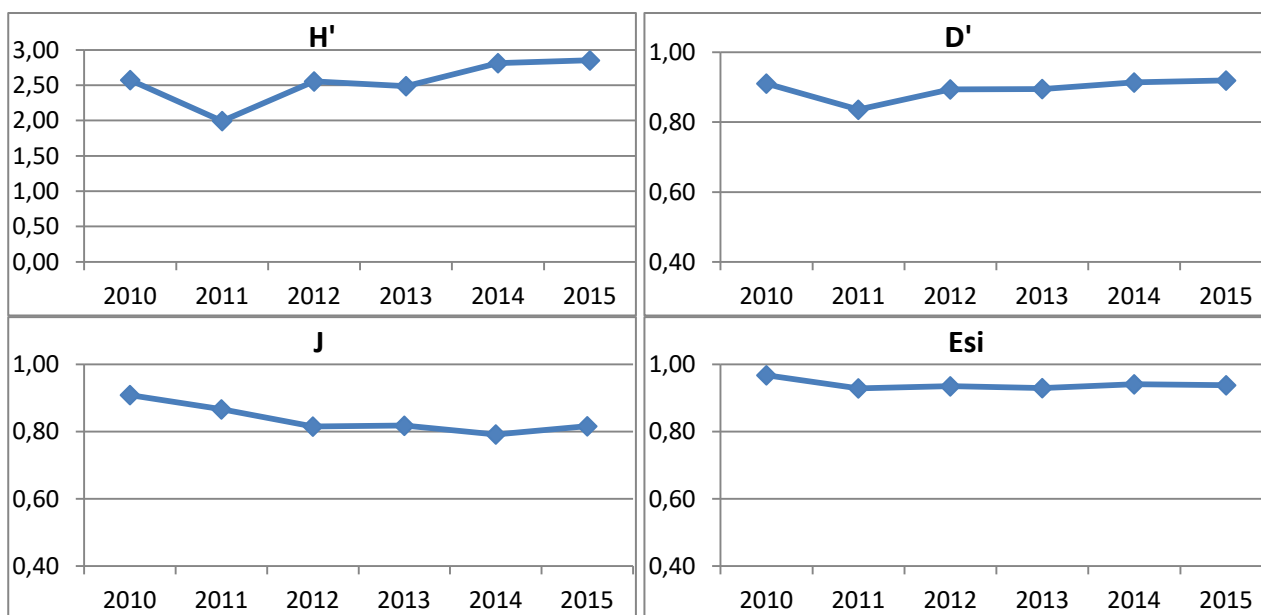


Fig. 10.25 - Andamento dei principali indici nel corso degli anni all'interno dell'area di Bosa.

Tab. 10.18 – Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend degli Indici di Biodiversità all'interno dell'area di Bosa.

Applicazione Rho di Spearman				
Bosa Zona IN	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
H'	0,7143	0,6000	0,7714	0,8857
D'	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857

L'applicazione del Coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (Tab. 10.18) ha messo in risalto incrementi statisticamente significativi per quanto riguarda gli indici di Shannon-Weaver (H') e Simpson (D') (entrambi per P = 0,1). Per quanto riguarda gli indici di equiripartizione il calo mostrato nel corso degli anni ne ha inesorabilmente inficiato l'evidenza statistica.

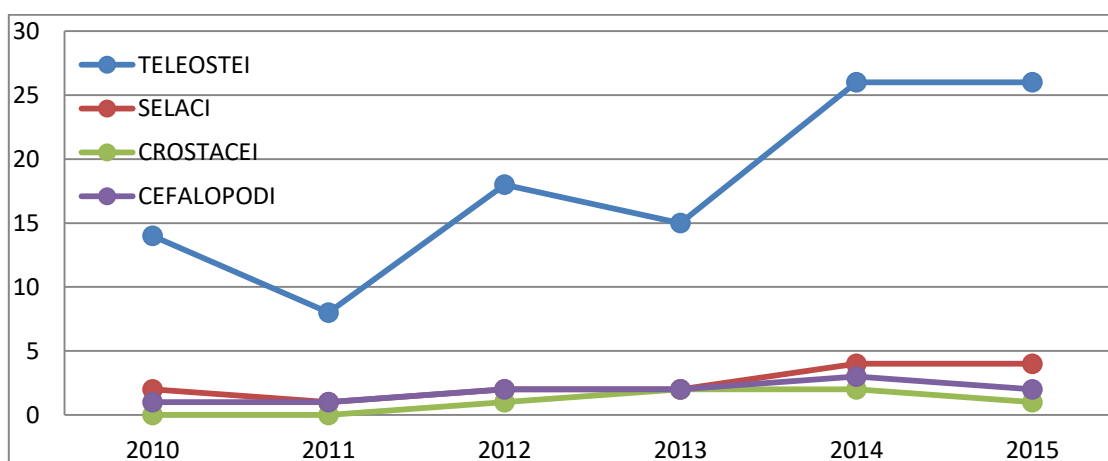


Fig. 10.26 - Andamento del numero di specie dei macrogruppi nel corso degli anni nell'area di Bosa.

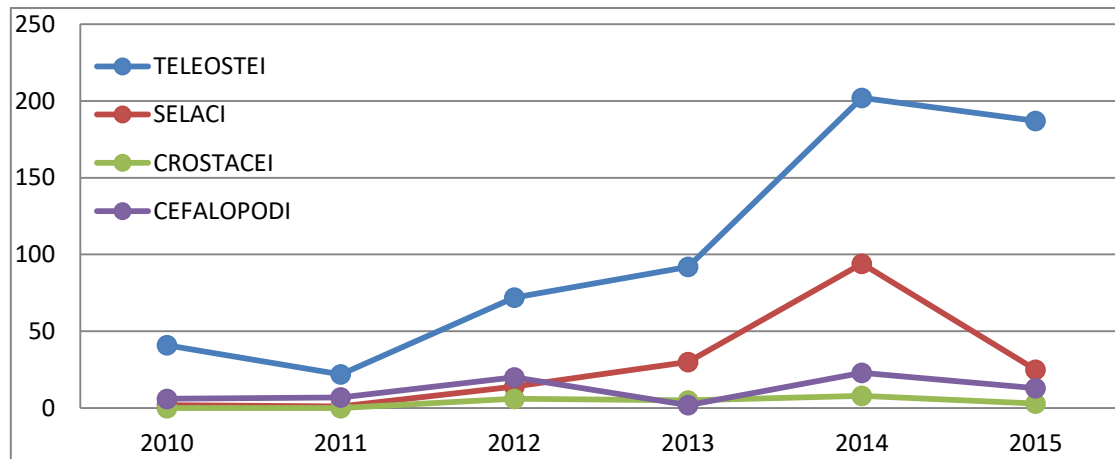


Fig. 10.27 - Andamento del numero di individui totali dei macrogruppi nel corso degli anni nell'area di Bosa.

L'aumento della diversità specifica è confermato dal grafico dell'andamento del numero di specie totali dei principali macrogruppi (Fig. 10.26): le specie di Teleostei, Selaci, Crostacei e Cefalopodi aumentano nel corso degli anni, anche se la percentuale di Teleostei rimane sempre nettamente maggiore rispetto alle altre categorie.

Il calo fatto registrare dagli indici di equiripartizione è probabilmente legato a una situazione di lieve dominanza di alcune specie nei confronti delle altre, come si evince dal grafico dell'andamento del numero di individui totali dei principali macrogruppi (Fig. 10.27), in cui, in particolare nel 2015, si nota come la maggior parte degli individui totali appartiene al macrogruppo dei Teleostei.

Bosa esterno dell'area (ZONA OUT)

Per quanto riguarda l'esterno dell'area, gli indici di diversità H' e D' seguono anche qui andamenti positivi ma la situazione di partenza mette in risalto una condizione di bassa diversità specifica. L'indice di J di Pielou segue un andamento instabile nel corso degli anni attestandosi a valori intorno a 0.8, mentre l'indice di equiripartizione di Simpson si attesta subito a valori alti rispetto a una condizione di partenza leggermente deficitaria (Fig. 10.28).

Tab. 10.19 – Indici di Shannon-Weaver H', Simpson D', Pielou J e Equiripartizione Esi per anno all'esterno dell'area di Bosa.

BOSA OUT						
Anni	Specie	N Ind.	H'	D'	J	Esi
Anno 0	5	12	1,2343	0,6111	0,7669	0,7639
Anno 1	22	296	2,5622	0,8868	0,8289	0,9290
Anno 2	28	1784	2,2910	0,8572	0,6875	0,8889
Anno 3	31	1064	2,6898	0,9031	0,7833	0,9332
Anno 4	60	3011	2,8599	0,9111	0,6985	0,9266
Anno 5	51	1422	3,0077	0,9170	0,7650	0,9354

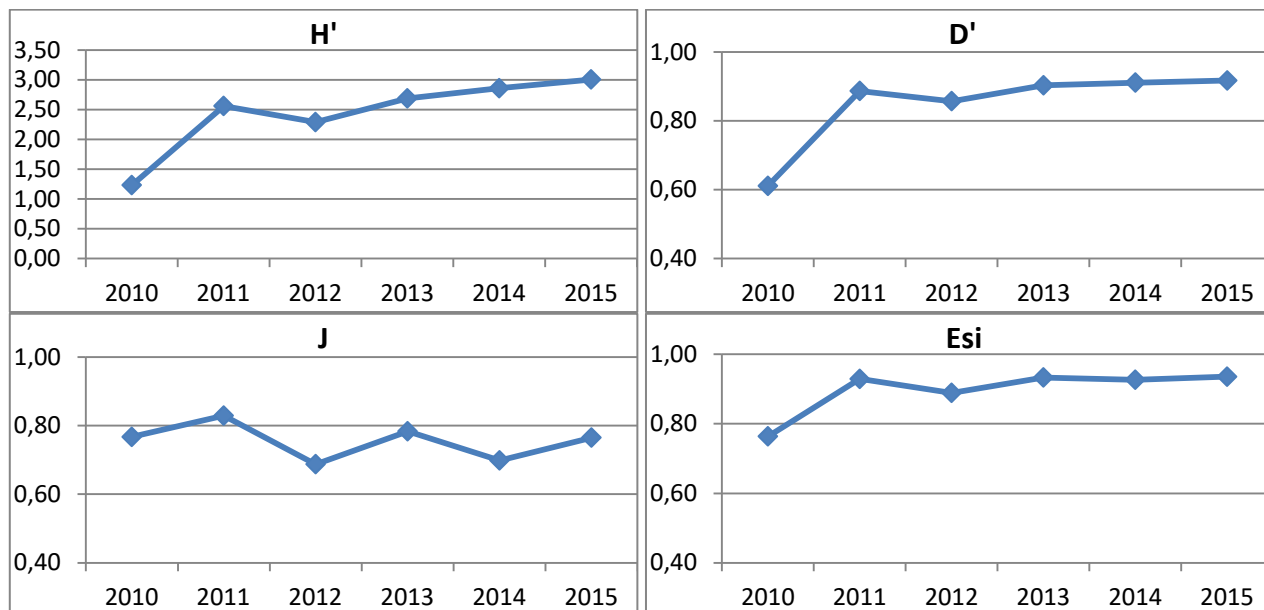


Fig. 10.28 - Andamento dei principali indici nel corso degli anni all'esterno dell'area di Bosa.

Tab. 10.20 – Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend degli Indici di Biodiversità all'esterno dell'area di Bosa.

Applicazione Rho di Spearman				
Bosa Zona OUT	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
H'	0,9437	0,6000	0,7714	0,8857
D'	0,9437	0,6000	0,7714	0,8857
Esi	0,7143	0,6000	0,7714	0,8857

Attraverso l'applicazione del Coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (Tab. 10.20), l'incremento positivo di entrambi gli indici di diversità (H' e D') è risultato essere statisticamente significativo (per entrambi P = 0,01), mentre, rispetto all'interno dell'area, l'indice di equiripartizione Esi ha mostrato anch'esso un incremento statisticamente significativo (P = 0,1).

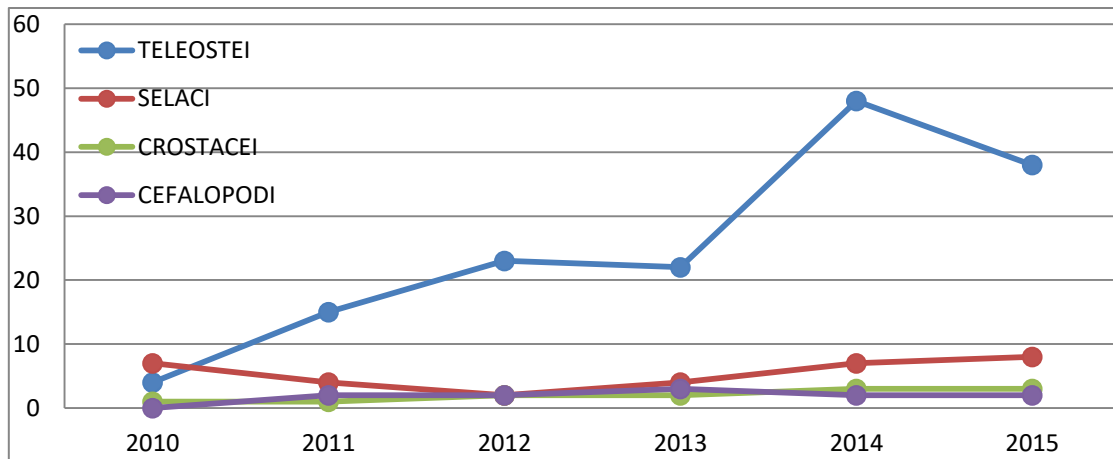


Fig. 10.29 - Andamento del numero di specie dei macrogruppi nel corso degli anni all'esterno dell'area di Bosa.

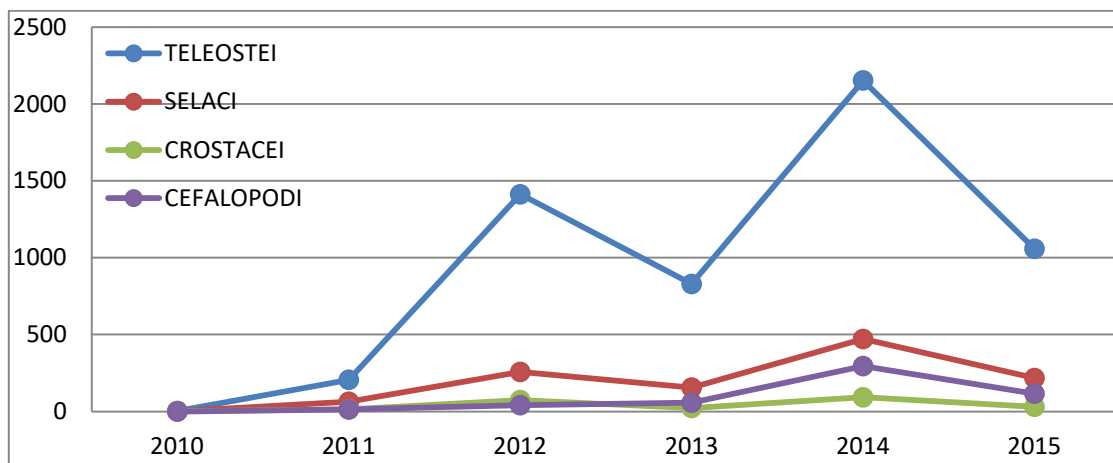


Fig. 10.30 - Andamento del numero di individui totali dei macrogruppi nel corso degli anni all'esterno dell'area di Bosa.

L'aumento della diversità specifica è confermato dal grafico dell'andamento del numero di specie totali dei principali macrogruppi (Fig. 10.29), in cui le specie di Teleostei, Selaci, Crostacei e Cefalopodi aumentano nel corso degli anni, seppur queste ultime tre in maniera decisamente minore.

L'andamento altalenante fatto registrare dall'indice di Pielou è legato all'andamento del numero di individui totali, anch'esso instabile negli anni (Fig. 10.30), ma l'evidenza statistica dell'incremento positivo dell'indice Esi può essere ricondotto alla condizione che si delinea nel 2015, ossia, seppur con una ancora evidente dominanza del numero di Teleostei, tutti e quattro

i macrogruppi sembrano tendere verso una condizione di equilibrio nel numero di individui totali.

Indici a confronto tra zona IN e OUT di Bosa

Di seguito vengono messi a confronto gli Indici calcolati per entrambe le zone di interesse:

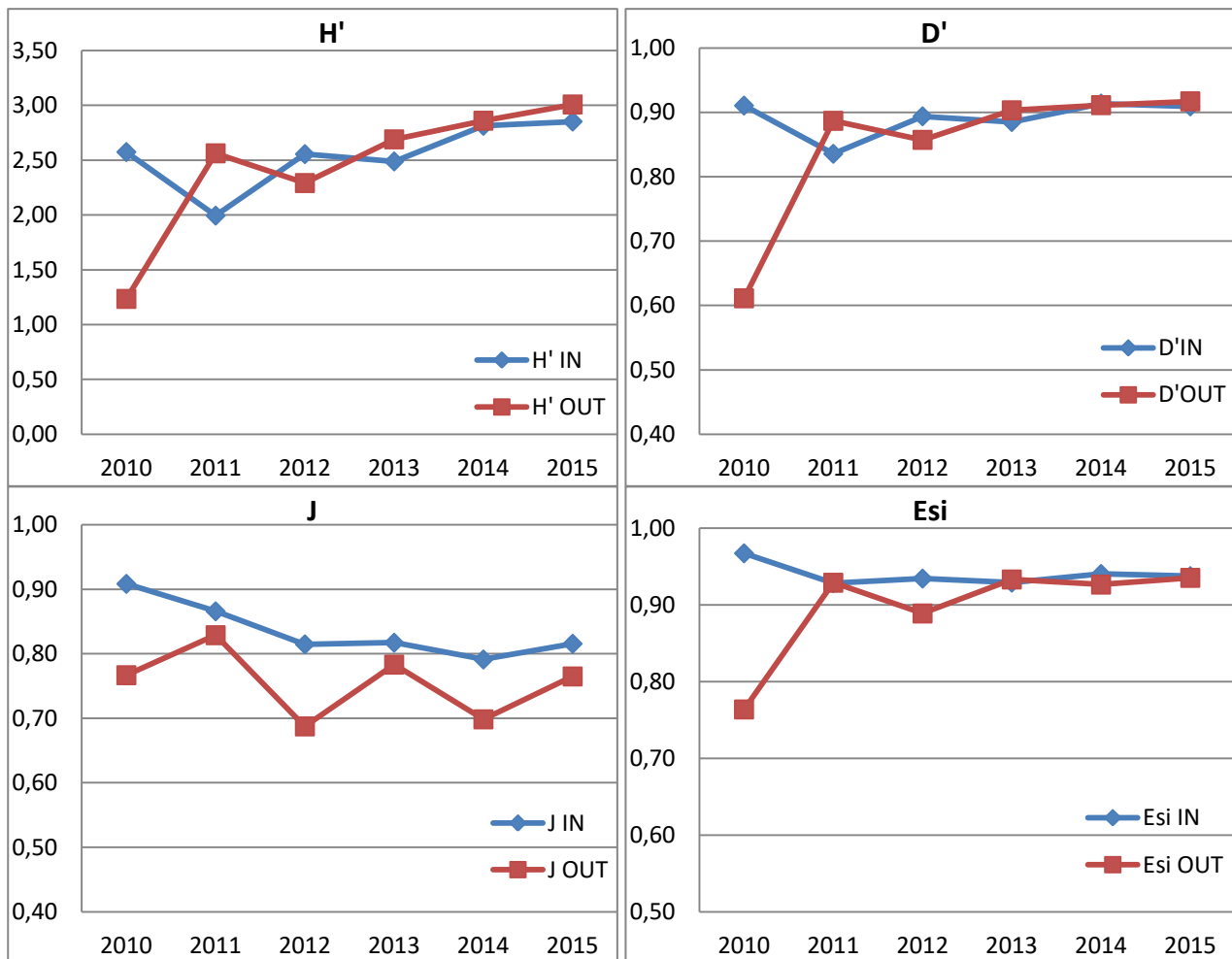


Fig. 10.31 - Confronto fra gli indici di biodiversità fra l'interno e l'esterno dell'area di Bosa.

Il confronto fra gli indici mette in risalto come questi ultimi, dopo una condizione iniziale sostanzialmente diversa, tendano verso dei valori e seguano degli andamenti pressoché simili sia all'interno che all'esterno dell'area, ad eccezione dell'indice J di Pielou, in cui i valori numerici fra l'andamento all'interno e l'esterno dell'area sono discordanti.

Si passa quindi da una condizione di partenza di diversità specifica differente in entrambe le zone, con valori nettamente inferiore per l'esterno dell'area, che nel corso degli anni tende ad uniformarsi, a testimonianza che l'effetto spillover, ampiamente descritto per *P. elephas*, è evidente anche per le altre specie che vivono all'interno dell'area di ripopolamento.

Al fine di valutare se ci siano delle differenze staticamente significative fra l'andamento degli indici dentro e fuori dall'area ($F > F$ critico; valore di significatività < 0.05) è stato applicato il metodo ANOVA (Tab. 10.21), che ha messo in risalto esclusivamente una differenza significativa nell'andamento dell'indice di Pielou, il quale, graficamente, è l'unico che presenta valori numerici che si discostano fra l'interno e l'esterno dell'area.

Tab. 10.21 – Analisi della varianza fra gli indici di biodiversità calcolati all'interno e all'esterno dell'area di Bosa.

ANALISI DELLA VARIANZA FRA H' IN e H' OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	0,033198	1	0,033198	0,131421	0,724507922	4,964603
In gruppi	2,526084	10	0,252608			
Totale	2,559282	11				

ANALISI DELLA VARIANZA FRA D' IN E D' OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	0,005684	1	0,005684	0,769813	0,400862581	4,964603
In gruppi	0,073833	10	0,007383			
Totale	0,079517	11				

ANALISI DELLA VARIANZA FRA J IN E J OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	0,019467	1	0,019467	8,244938	0,016628796	4,964603
In gruppi	0,023611	10	0,002361			
Totale	0,043079	11				

ANALISI DELLA VARIANZA FRA Esi IN E Esi OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	0,005652	1	0,005652	2,404957	0,151996773	4,964603
In gruppi	0,0235	10	0,00235			
Totale	0,029151	11				

Buggerru interno dell'area (ZONA IN)

Per quanto riguarda l'interno dell'area di Buggerru (Fig. 10.32) si nota come l'indice di Shannon-Weaver aumenta negli anni, ad indicare un aumento della diversità specifica. L'indice di Simpson si attesta ad un valore massimo nell'anno 2015: essendo un indice che tiene conto anche della equiripartizione fra le specie, è quest'ultima la causa che probabilmente ha influito nel raggiungimento dei valori elevati. A conferma di ciò notiamo un andamento scostante di entrambi gli indici di equiripartizione (J e Esi). In linea di massima, la situazione generale venutasi a creare nel 2015 è indice di una buona diversità specifica e di una buona equiripartizione fra le specie.

Tab. 10.22 –Indici di Shannon-Weaver H' , Simpson D' , Pielou J e Equiripartizione Esi per anno all'interno dell'area di Buggerru.

BUGGERRU IN						
Anni	Specie	N Ind.	H'	D'	J	Esi
Anno 0	11	22	2,0375	0,8512	0,8914	0,9364
Anno 1	16	68	2,0431	0,8397	0,8167	0,8995
Anno 2	25	133	2,0448	0,8281	0,7421	0,8626
Anno 3	10	35	1,9112	0,8016	0,8300	0,8907
Anno 4	16	72	2,0689	0,7948	0,7383	0,8477
Anno 5	24	93	2,8536	0,9280	0,8979	0,9683

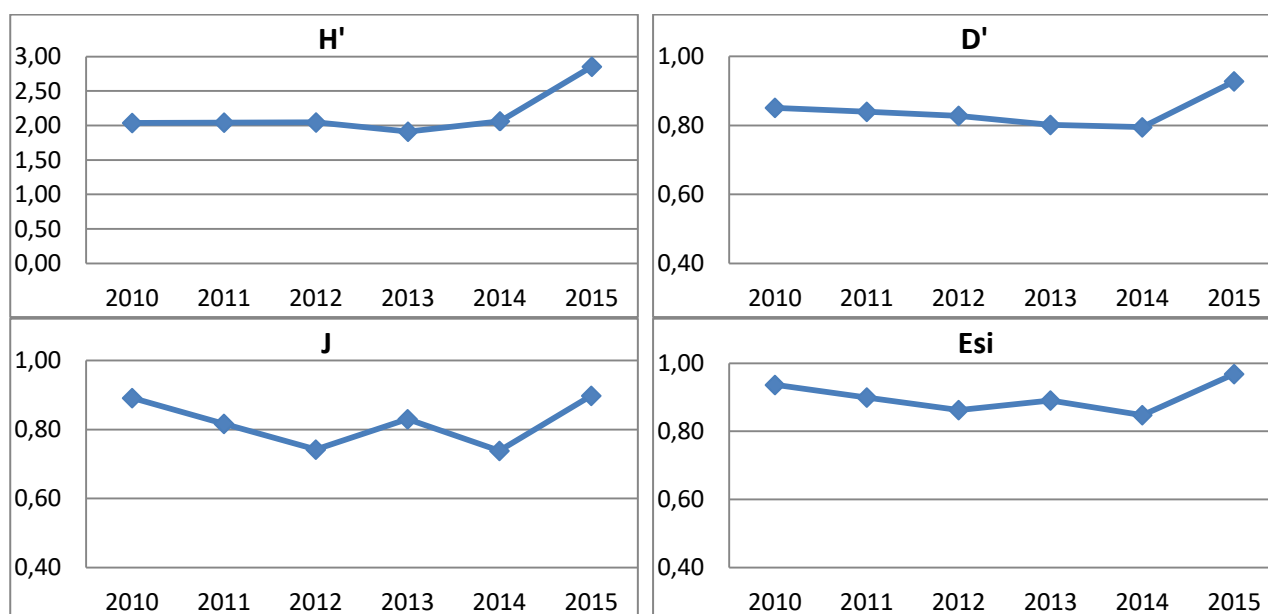


Fig. 10.32 - Andamento dei principali indici nel corso degli anni all'interno dell'area di Buggerru.

Tab. 10.23 – Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend degli Indici di Biodiversità all'interno dell'area di Buggerru.

Applicazione Rho di Spearman				
Buggerru Zona IN	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
H'	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857

L'applicazione del Coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (Tab. 10.23) mostra un incremento statisticamente significativo ($P = 0,1$) esclusivamente per l'indice di diversità di Shannon-Weaver (H'). La leggera flessione mostrata dagli altri indici a cavallo degli anni 2012/2014 non ha probabilmente permesso di verificarne l'evidenza statistica nonostante l'apparente incremento nel corso degli anni, e il raggiungimento di valori più alti nell'ultimo anno di indagine.

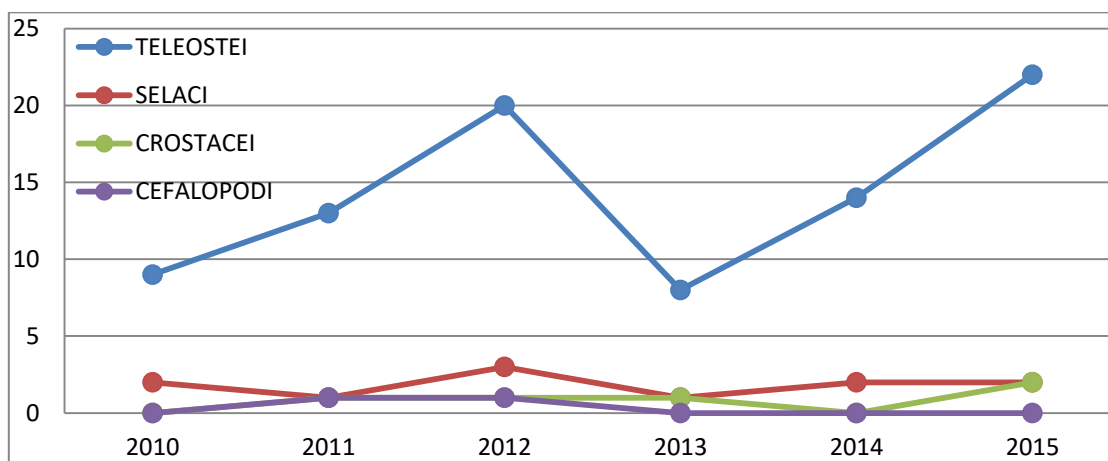


Fig. 10.33 - Andamento del numero di specie dei macrogruppi nel corso degli anni all'interno dell'area di Buggerru.

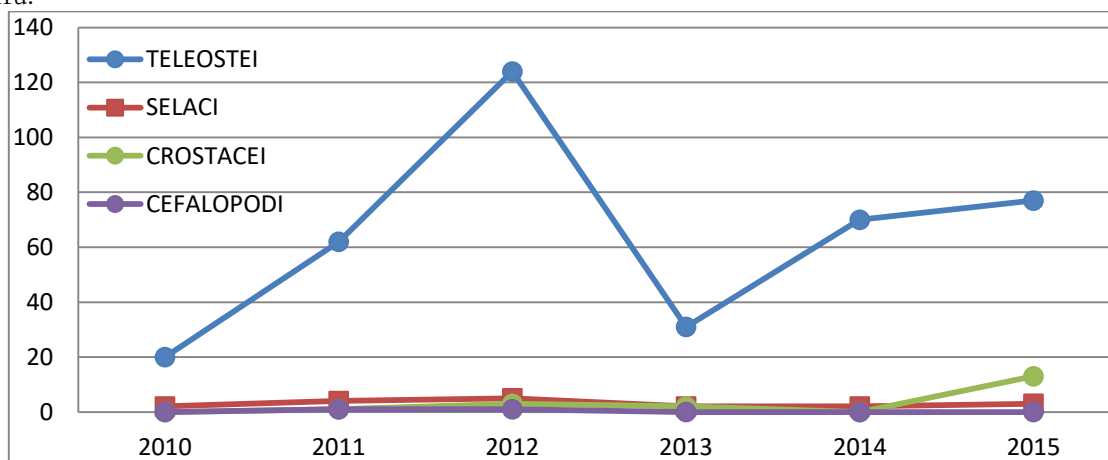


Fig. 10.34 - Andamento del numero di individui totali dei macrogruppi nel corso degli anni all'interno dell'area di Buggerru.

L'andamento del numero di specie ed individui totali dei principali macrogruppi (Fig. 10.33 e 10.34), evidenzia la situazione in cui i Teleostei sono i soli interessati ad una crescita cospicua negli anni, seppur con un calo registrato fra il 2013 e il 2014.

Nell'ultimo anno di indagine i valori degli altri macrogruppi tendono ad evidenziare un leggero incremento, che legato ad una diminuzione del numero di individui totali dei Teleostei, è responsabile dell'innalzamento degli indici di equiripartizione nel 2015.

Buggerru esterno dell'area (ZONA OUT)

Gli indici di diversità H' e D' all'esterno dell'area di Buggerru seguono un andamento simile rispetto all'interno dell'area, benché le situazioni di partenza siano nettamente diverse. Infatti si parte da una situazione in cui la diversità specifica è molta bassa e le specie non godono di una buona equidistribuzione. Questi valori si attestano ad una soglia medio-bassa sino ad innalzarsi a valori medio-alti nel solo anno 2015.

Per quanto riguarda gli indici di equidistribuzione l'andamento è diametralmente opposto: essi crescono sino al 2014 per poi seguire un decremento sensibile nel 2015.

Tab. 10.24 – Indici di Shannon-Weaver H' , Simpson D' , Pielou J e Equiripartizione E_{si} per anno all'esterno dell'area di Buggerru.

BUGGERRU OUT						
Anni	Specie	N Ind.	H'	D'	J	E_{si}
Anno 0	6	111	1,3287	0,5902	0,5498	0,6357
Anno 1	11	275	1,3748	0,6050	0,5733	0,6655
Anno 2	13	148	1,4078	0,6469	0,7194	0,7336
Anno 3	12	143	1,3837	0,6115	0,7834	0,8538
Anno 4	14	155	1,3949	0,7100	0,9602	0,9600
Anno 5	17	152	2,1509	0,8298	0,7592	0,8817

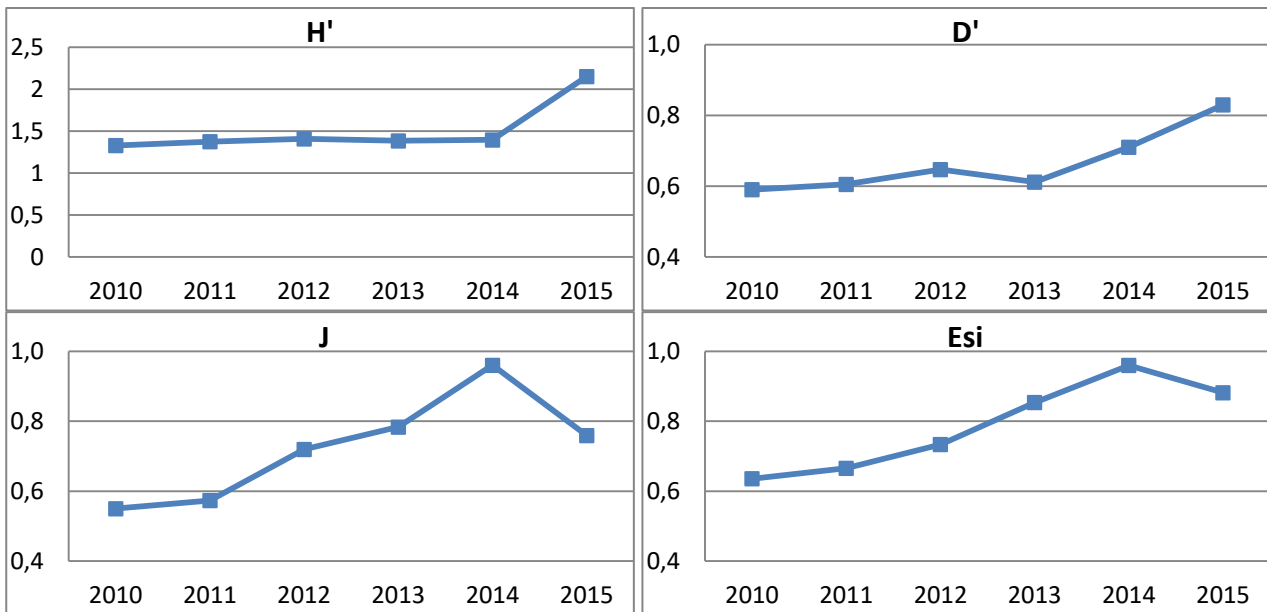


Fig. 10.35 - Andamento dei principali indici nel corso degli anni all'esterno dell'area di Buggerru.

Tab. 10.25 – Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend degli Indici di Biodiversità all'esterno dell'area di Buggerru.

Applicazione Rho di Spearman				
Buggerru Zona OUT	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
H'	0,8286	0,6000	0,7714	0,8857
D'	0,9429	0,6000	0,7714	0,8857
J	0,8286	0,6000	0,7714	0,8857
Esi	0,9429	0,6000	0,7714	0,8857

Attraverso l'applicazione del Coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (Tab. 10.25), l'incremento di tutti gli indici è risultato essere statisticamente significativo (per H' e J $P = 0,01$, per D' e Esi $P = 0,01$).

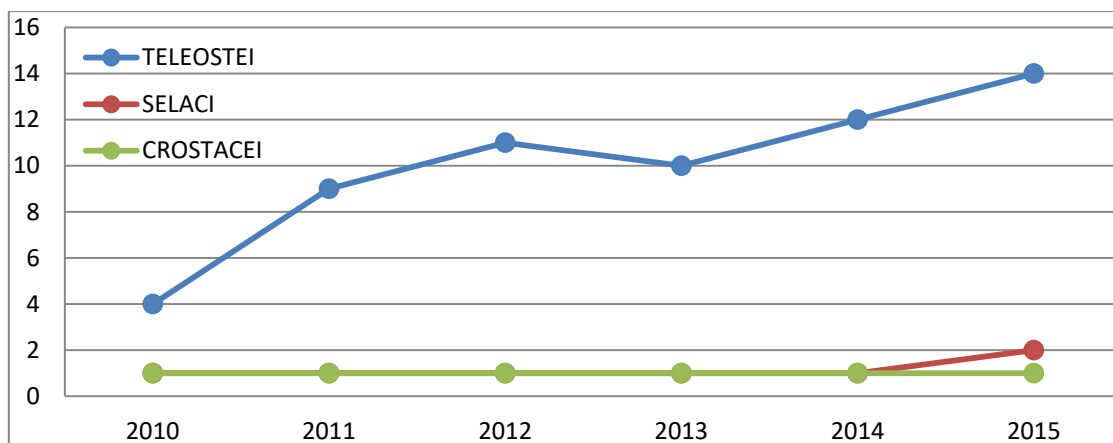


Fig. 10.36 -Andamento del numero di specie dei macrogruppi nel corso degli anni all'esterno dell'area di Buggerru.

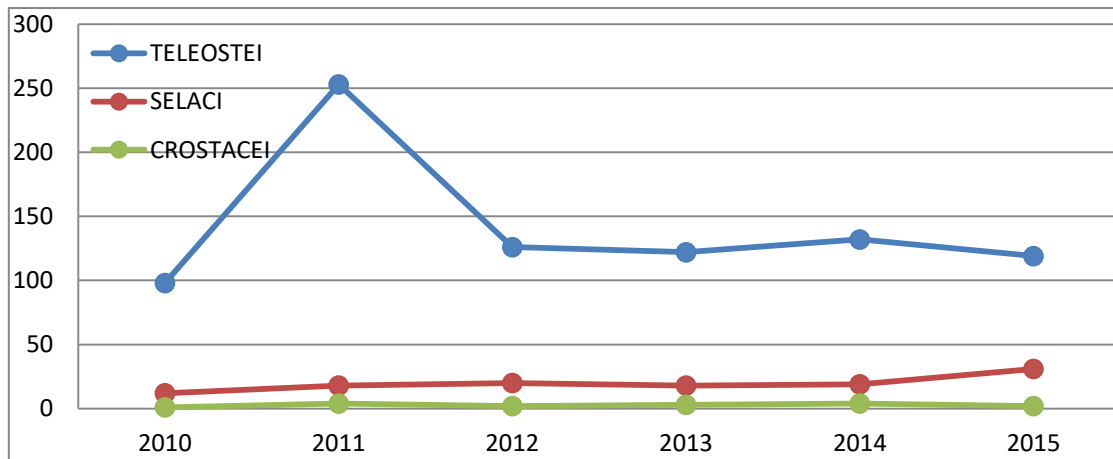
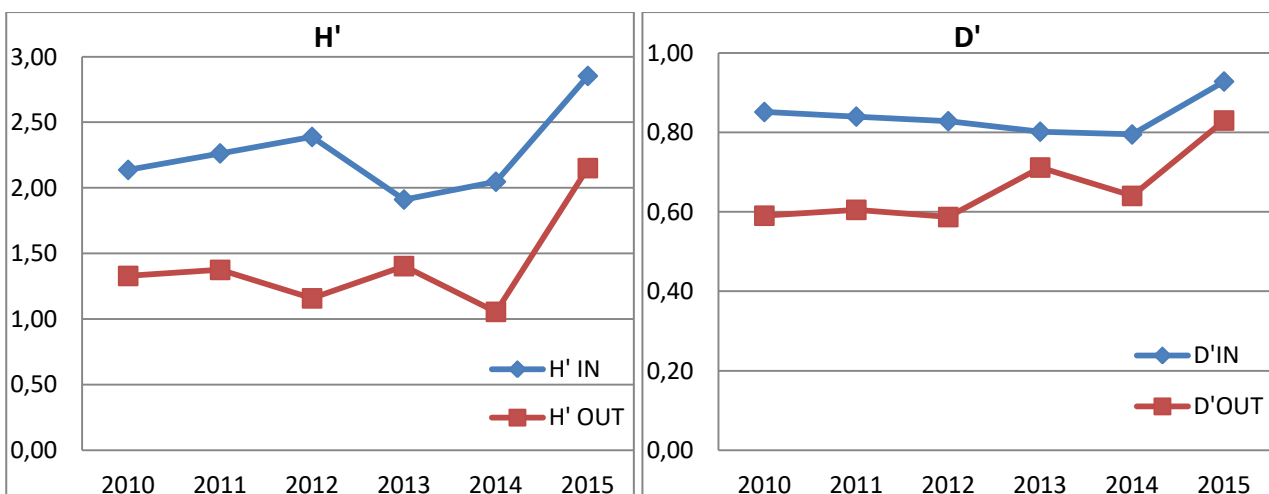


Fig. 10.37 - Andamento del numero di individui totali dei macrogruppi nel corso degli anni all'esterno dell'area di Buggerru.

L'andamento del numero di specie ed individui totali dei principali macrogruppi (Fig. 10.36 e 10.37), rispecchia quello mostrato all'interno dell'area, in cui solamente i Teleostei presentano un incremento sostanziale nel corso degli anni. La situazione verificatasi nell'ultimo anno di indagine mostra una condizione di massima diversità dovuta all'aumento del numero di specie dei Teleostei stessi, ed una stabilizzazione del numero totale di individui verso una condizione di buona equiripartizione generale.

Indici a confronto tra zona IN e OUT di Buggerru

Di seguito vengono messi a confronto gli Indici calcolati per entrambe le zone di interesse:



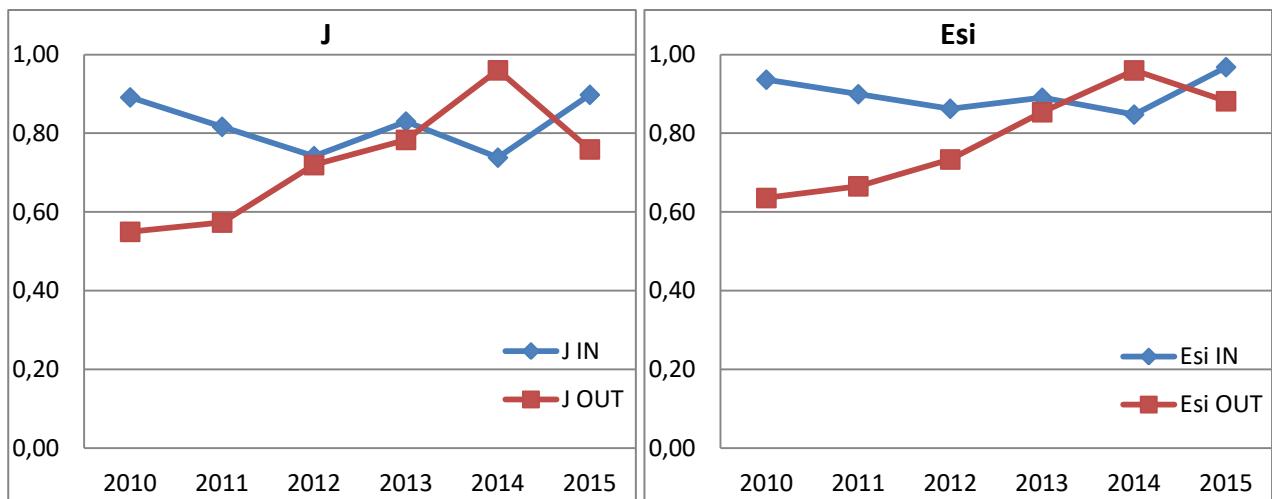


Fig. 10.38 - Confronto fra gli indici di biodiversità fra l'interno e l'esterno dell'area di Buggerru.

Dal confronto degli indici fra l'interno e l'esterno dell'area (Fig.10.38) si nota come i valori di diversità specifica siano decisamente più elevati all'interno dell'area, con i valori registrati all'esterno che, pur accrescendosi nel corso degli anni, non arrivano ad equipararsi a quelli registrati all'interno. Per quanto riguarda l'equidistribuzione delle specie, gli indici mostrano una condizione di partenza differente fra interno ed esterno, ma in questo caso nel corso degli tendono a congiungere i propri andamenti. Anche in questo caso sembra che l'effetto spillover sia evidente anche per le altre specie, le quali fuoriuscendo dall'area hanno permesso l'aumento della diversità specifica e il raggiungimento di una buona condizione di equiripartizione

Al fine di valutare se ci siano delle differenze staticamente significative fra l'andamento degli indici dentro e fuori dall'area ($F > F$ critico; valore di significatività < 0.05) è stato applicato il metodo ANOVA (Tab. 10.26), che ha messo in risalto una differenza statisticamente significativa nell'andamento degli indici di diversità di Shannon-Weaver H' e Simpson D' , a conferma dei due andamenti che presentano valori completamente diversi. Come mostrato graficamente anche per gli indici di equiripartizione, l'analisi della varianza non ha mostrato differenze per gli indici J ed Esi.

Tab. 10.26 – Analisi della varianza fra gli indici di biodiversità calcolati all'interno e all'esterno dell'area di Buggerru.

ANALISI DELLA VARIANZA FRA H' IN e H' OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	2,193353	1	2,193353	16,910040	0,002103	4,964603
In gruppi	1,297071	10	0,129707			
Totale	3,490424	11				

ANALISI DELLA VARIANZA FRA D' IN E D' OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	0,097214	1	0,097214	17,161184	0,002003	4,964603
In gruppi	0,056648	10	0,005665			
Totale	0,153862	11				

ANALISI DELLA VARIANZA FRA J IN E J OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	0,027180	1	0,027180	1,974457	0,190272	4,964603
In gruppi	0,137659	10	0,013766			
Totale	0,043079	11				

ANALISI DELLA VARIANZA FRA Esi IN E Esi OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	0,037973	1	0,037973	4,037424	0,072255	4,964603
In gruppi	0,094052	10	0,009405			
Totale	0,132025	11				

Castelsardo interno dell'area (ZONA IN)

L'interno dell'area di Castelsardo è la zona che si comporta in maniera diversa rispetto a quelle analizzate sinora: la situazione di partenza descrive una condizione di alta diversità specifica e una buona condizione di equiripartizione, ma tutti gli indici calcolati mostrano un leggero calo dei valori nel corso degli anni sino al 2014, per poi risalire nel 2015. In linea di massima, nonostante i valori decrescano, i dati mettono in luce una condizione di sostanziale equilibrio: difatti valori di H' di 2.7 e di D' di 0.91, quelli più bassi registrati, sono indice di una buona diversità biologica e ottima equiripartizione.

Tab. 10.27 – Indici di Shannon-Weaver H' , Simpson D' , Pielou J e Equiripartizione Esi per anno all'interno dell'area di Castelsardo.

CASTELSARDO IN						
Anni	Specie	N Ind.	H'	D'	J	Esi
Anno 0	11	100	2,8945	0,9145	0,8103	0,9287
Anno 1	26	252	2,9136	0,9228	0,8219	0,9494
Anno 2	41	413	3,0985	0,9371	0,8344	0,9605
Anno 3	36	240	2,9646	0,9205	0,8273	0,9468
Anno 4	29	273	2,7814	0,9115	0,8260	0,9440
Anno 5	39	507	2,9300	0,9222	0,7998	0,9464

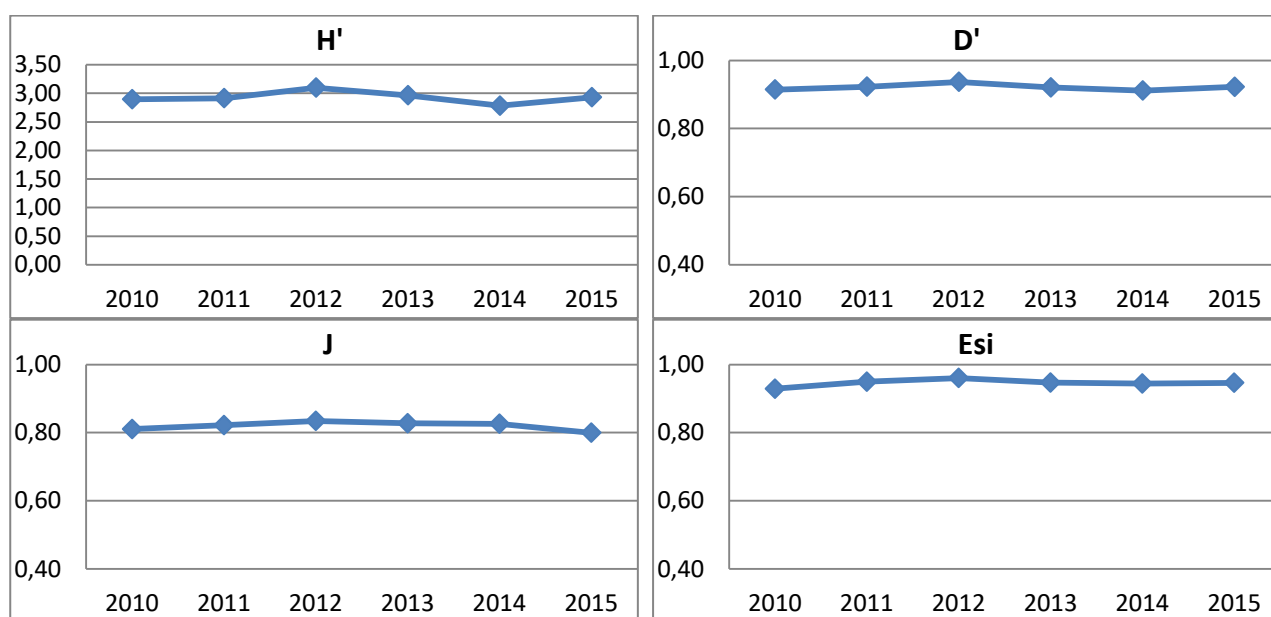


Fig. 10.39 - Andamento dei principali indici nel corso degli anni all'interno dell'area di Castelsardo.

In virtù di questi andamenti, l'applicazione del Coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman non ha mostrato incrementi statisticamente significativi di tutti gli indici.

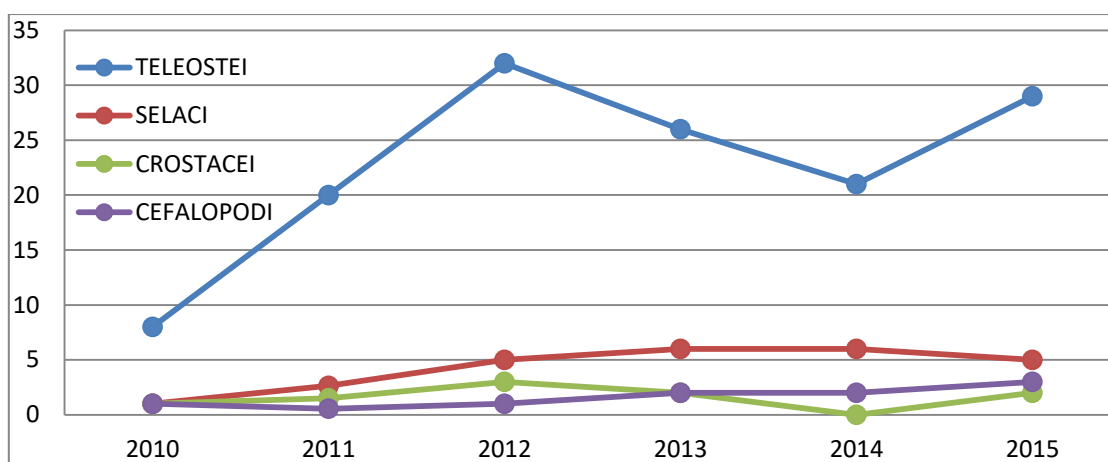


Fig. 10.40 - Andamento del numero di specie dei macrogruppi nel corso degli anni all'interno dell'area di Castelsardo.

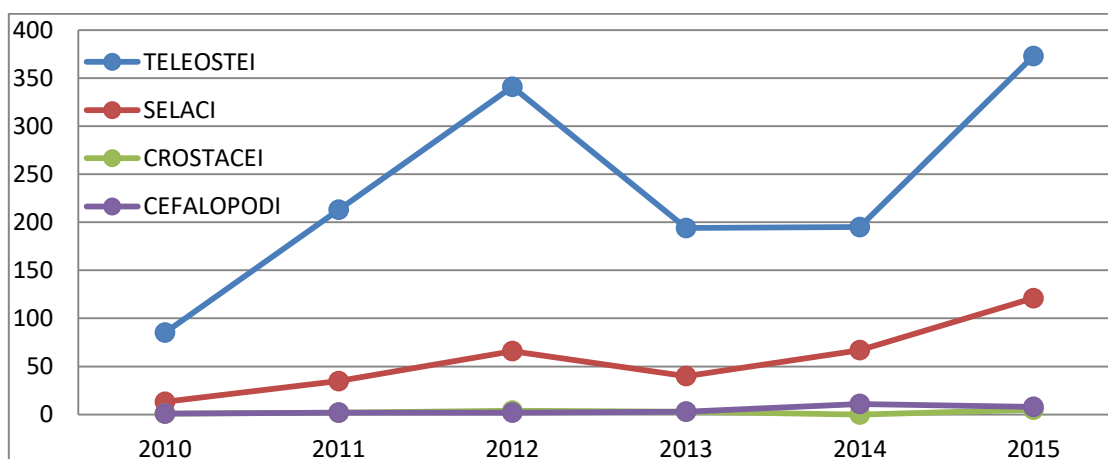


Fig. 10.41 - Andamento del numero di individui totali dei macrogruppi nel corso degli anni all'interno dell'area di Castelsardo.

Come notato nelle altre aree, anche per l'interno dell'area di Castelsardo gli incrementi maggiori sono risultati significativi per la macrocategoria dei Teleostei. L'andamento di questi ultimi e delle altre macrocategorie sia nel numero di specie totali che nel numero di individui totali, esprime e conferma una condizione di equilibrio sia negli incrementi che nei decrementi nel corso degli anni.

Castelsardo esterno dell'area (ZONA OUT)

Per quanto riguarda l'esterno dell'area, l'andamento degli indici di diversità partono da una condizione iniziale di diversità specifica molto bassa, toccano il loro apice nel 2012, per poi orientarsi verso valori medio-alti. Stesso andamento anche per gli indici di equiripartizione: da una condizione di bassa equidistribuzione delle specie nel corso degli si attestano a valori medio alti negli ultimi anni di indagine.

Tab. 10.28 – Indici di Shannon-Weaver H' , Simpson D' , Pielou J e Equiripartizione Esi per anno all'esterno dell'area di Castelsardo.

CASTELSARDO OUT						
Anni	Specie	N Ind.	H'	D'	J	Esi
Anno 0	11	49	1,4609	0,5831	0,6093	0,6414
Anno 1	14	670	1,9353	0,8263	0,7545	0,8551
Anno 2	14	624	2,1792	0,8671	0,8258	0,9338
Anno 3	17	353	2,0069	0,8117	0,7411	0,8640
Anno 4	16	549	1,9785	0,8350	0,8577	0,8998
Anno 5	16	625	2,0158	0,8712	0,8614	0,9081

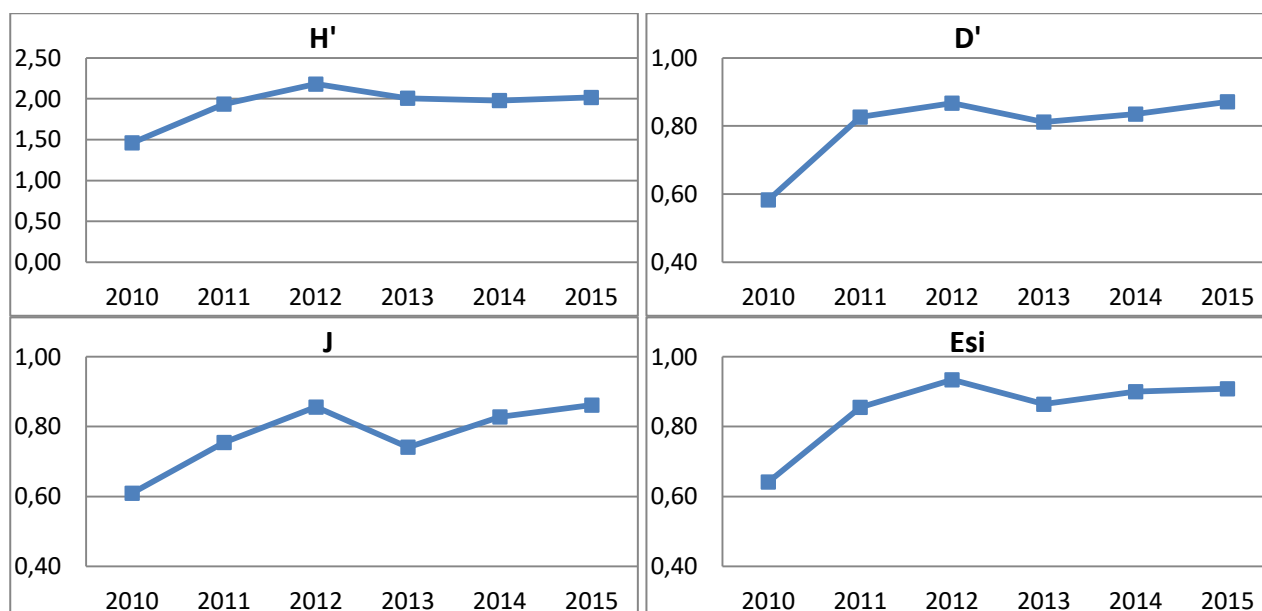


Fig. 10.42 - Andamento dei principali indici nel corso degli anni all'esterno dell'area di Castelsardo.

Tab. 10.29 – Applicazione del Test Rho di Spearman sui trend degli Indici di Biodiversità all'esterno dell'area di Castelsardo.

Applicazione Rho di Spearman				
Castelsardo ZONA OUT	Rho	p 0,1	p 0,05	p 0,01
H'	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857
D'	0,7142	0,6000	0,7714	0,8857
J	0,7142	0,6000	0,7714	0,8857
Esi	0,6571	0,6000	0,7714	0,8857

L'applicazione del Coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman (Tab.10.29) mostra un incremento statisticamente significativo ($P = 0,1$) per l'andamento di tutti gli indici calcolati per l'esterno dell'area.

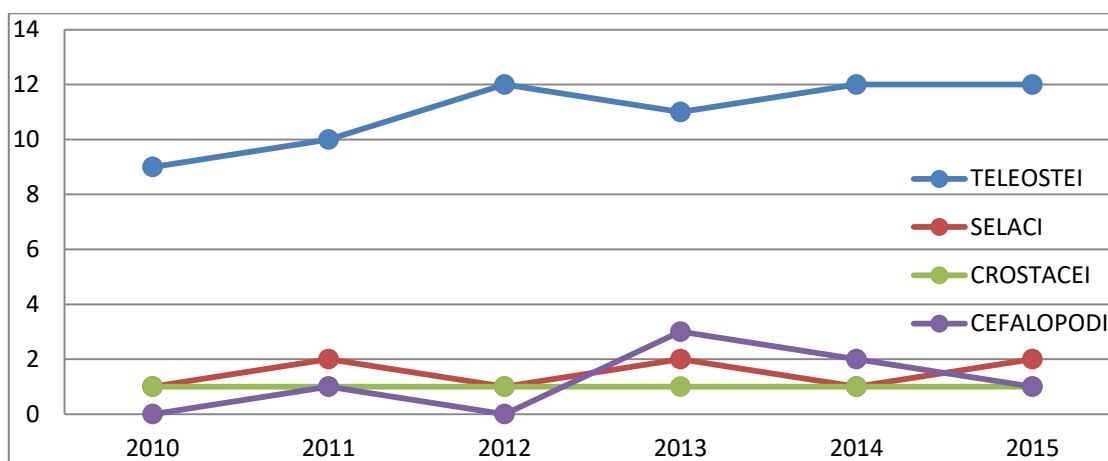


Fig. 10.43 - Andamento del numero di specie dei macrogruppi nel corso degli anni all'esterno dell'area di Castelsardo.

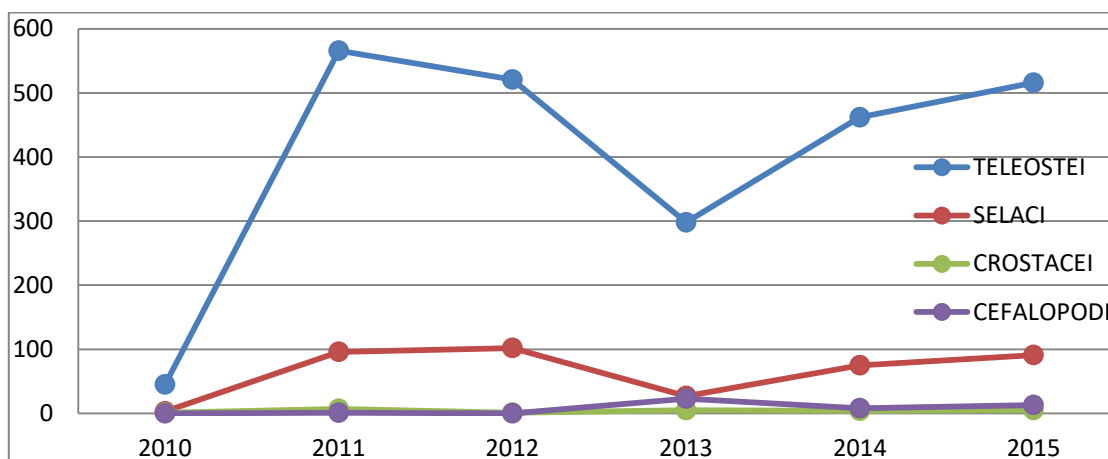


Fig. 10.44 - Andamento del numero di individui totali dei macrogruppi nel corso degli anni all'esterno dell'area di Castelsardo.

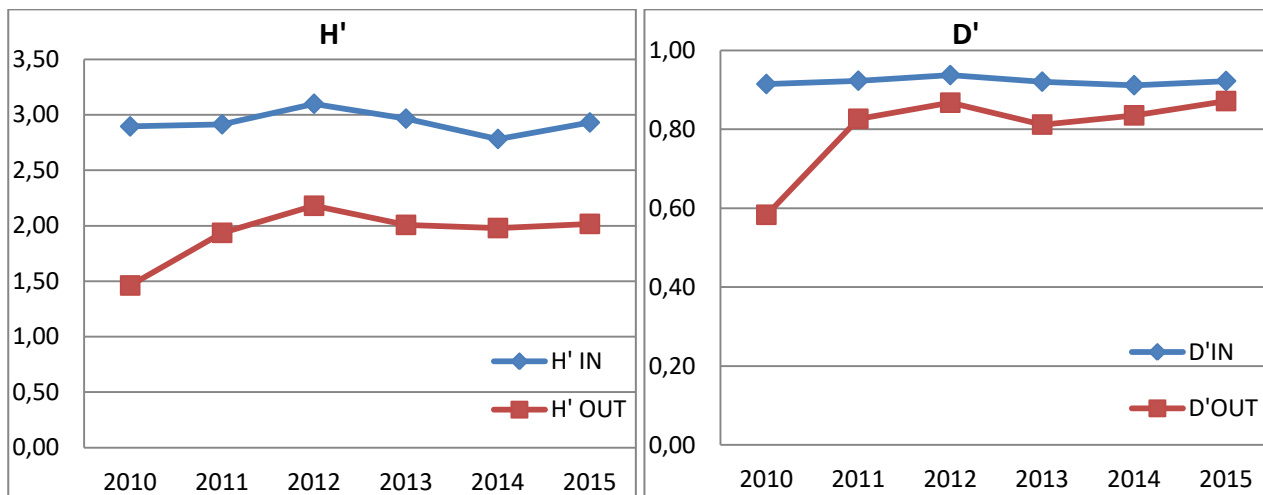
L'aumento della diversità specifica è confermato dal grafico dell'andamento del numero di specie totali (Fig. 10.43), le quali aumentano, seppur in maniera esigua, nel corso degli anni, anche se la percentuale di Teleostei è nettamente maggiore rispetto alle altre categorie.

Come si evince, inoltre, dal grafico dell'andamento del numero di individui totali (Fig. 10.44), i picchi maggiori riscontrati per tutte le specie coincidono con i valori più alti mostrati dagli indici di equiripartizione negli stessi anni.

Indici a confronto tra zona IN e OUT di Castelsardo

Di seguito vengono messi a confronto gli Indici calcolati per entrambe le zone di interesse:

Il confronto degli indici dentro e fuori dall'area ha messo subito in risalto come gli indici di diversità abbiamo valori distanti fra loro, seppur l'indice di Simpson D' calcolato per l'esterno dell'area si avvicini ai valori registrati all'interno. Gli indici di equiripartizione, dopo una condizione di partenza differente, nel corso degli anni tendono verso andamenti simili; in linea generale all'esterno dell'area si parte da una condizione iniziale di bassa diversità specifica e bassa equiripartizione, che nel corso degli anni tende verso valori medio-alti frutto, anche in questo caso, dell'effetto spillover



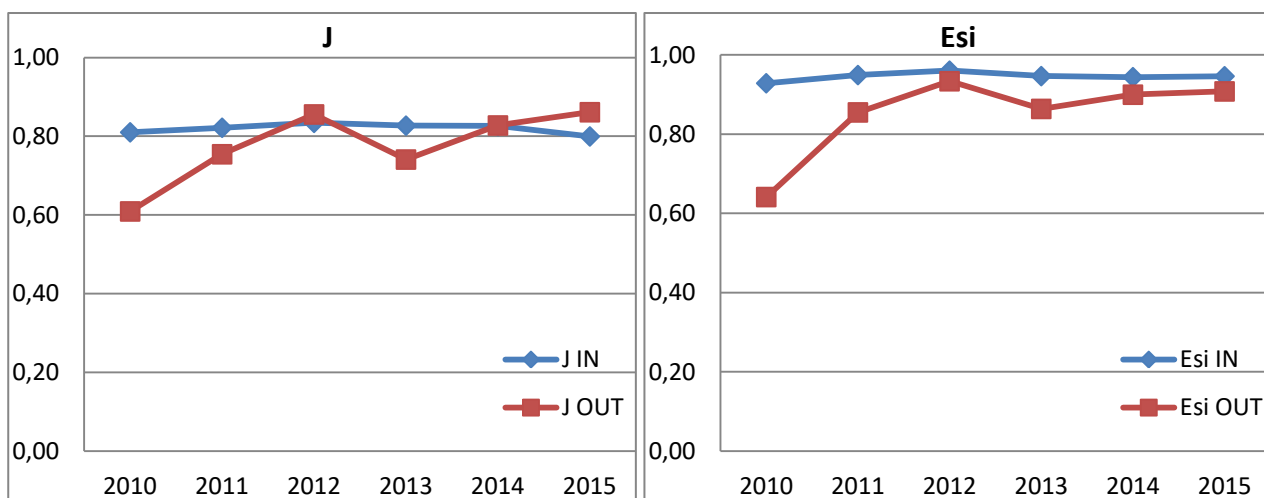


Fig. 10.45 - Confronto fra gli indici di biodiversità fra l'interno e l'esterno dell'area di Castelsardo.

Al fine di valutare se ci siano delle differenze staticamente significative fra l'andamento degli indici dentro e fuori dall'area ($F > F$ critico; valore di significatività < 0.05) è stato applicato il metodo ANOVA (Tab. 10.30), che ha messo in risalto una differenza statisticamente significativa nell'andamento degli indici di diversità di Shannon-Weaver H' e Simpson D' , a conferma dei grafici in cui i due andamenti presentano valori completamente diversi. Come mostrato graficamente anche per gli indici di equiripartizione, l'analisi della varianza non ha mostrato differenze per gli indici J ed Esi.

Tab. 10.30 – Analisi della varianza fra gli indici di biodiversità calcolati all'interno e all'esterno dell'area di Castelsardo.

ANALISI DELLA VARIANZA FRA H' IN e H' OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	3,006020	1	3,006020	85,637320	3,2196E-06	4,964603
In gruppi	0,351018	10	0,035102			
Totale	3,357038	11				

ANALISI DELLA VARIANZA FRA D' IN e D' OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	0,044912	1	0,044912	7,603907	0,020216	4,964603
In gruppi	0,059065	10	0,005906			
Totale	0,103977	11				

ANALISI DELLA VARIANZA FRA J IN E J OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	0,006072	1	0,006072	1,302785	0,280301	4,964603
In gruppi	0,046609	10	0,004661			
Totale	0,052682	11				

ANALISI DELLA VARIANZA FRA Esi IN E Esi OUT

Origine della variazione	SQ	gdl	MQ	F	Valore di significatività	F crit
Tra gruppi	0,027423	1	0,027423	4,799129	0,053274	4,964603
In gruppi	0,057141	10	0,005714			
Totale	0,084564	11				

Capitolo 11

Conclusioni

Negli ultimi decenni l'aumento progressivo delle attività di pesca e l'utilizzo di imbarcazioni sempre più efficienti e di tecnologie sofisticate hanno portato a un preoccupante declino degli stock di numerose specie di interesse commerciale, sia pelagiche che demersali (FAO, 2004). Infatti, anche le risorse ittiche, pur rientrando nella categoria 'rinnovabili', vanno incontro a esaurimento se non gestite correttamente. Per questo motivo è fondamentale che le specie ittiche siano gestite in maniera tale da garantirne la fruizione per le generazioni attuali ma anche la disponibilità per quelle future. Questo rappresenta il principio del cosiddetto 'sviluppo sostenibile', sul quale si dovrebbero basare le restrizioni in ambito di pesca, al fine di evitare il depauperamento irreversibile degli stock di più alto valore commerciale.

Il recente riconoscimento dell'incremento di queste 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 a una conservazione "attiva" del mare (Hockey e Branch, 1997; Lubchenco, 1997). In questo contesto, le aree marine protette come le no-take areas, hanno raggiunto una notevole popolarità come strumenti per mantenere la biodiversità marina, assicurare la conservazione ma anche ricostituire le zone di pesca circostanti (Halpern, 2003; Stelzenmüller *et al.*, 2007; Goni *et al.*, 2008).

Nel caso specifico dell'aragosta rossa, *Palinurus elephas*, negli ultimi anni ci si era resi sempre più conto che le regolamentazioni gestionali in vigore (norme comunitarie e nazionali) non risultavano più sufficienti a garantire uno sfruttamento razionale della risorsa. In generale in bibliografia, è stato notato che soprattutto le specie con moderata mobilità e soggette a un

elevato livello di mortalità da pesca possono registrare le migliori risposte alla protezione (Micheli *et al.*, 2004; Goni *et al.*, 2008): le aragoste, che hanno un elevato valore commerciale, beneficiano in particolar modo dell'attivazione di piccole aree protette (Smith *et al.*, 2001; Follesa *et al.*, 2009). Edgar e Barrett (1999) documentarono uno straordinario incremento della biomassa delle aragoste dopo l'implementazione della riserva dell'isola di Santa Maria, in Tasmania, mentre Lester *et al.*, 2009, mostrarono che le aragoste sono quelle specie che presentano i maggiori e significativi benefici dalla protezione. In questo contesto, quindi, l'aragosta rossa *P.elephas* è un modello di specie altamente rappresentativo. I risultati raggiunti nelle aree di ripopolamento indagate in questo studio possono rappresentare un esempio importante.

Il punto fondamentale della ricerca di questa tesi è stato, quindi, valutare la funzionalità, attraverso repliche spaziali effettuate con cadenza quindicinali, delle aree di ripopolamento di Su Pallosu, Bosa, Buggerru e Castelsardo su una scala temporale, in prima istanza, di cinque anni. Le tre aree di Bosa, Buggerru e Castelsardo, istituite nel 2010 e attive fino al 2015, hanno dato una conferma di quanto già osservato nell'area pilota di Su Pallosu, istituita nel 1998 e tenuta attiva sino al 2012. L'esperienza eseguita nell'area pilota di Su Pallosu è stata utilizzata, quindi, oltre che per confrontare il successo dell'esperienza nei primi cinque anni di attività con quanto accaduto nelle altre aree di Buggerru, Castelsardo e Bosa, anche per dare evidenza a una serie di risultati raggiungibili in un arco di temporale più ampio, appunto quindicinale.

Una valutazione affidabile degli effetti positivi raggiungibili in un'area di ripopolamento si basa su un disegno di campionamento robusto basato su controlli temporali e spaziali, come osservato anche da Claudet e Guidetti nel 2010. Numerosi sono, infatti, gli studi riguardanti l'effettiva funzionalità delle aree di ripopolamento, che tuttavia, a causa della mancanza di un robusto disegno di campionamento e di un set rappresentativo di dati, hanno messo in luce

solo risultati nella loro complessità, basati solo su un numero limitato di anni di sperimentazione, senza considerare la cadenza temporale dei dati. Ad esempio, Goni *et al.* nel 2001, effettuò uno studio su un'area marina protetta, la riserva marina Columbretes in Spagna, dopo 8 anni dalla sua attivazione, ma andando a considerare il dato medio degli ultimi 4 anni. In generale, 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 sempre richiedere un numero elevato di anni prima che i risultati diventino evidenti, mantenendo nello stesso tempo una certa stabilità.

Fino ad oggi in letteratura i risultati derivati da studi su no-take aree sono risultati contraddittori, proprio per i motivi sopraelencati: Pande *et al.* (2008) ha suggerito che un aumento nelle dimensioni generali delle aragoste richiede una media di 8,5 anni dall'istituzione di una MPA; Parnell *et al.* (2005) ha ritenuto che la riserva ecologica di San Diego-Lajolla (istituita nel 1971, con una superficie di circa 216 ettari) fosse troppo piccola per raggiungere l'obiettivo della conservazione di tutte le specie, e per essere autosufficiente. Nel nostro caso, i risultati, prima nell'area pilota di Su Pallosu e poi nelle aree di Bosa, Buggerru e Castelsardo (la cui istituzione nel 2010 è stata incoraggiata grazie, e anche, agli ottimi risultati ottenuti dalla riserva di Su Pallosu), hanno comunque evidenziato risultati ottimali e incoraggianti. Il nostro studio ha, infatti, suggerito e confermato che, per una specie ad accrescimento lento come *P.elephas*, un orizzonte di 15 anni garantisce ovviamente una visione completa dei potenziali effetti dell'introduzione di aree protette nella gestione della pesca commerciale di aragoste, anche se, allo stesso tempo, i risultati ottenuti nelle aree di ripopolamento di ultima attivazione appaiono evidenti e significativi anche per archi temporali notevolmente più ridotti.

All'interno delle aree di ripopolamento intorno alla Sardegna l'azione di tutela ha portato a un elevato incremento della biomassa percentuale, sia in termini di abbondanza che di densità dell'aragosta rossa rispetto all'anno precedente alla messa in tutela dell'area. Si è potuto verificare che aree di ripopolo di estensioni differenti (Bosa 3.91 km²; Buggerru 7,87 km²; Castelsardo 3.03 km²; Su Pallosu 4 km²) hanno raggiunto degli incrementi di biomassa statisticamente significativi (Kendall P=0.1), e in particolare, nella riserva di Su Pallosu incrementi del 622% dopo un arco temporale di 14 anni, mentre, nelle altre aree, si è avuto un incremento della biomassa che ha toccato apici del 500% e oltre per le aree di Bosa e Castelsardo, e del 350% per l'area di Buggerru. I differenti valori % d'incremento di biomassa raggiunti, a parità di tempo, nelle diverse aree di ripopolamento sarebbero condizionati dallo stato di sfruttamento in cui le aree si trovavano prima della messa in tutela. I risultati, ottenuti nelle tre aree di ultima attivazione sono risultati decisamente maggiori rispetto a quelli ottenuti nell'area di Su Pallosu nello stesso anno d'indagine (160%), a conferma della loro migliore condizione di sfruttamento pre-tutela rispetto all'area pilota che ha permesso il raggiungimento di dati più soddisfacenti.

Il trend d'incremento di abbondanza e densità degli esemplari di *P. elephas* all'interno delle aree è risultato marcato sin dai primi anni della sperimentazione, e agevolato, oltre che dal divieto di qualsiasi forma di prelievo nell'area, che ha garantito il raggiungimento di taglie ormai non più catturate nelle aree commerciali di pesca, anche dalla continua immissione di esemplari marcati dal primo anno, immissione che è continuata sino al raggiungimento della massima capacità portante delle aree stesse. Tale incremento sarebbe determinato anche dalla limitata capacità di movimento degli esemplari in fase riproduttiva (Follesa *et al.*, 2009). Difatti, sia la massa raggiunta a seguito della tutela che, in parte, anche il numero di giovanili che nel corso degli anni sono derivati dalla loro, aumentata capacità di ritrovarsi, accoppiarsi e riprodursi in

ambienti ad alta densità come l'area di ripopolamento, sono responsabili dell'incremento della biomassa all'interno dell'area. A conferma di ciò, studi effettuati sui movimenti per taglia registrati all'interno dell'area protetta di Su Pallosu (Follesa *et al.*, 2007, 2009) e nelle zone circostanti di pesca, hanno mostrato come gli esemplari marcati di *P.elephas* abbiano un'alta fedeltà al sito e un limitato movimento, facendo presupporre che l'intera specie sia caratterizzata, quindi, da una marcata sedentarietà. Sempre da studi sul movimento degli esemplari di *P.elephas* è, inoltre, emerso che gli individui sessualmente immaturi di entrambi i sessi, di taglia media e piccola, presentando una maggiore propensione agli spostamenti rispetto agli adulti (Follesa *et al.*, 2009), contribuirebbero a incrementare anche la biomassa all'esterno, attraverso i loro spostamenti al di fuori dell'area. I risultati ottenuti in seguito all'immissione continua degli esemplari marcati all'interno dell'area, oltre a essere una fonte unica dal punto di vista scientifico, hanno permesso di evidenziare, grazie allo spillover degli esemplari stessi, anche l'effettivo ripopolamento di una zona di mare in cui l'aragosta rischiava di scomparire.

Attraverso l'applicazione di particolari modelli matematici, come il modello di marcatura e ricattura di Arnason Schwartz, inteso come una generalizzazione del modello di Cormack-Jolly-Seber (CSJ) (Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965), si è indagato sulla funzionalità e produttività delle aree di ripopolamento nelle zone commerciali di pesca attraverso il fenomeno dello spillover. Generalmente i modelli di distribuzione mostrano come gli esemplari preferiscano muoversi verso aree a bassa densità e, quindi, con maggiore disponibilità di cibo (Rakitin e Kramer, 1996). In realtà, i meccanismi che causano l'effetto spillover possono essere molteplici e differenti, ma in generale, questi dipendono dall'incremento in biomassa all'interno dell'area protetta, dalla mobilità della specie, e dalle caratteristiche dell'habitat intorno all'area di ripopolamento (Goñi *et al.*, 2006).

IL CSJ, applicato su tutte le aree nei primi cinque anni di tutela, e per Su Pallosu anche per tutti i 15 anni complessivi, ha evidenziato un movimento (ψ) crescente di *P. elephas* verso le zone di pesca circostanti, a partire dal primo anno per quanto riguarda Su Pallosu, e in media dal secondo per le altre aree, sino all'anno in cui sono state bloccate le immissioni per raggiunta capacità portante dell'area (generalmente al 4-5 anno di tutela). Analizzando il caso di Su Pallosu per un arco temporale più ampio rispetto alle aree di ultima istituzione (15 contro 5 anni), si è notato come il movimento delle aragoste, dopo essere diminuito a cavallo degli anni in cui sono state bloccate le immissioni, è ripreso, seppur in maniera meno decisa, negli anni successivi. Studi effettuati sul movimento e le capacità riproduttive della specie (Follesa *et. al.*, 2009; Follesa, 2010) hanno permesso di ipotizzare che la ripresa sia garantita dall'attività riproduttiva degli individui di grossa taglia, meno mobili, che permetterebbe negli anni la comparsa degli esemplari giovanili, i quali avendo maggiore mobilità, sarebbero in parte responsabili della ripresa dello spillover.

Le aree di ripopolamento, istituite prettamente per fini gestionali, danno anche l'opportunità di focalizzare meglio alcuni concetti della biologia della specie attualmente ancora carenti in bibliografia. Attraverso i metodi di marcatura e ricattura è stato possibile stimare, anche, l'accrescimento delle aragoste in ambiente naturale (Wahle *et al.*, 2006). Tali studi hanno permesso il calcolo delle chiavi età-lunghezza per la totalità delle aragoste ricatturate all'interno e all'esterno di tutte le aree oggetto di studio.

Generalmente il tasso di crescita è maggiore per i maschi rispetto alle femmine, a seguito del raggiungimento precoce (4°-5° anno) della maturità sessuale che nelle femmine ne rallenta l'accrescimento. Inoltre, in prima istanza si è potuto osservare come, nelle diverse aree, i valori d'incremento annuali delle femmine oscillino sempre tra 4 e 6 mm di LC, a differenza dei maschi in cui i valori medi presentano una notevole variabilità, probabilmente a testimonianza

del fatto che il loro accrescimento può essere maggiormente influenzato dai diversi fattori esogeni caratteristici di ciascun'area.

La ricerca degli incrementi di crescita, che nelle diverse aree hanno contribuito al fittaggio della curva di crescita di von Bertalanffy, ha messo in evidenza come nell'area di Su Pallosu si siano registrati incrementi in esemplari con un range di età compreso fra 3.8 anni e 18,5 anni per le femmine, e 3 e 15,3 anni per i maschi. Gli incrementi registrati per le taglie piccole nell'area di Su Pallosu possono essere riconducibili agli esemplari giovanili, frutto dell'attività riproduttiva dei grossi esemplari che, in un arco temporale più ampio, rispetto alle altre aree, hanno avuto la possibilità di comparire, essere catturati, essere marcati e mutare. In tutte le altre aree, per via di un'indagine temporale più ridotta, gli incrementi alla crescita hanno, infatti, interessato esclusivamente esemplari con range di età minime più elevate.

La relazione taglia-età, calcolata in questa tesi, e frutto degli incrementi di crescita registrati nelle 4 aree indagate, è risultata diversa rispetto a quella calcolata in precedenza per gli esemplari della sola area di Su Pallosu (Follesa *et al.*, 2007), i quali si sono accresciuti in maniera più rapida rispetto agli esemplari valutati in questo lavoro e provenienti da quattro differenti aree. L'accrescimento è, infatti, soggetto a una sostanziale modulazione a causa della variabilità ambientale, per cui una stessa specie può crescere e raggiungere la maturità in tempi diversi se vive in location differenti.

La protezione ha inoltre portato un beneficio non solo alla biomassa e alla taglia di *P.elephas*, ma anche a quella delle altre risorse alieutiche legate all'habitat presente all'interno dell'area di ripopolamento. Gli obiettivi principali che le “no-take area” si prefiggono, infatti, possono essere annoverati nel ripristino delle condizioni naturali preesistenti e nel mantenimento della biodiversità marina. La cessazione o la riduzione della pesca tende a promuovere non solo un aumento delle abbondanze e un incremento delle classi modali di

lunghezza delle specie target cui la protezione è indirizzata, ma anche delle specie che a esse sono legate dalla convivenza nello stesso habitat (Bell, 1983; Russ e Alcalá, 1996).

Si sono osservati i trend annuali delle catture per unità di sforzo (CPUE), in abbondanza in peso e densità in numero, dei principali macrogruppi (Teleostei, Selaci, Cefalopodi e Altri Crostacei, escludendo *P. elephas*) e delle specie più rappresentative degli habitat oggetto d'interesse (*Sepia officinalis*, *Scorpaena scrofa*, *Phycis phycis*, *Pagellus erythrinus*, *Raja brachyura* e del genere *Raja* sp. nel suo complesso) nelle aree di Bosa, Buggerru e Castelsardo. In tutte le aree si sono raggiunti incrementi % che hanno superato anche il 3000%, come accaduto per alcuni batoidei.

Grazie a questi dati, provenienti sia da campagne sperimentali eseguite all'interno delle aree che da catture commerciali eseguite all'esterno, grazie alla fruttuosa collaborazione con i pescatori che hanno aderito al progetto, sono stati calcolati i principali indici di biodiversità (diversità specifica Shannon-Weaver e Simpson, e due indici di equidistribuzione specifica) al fine di valutare l'andamento nelle due diverse zone d'interesse (IN e OUT) per le aree. In particolare, all'interno dell'area di Bosa si è osservata una buona diversità specifica che si accresciuta negli anni e mantenuta costante, mentre gli indici di equiripartizione hanno mostrato un andamento scostante, frutto di una lieve condizione di dominanza di alcune specie. Per quanto riguarda l'esterno dell'area, tutti e quattro gli indici hanno mostrato una condizione di partenza assai diversa e inferiore rispetto agli indici calcolati per l'interno, ma questi ultimi si sono accresciuti nel corso degli anni e hanno raggiunto valori prossimi alla zona IN, a testimonianza che, in seguito alle norme restrittive a cui le aree sono soggette, l'effetto spillover ha riguardato tutte le specie e non solo *P. elephas*.

In conclusione, in seguito all'ottenimento di questa serie di risultati, si può affermare che le aree di ripopolamento garantiscono la funzionalità degli ecosistemi e la ristrutturazione delle

popolazioni sfruttate, favorendo l'attività di pesca attraverso la migrazione degli individui nelle aree commerciali circostanti. Diversi possono essere i fattori che favoriscano la ripresa delle popolazioni sfruttate attraverso l'uso delle aree di ripopolamento come “polmoni del mare”. L'estensione dell'area (non troppo grande), il suo stato di sfruttamento pre-tutela, oltre che la mobilità della specie sono da considerarsi fattori determinanti nella riuscita della sperimentazione. E' importante sottolineare, comunque, che questi risultati, importanti sia dal punto di vista gestionale che scientifico, non sarebbero stati raggiunti senza la piena collaborazione dei pescatori. Altro fattore determinante per il raggiungimento di importanti risultati gestionali è la stretta collaborazione tra ricercatori e gli operatori della pesca, che devono credere fermamente nella sperimentazione. Anche le autorità competenti devono contribuire alla riuscita della sperimentazione stessa operandosi nel controllo del rispetto della tutela delle aree.

Da sottolineare, inoltre, che l'efficacia delle aree di ripopolamento potrebbe essere ancora maggiore se queste fossero inquadrare in un piano di management più ampio in grado di garantire uno sfruttamento equilibrato e sostenibile. Un piano gestionale che preveda non solo una protezione dei piccoli individui attraverso un'imposizione di una taglia minima di cattura, ma anche dei grossi esemplari attraverso l'istituzione di più aree di tutela, e l'introduzione di controlli allo sbarco che dovrebbero essere auspicabili e sempre maggiori per una migliore gestione della risorsa. E' necessario, inoltre, un sistema accurato di monitoraggio e controllo delle aree protette, per aggiornare i processi decisionali, le politiche e le azioni future. Un certo numero di autori, insieme a diverse organizzazioni di conservazione internazionali, sostengono che al fine di garantire la raccolta a lungo termine di risorse marine, dovrà essere stabilita una vasta rete di no-take zone ben gestite. Un adeguato network di riserve marine potrebbe essere, infatti, un promettente strumento di gestione, proprio grazie all'elevato potenziale che

quest'ultime possiedono nel: proteggere la struttura e il funzionamento degli ecosistemi costieri, favorire le popolazioni sfruttate e di conseguenza la pesca, migliorare la comprensione scientifica degli ecosistemi marini e fornire opportunità di sviluppo economico sostenibile derivante dalle attività umane non legate al prelievo (Agardy, 2005; Airamé *et al.*, 2003; Roberts *et al.*, 2003). Una raccolta, quindi, di singole aree marine protette che operano in modo cooperativo e sinergico, alle varie scale spaziali e con diversi livelli di protezione, al fine di raggiungere obiettivi ecologici in modo più efficace e completo rispetto ai singoli siti.

Ci si auspica quindi che queste iniziative possano continuare ad esistere e se moltiplicate, unitamente alle norme gestionali, possano contribuire al miglioramento della gestione e della regolamentazione della pesca.

Bibliografía

Abesamis, R.A., Acala A.C., Russ G.R. 2005. Density-dependent spillover from a Marine Reserve long-term evidence.

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.

Agardy, T. 1999. Global trends in marine protected areas.

Agardy, T. 2003. Dangerous targets, Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas.

Agardy, T. 2005. Politics and socio-economics of ecosystem-based management of marine resources.

Airamé, S. 2003. Applying ecological criteria to marine reserve design: a case study from the California Channel Islands.

Alarcón, J.A. 2001. Inventario de la Pesca Artesanal en España (2000-2001). Report COPEMED/FAO, 8pp+9 annexes.

Alcala, A.C. 2005. Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves.

Allison, G.W. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation.

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.

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.

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.

Botsford, L.W. 2003. Principles for the design of marine reserves.

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.

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.

Chape, S. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets.

Childress, M.J. 1977. Marine reserve and their effects on lobster populations: report from workshop. Marine Freshwater Resources 48, 1111–1114.

Claudet, J., Pelletier D., Jouvenel J.Y., Bachet 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.

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.

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 Détroit 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.

Cognetti G., Sarà M., Magazzù G., 2008. *Biologia Marina*. Il Sole 24 Ore Edagricole. Milano.

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. 1993. Comparisons of spiny lobster *Palinurus marginatus* fecundity, egg size, and spawning frequency before and after exploitation. *Fishery Bulletin* 91, 1-7.

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.

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

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.

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.

Garcia-Rubiens, A. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean).

Gayanilo, F.C. 1997. An alternative approach to estimating the parameters of a length-weight relationship from length frequency samples and their bulk weights.

Gell, F.R. 2005 . The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries.

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.

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. 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.

Gonzalez-Cano, Rocha. 1996. Preliminary estimations of growth, mortality, and yield per recruit for the Spiny Lobster, *Panulirus argus*, in St. Croix, UVSI.

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.

Gubbay, S. Ed. 1995. Marine protected areas: principles and techniques for management.

Guidetti, P. 2006. Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs.

Guidetti, P. 2008. Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter?

Guidetti, P. 2014. Large-Scale Assessment of Mediterranean Marine Protected Areas Effects on Fish Assemblages.

Halpern, B.S., 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects.

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., 2008 - A Global map of Human impact on Marine Ecosystems

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

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).

Hilborn, R., Walters C.J.. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics, and Uncertainty*. Chapman Hall. New York.

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., 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.

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.

Hockings, M. 1998. Evaluating management of protected areas: integrating planning and evaluation.

Hockings, M. 2004. Management effectiveness: assessing management of protected areas?

Hunter, E. 1999. Biology of the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) (Decapoda: Palinuridea). Crustaceana 72, 545-565.

Hyrenbach, K.D. 2000. Marine protected areas and ocean basin management.

Imperial, M.T. 1999. Institutional analysis and ecosystem-based management: the institutional analysis and development framework.

Jackson, B.C.J. 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems.

Jones, G.P. 2005. Competition, predation, and density- dependent mortality in demersal marine fishes.

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.

Latrouite, D. 1992. Fiche Technique sur la langouste rouge. Equinoxe 38, 29-30.

Leenhardt, P. 2013. The rise of large-scale marine protected areas: Conservation or geopolitics?

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.

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.

Lubchenco, J. 1997. Developing the theory of marine reserves. In: Lubhenco 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.

Marin, J. 1985. La langouste rouge: biologie et exploitation. *La Pêche Maritime*, février, 105-113.

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. 2007. Toward pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya.

McKoy, J.L. 1980. Growth of rock lobsters (*Jasus edwardsii*) in the Gisborne region, New Zealand.

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.

Moland, E. 2013. Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: inference from an empirical before–after control-impact study.

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.

Myers, R.A. 1998. The synthesis of dynamic and historical data on marine populations and communities; putting dynamics into the Ocean Biogeographical Information System (OBIS).

Newman, G.G. 1974. Growth of the rock lobster *Jasus lalandii* and its relationship to benthos

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.

Ormond, R. F. G. 2005. No-take zones: does behaviour matter?

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.

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. 1992. Development of a trawl fishery for deepwater metanephropid lobsters off the northwestern continental slope of Australia. Designing a management strategy compatible with species life history.

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.

Planes, S. 2000. Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems.

Pollock, D.E. 1981. Environment, distribution and growth rates of West Coast Rock-Lobster *Jasus lalandii* (H. Milne Edwards).

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.

Pomeroy, R.S. 2004. How is your MPA doing?: a guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness.

Rakitin, A. 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados.

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.

Roberts, G.M. 1993. Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves.

Russ, G.R., Alcala A.C. 1989. Effects of intense fishing pressure on a assemblage of coral reef fishes. Marine Ecology Progressive Series 56, 13-27.

- Russ, G.R. 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves.
- Sanchez Lisazo, J.L, Goni R., Renones O., García Charton J.A., Charton R., Galzin J.T., Bayle P., Sánchez Jerez P., Perez 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.
- Scrase, J.I. 2002. Integration and integrated approaches to assessment: what do they mean for the environment?
- 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.
- 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.
- Skewes, T.D., 1997. Age structure of *Panulirus ornatus* in two habitats in Torres Strait, Australia.
- 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 International pour l'Exploitation Scientifique de la Mer Méditerranée* 36, 324.
- Stelzenmüller, V. Maynou F., Martin P. 2007. Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean marine protected area. *Biological Conservation* 136, 571–583.

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.

Vandeperre, F. 2011. Effects of no take area size and age of marine protected areas on fisheries yields: a meta analytical approach.

Vietti, R.C. 2007. Le aree marine protette in Italia: problemi e prospettive.

Villa, F. 2002. Zoning Marine Protected Areas through Spatial Multiple-Criteria Analysis: The Case of the Asinara Island National Marine Reserve of Italy

Von Salvador, L., 1895 Columbretes. Publications de L'Excelletissim Anjunstament de Castelló de la plana 146, 372 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 Zooplancton, 167/168, 8 pp.

Worms, B. 2006. Impacts of Biodiversity loss on Ocean ecosystem services.

Zenetos, A. 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottoms marine ecosystems, including a new biotic index. Mediterranean Marine Science.

