



Università degli Studi di Cagliari

## **DOTTORATO DI RICERCA**

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

Ciclo XXVIII

### **TITOLO TESI**

**AREE DI RIPOPOLAMENTO DI *PALINURUS ELEPHAS*:  
VALUTAZIONI SULLA GESTIONE DELLA RISORSA**

Settore scientifico disciplinare di afferenza

**ECOLOGIA BIO/07**

Presentata da: Dott. Maurizio Fois

Coordinatore Dottorato Prof. Emanuele Sanna

Tutor Prof. Angelo Cau

Esame finale anno accademico 2014 – 2015

*Alla mia famiglia*

# Abstract

---

The work aims to assess the effectiveness of the *no take zones* from a management point of view by comparing the population structure of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) along the Sardinian waters.

Since 1998, the Region of Sardinia in cooperation with the University of Cagliari, is pursuing a restocking program (Regional Law n. 776/1998) that provides the establishment of some protected areas.

During the 2011-2015 period, an extensive monitoring was carried out inside and outside of four specific protected areas: Su Pallosu (central-western Sardinia), Bosa (western Sardinia), Buggerru (south-west Sardinia) and Castelsardo (north Sardinia).

A good number of biometric data (length, weight and sex) has been collected during this phase and then analyzed by the virtual population analysis (VPA).

The results obtained have allowed us to detect significant differences between populations belonging to different zones. In particular, there was a trend to full recovery of the populations exploited inside the protected areas after only few years.

Furthermore, especially for the area of Su Pallosu, they are recognized important spillover phenomena, known to improve the fisheries in the long term.

However, in other areas was not observed these particular phenomena, probably due to the lower period of implementation of the management plan. The adult migration to the neighboring areas represents one of the main objectives of the project, as it is an important indicator of effectiveness of the no take areas.

This kind of study represent a fundamental step for the development of integrated management plans and protection measures, taking into account both the production requirements, and the ecological factors related to these important resources.

## Sommario

|   |    |
|---|----|
| 1. INTRODUZIONE .....   | 5  |
| 2. BIOLOGIA DELLA SPECIE.....                                   | 7  |
| 2.1 Sistematica.....  | 7  |
| 2.2 Caratteri morfologici.....                                  | 8  |
| 2.3 Biologia e Distribuzione .....                              | 9  |
| 2.4 Pesca .....   | 10 |
| 2.4.1 Pesca con il Tramaglio .....                              | 12 |
| 3. LE AREE DI RIPOPOLAMENTO IN SARDEGNA.....                    | 15 |
| 3.1 Introduzione.....   | 15 |
| 3.2 Aree di Studio.....   | 16 |
| 3.2.1 Su Pallosu.....   | 16 |
| 3.2.2 Bosa.....   | 17 |
| 3.2.3 Buggerru .....  | 18 |
| 3.2.4 Castelsardo.....  | 19 |
| 4. MATERIALI E METODI.....                                      | 20 |
| 4.1 Monitoraggio all'interno delle Aree: .....                  | 20 |
| 4.2 Monitoraggio della Pesca Professionale:.....                | 23 |
| 4.3 Stima delle Catture Totali.....                             | 23 |
| 4.4 Trend delle Catture per Unità di Sforzo e Peso Medio: ..... | 24 |
| 4.5 Modelli Analitici: .....                                    | 26 |
| 4.5.1 Pope's Cohort Analysis (1972) .....                       | 30 |
| 4.5.2 Jones' Length Cohort Analysis (1984).....                 | 32 |
| 4.5.3 Thompson and Bell Model (1934) .....                      | 34 |
| 4.6 Mortalità Naturale:.....                                    | 35 |
| 4.7 Mortalità da Pesca Terminale: .....                         | 37 |
| 4.8 Age Slicing:.....   | 39 |
| 4.9 Parametri di Input per l'analisi di coorte:.....            | 40 |
| 5. RISULTATI.....   | 41 |
| 5.1 Area di Su Pallosu.....                                     | 41 |
| 5.1.1 Analisi dei trend.....                                    | 41 |
| 5.1.2 Distribuzioni di frequenza per taglia .....               | 46 |

|       |  |     |
|-------|--|-----|
| 5.1.3 | <i>Distribuzioni di frequenza per età</i>    | 50  |
| 5.1.4 | <i>Pope's Cohort Analysis</i>                | 53  |
| 5.1.5 | <i>Jones' Lenght Cohort Analysis</i>         | 57  |
| 5.1.6 | <i>Thompson &amp; Bell (1934)</i>            | 61  |
| 5.2   | Risultati Bosa                               | 64  |
| 5.2.1 | <i>Analisi dei trend</i>                     | 64  |
| 5.2.2 | <i>Distribuzioni di frequenza</i>            | 69  |
| 5.2.3 | <i>Distribuzioni di frequenza per età</i>    | 72  |
| 5.2.4 | <i>Pope's Cohort Analysis</i>                | 75  |
| 5.2.5 | <i>Jones' Lenght Cohort Analysis</i>         | 79  |
| 5.2.6 | <i>Thompson &amp; Bell (1934)</i>            | 83  |
| 5.3   | Risultati Buggerru                           | 86  |
| 5.3.1 | <i>Analisi dei trend</i>                     | 86  |
| 5.3.2 | <i>Distribuzioni di frequenza per taglia</i> | 91  |
| 5.3.3 | <i>Distribuzioni di frequenza per età</i>    | 94  |
| 5.3.4 | <i>Pope's Cohort Analysis</i>                | 98  |
| 5.3.5 | <i>Jones' Lenght Cohort Analysis</i>         | 101 |
| 5.3.6 | <i>Thompson &amp; Bell (1934)</i>            | 105 |
| 5.4   | Risultati Castelsardo                        | 108 |
| 5.4.1 | <i>Analisi dei trend</i>                     | 108 |
| 5.4.2 | <i>Distribuzioni di frequenza</i>            | 113 |
| 5.4.3 | <i>Distribuzioni di frequenza per età</i>    | 117 |
| 5.4.4 | <i>Pope's Cohort Analysis</i>                | 120 |
| 5.4.5 | <i>Jones' Lenght Cohort Analysis</i>         | 123 |
| 5.4.6 | <i>Thompson &amp; Bell (1934)</i>            | 127 |
| 6.    | CONCLUSIONI GENERALI                         | 130 |
|       | BIBLIOGRAFIA                                 | 134 |
|       | SITI WEB                                     | 141 |

# 1. INTRODUZIONE

La pesca artigianale o piccola pesca rappresenta una quota particolarmente rilevante del sistema pesca del Mediterraneo. E' un'attività che presentando radici antichissime, che risalgono addirittura alla preistoria, costituisce parte integrante della storia e della cultura di questa regione, dove allo stato attuale conta per circa il 60-80% della pesca professionale (Guidetti et al., 2010).

A differenza della pesca industriale, il settore artigianale è caratterizzato dall'utilizzo di diversi attrezzi e mestieri che esibiscono una grande variabilità da una zona all'altra, dipendenti non solamente dalle diverse condizioni ecologiche, ma anche dal contesto socio-economico, storico e culturale nel quale si sviluppa (Battaglia et al., 2010).

L'elevata eterogeneità di questo segmento unita all'opinione comune che considera la pesca artigianale una forma di prelievo sostenibile, ha generato negli anni importanti lacune circa gli effetti che tale attività produce sulle risorse ittiche (Stobart et al., 2009). Solo negli ultimi anni si è infatti iniziato ad indagare sugli effetti significativi prodotti da questo tipo di pesca sulle popolazioni bersaglio, soprattutto in termini di abbondanza e di potenziale riproduttivo (Hawkins & Roberts, 2004; Lloret et al., 2012).

Le attività di pesca producono sempre, per loro natura, dei cambiamenti a livello ecologico in grado di ripercuotersi sia sulla struttura dello *stock* che su quella dell'ecosistema. L'eliminazione di certe classi di età (*age truncation*) può determinare variabilità nell'abbondanza delle specie pescate e criticità circa la loro abilità nel fronteggiare gli *stress* ambientali (Macpherson, 2000). Questo fenomeno di erosione demografica è chiaramente evidente quando la struttura di età o taglia delle popolazioni sotto differenti livelli di sfruttamento sono comparate, come nel caso delle aree marine protette (Macpherson, 2000; Stobart et al. 2009) e di specie di interesse commerciale in aree poco sfruttate (D'Onghia et al., 2005).

Proprio le aree protette, viste originariamente come strumenti di conservazione della natura, stanno assumendo un ruolo sempre più importante in ottica gestionale (Follesa, 2011). I risultati spesso fallimentari prodotti dai metodi di management tradizionali (imposizione di una taglia minima, riduzioni dello sforzo, istituzione di quote di cattura, ecc.), specialmente in casi di pesca multispecifica (Roberts & Polunin, 1993; Badalamenti et al., 2000), hanno indotto a considerare le aree marine

protette come l'unica valida alternativa (Ramos-Esplà et al., 2004). Un caso esemplare è la gestione dello *stock* dell'aragosta rossa *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) in Sardegna.

Il collasso delle catture registrato negli ultimi anni, determinato in parte dalla sempre crescente richiesta sul mercato di questo prodotto e dall'altra dall'inefficienza delle misure gestionali fin qui adottate, ha convinto l'ente gestore ad intraprendere provvedimenti di tutela e gestione totalmente innovativi (Follesa, 2011).

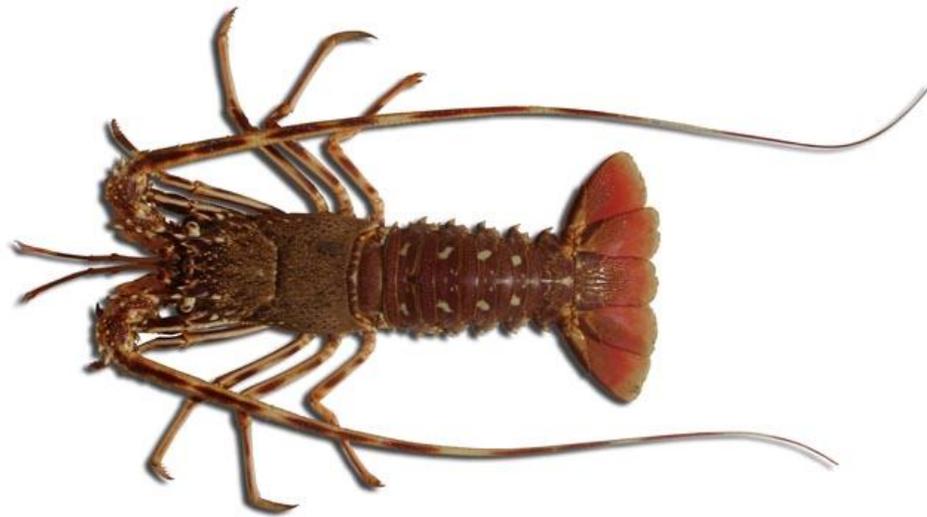
In particolare, a partire dal 1998, la regione Sardegna in collaborazione con il Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente dell'Università di Cagliari ha avviato il primo programma di ripopolamento dell'aragosta rossa (Legge Regionale N. 776 del 6-5-1998)(Follesa, 2011).

Questa prima fase, che ha visto l'istituzione di un'area di ripopolamento in località Su Pallosu (Sardegna centro-occidentale), ha prodotto risultati tali (Bevacqua et al., 2010; Follesa et al., 2009; Follesa et al., 2007) da spingere la Regione ad estendere nel 2009 tale progetto in altre 14 zone della Sardegna (DECRETO N. 2069/DecA/84 DELL'11 agosto 2009).

In questo lavoro verranno riportati i risultati ottenuti in 4 diverse località della Sardegna occidentale. Al fine di mettere in evidenza eventuali effetti prodotti dagli esperimenti di ripopolamento, le popolazioni di *P. elephas* sono state indagate, per la prima volta, attraverso metodi di dinamica di popolazione. In particolare l'utilizzo dell'analisi di popolazione virtuale (VPA), riconosciuta come una delle tecniche analitiche più importanti in ambito di *stock assessment* (Sparre & Venema, 1998; Hilborn, 2003; Haddon, 2011; Punt et al., 2013), ha permesso di sottolineare i cambiamenti demografici registrati in seguito all'istituzione delle aree di ripopolamento. In conclusione questo studio vuole rappresentare un ulteriore contributo in merito alla discussione sull'efficacia delle aree marine protette in termini di *restocking* delle popolazioni sfruttate. La protezione dalla pesca, può infatti far riprendere le popolazioni pescate e guidare indirettamente intere comunità ad un livello naturale originario (Guidetti et al., 2008).

## 2. BIOLOGIA DELLA SPECIE

### 2.1 Sistematica



|                      |  |
|----------------------|--|
| <b>Regno</b>         | <i>Animalia</i>                            |
| <b>Sottoregno</b>    | <i>Bilateria</i>                           |
| <b>Infraregno</b>    | <i>Protostomia</i>                         |
| <b>Superphylum</b>   | <i>Ecdysozoa</i>                           |
| <b>Phylum</b>        | <i>Arthropoda</i>                          |
| <b>Subphylum</b>     | <i>Crustacea</i>                           |
| <b>Classe</b>        | <i>Malacostraca</i>                        |
| <b>Sottoclasse</b>   | <i>Eumalacostraca</i>                      |
| <b>Superordine</b>   | <i>Eucarida</i>                            |
| <b>Ordine</b>        | <i>Decapoda</i>                            |
| <b>Sottordine</b>    | <i>Pleocyemata</i>                         |
| <b>Infraordine</b>   | <i>Palinura</i>                            |
| <b>Superfamiglia</b> | <i>Palinuroidea</i>                        |
| <b>Famiglia</b>      | <i>Palinuridae</i>                         |
| <b>Genere</b>        | <i>Palinurus</i>                           |
| <b>Specie</b>        | <i>Palinurus elephas</i> (Fabricius, 1787) |

## 2. 2 Caratteri morfologici

L'aragosta rossa (*Palinurus elephas* Fabricius, 1787) è un crostaceo decapode di taglia medio-grande dalla forma sub-cilindrica con segmenti addominali e caudali ben sviluppati.

La parte anteriore o cefalotorace è protetta da uno spesso guscio calcareo (*carapace*), di forma convessa e ricoperto da numerose spine di varia grandezza e poco appuntite. Il primo paio di appendici cefaliche termina con due occhi pedunculati, ben sviluppati e ricoperti da proiezioni del carapace a forma di spina (*corni frontali*) (Holthuis, 1991)(Fig. 1a). Le antenne piuttosto lunghe e robuste sono dotate di *scafoerite* e *flagelli* normali. Sono presenti 5 paia di *pereiopodi* di uguali dimensioni con *dactylus* terminale, nessuno dotato di chela. Il *propodio* del primo *pereiopode* presenta nel bordo interno una spina anteriore ben sviluppata, tanto che quando il dattilo si flette forma una falsa pinza (Falciai & Minervini, 1992)(Fig. 1b).

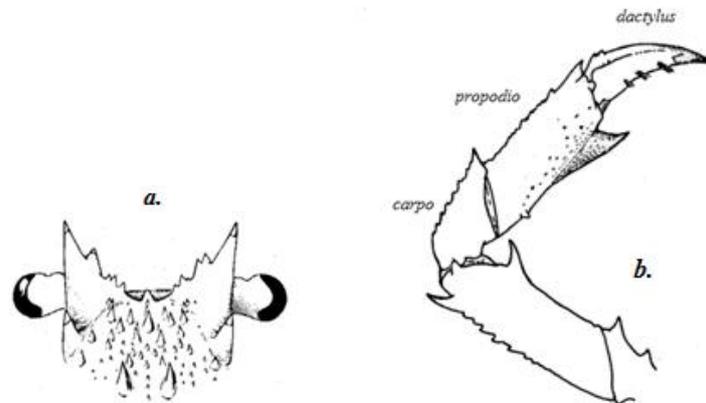


Figura 1. a) Particolare anteriore del carapace: sono ben visibili i corni frontali e gli occhi pedunculati; b) Primo *pereiopode* con *dactylus* e spina anteriore (da Holthuis, 1991, modificato).

L'addome liscio e ben sviluppato è dotato di altre 5 paia di appendici a funzione natatoria (*pleiopodi*), termina posteriormente con il *telson*, membranoso e di forma rotondeggiante (Holthuis, 1991).

I sessi sono separati, ed è facile distinguere il maschio dalla femmina in quanto presenta uno spiccato dimorfismo sessuale. Nella femmina, il quinto *pereiopode* termina in una pseudopinza che viene adoperata per lacerare l'involucro delle spermatofore durante la fecondazione. Nel maschio termina invece con un'unica

unghia. Inoltre nei maschi è possibile osservare una particolare conformazione della coxa del V paio di *pereiopodi* dove sbocca il *ductus ejaculatorius*, mentre nella femmina l'apertura sessuale si trova alla base del III paio (De Vincenzi, 2014).

La colorazione è rosso brunastra con poche macchie biancastre su tutto il corpo e zampe longitudinalmente striate di colore giallastro (Holthuis, 1991).

## 2.3 Biologia e Distribuzione

L'aragosta possiede un areale molto vasto che si estende dall'Atlantico orientale alle coste nord africane (Fig. 2). E' perciò distribuita lungo le piattaforme continentali della Norvegia sud-occidentale, Irlanda e Gran Bretagna, fino ad arrivare lungo le coste marocchine. In Mediterraneo è presente regolarmente in tutto il bacino centrale ad eccezione delle più estreme zone sud-orientali (Holthuis, 1991).

Segnalata anche nelle Isole Canarie e nelle Azzorre (d'Udekem d'Acoz, 1999), è probabilmente presente anche nelle Isole di Madeira (Goñi & Latrouite 2005). Questo grosso decapode può vivere in ambienti rocciosi fino a 200 metri di profondità, tuttavia sembra prediligere batimetriche comprese tra i 10 e i 70 metri (Holthuis, 1991).

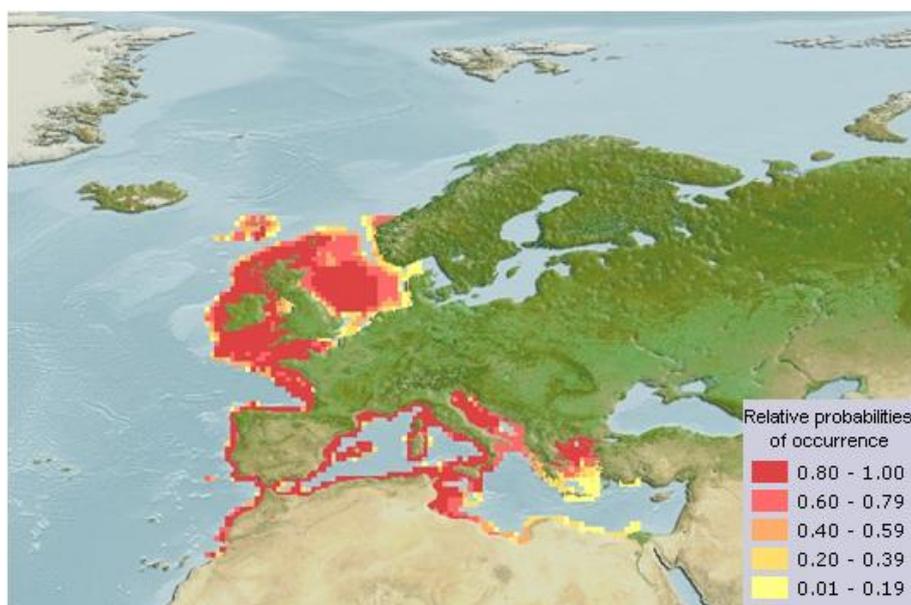


Figura 2. Mappa di distribuzione per *Palinurus elephas* generata modellando 2100 mappe locali su base IPCC A2 (Tratta dal sito [www.aquamaps.org](http://www.aquamaps.org), 15 Feb. 2016).

*P. elephas* è un predatore notturno che si ciba, a seconda della disponibilità di prede, di piccoli organismi bentonici come molluschi, echinodermi e altri crostacei (Follesa, 2011).

E' considerata una specie longeva, dato che si stima possa superare tranquillamente i 15 anni di vita (Marin, 1987). L'accrescimento avviene attraverso un processo di muta, la cui frequenza è generalmente influenzata da fattori ambientali e dalle dimensioni dell'animale: in Mediterraneo gli individui più giovani arrivano a compiere da due a 5 mute annuali (Marin, 1987; Cuccu et al., 1999), successivamente questo numero decresce per arrivare a circa un episodio di muta all'anno (Follesa, 2011).

La maturità sessuale è raggiunta generalmente tra il 4 e il 5 anno di età (Follesa, 2011), tuttavia discrepanze tra le stime di maturità possono trovare spiegazione nelle variazioni geografiche dei tassi di crescita, disponibilità di cibo e temperatura delle acque (Goni et al., 2003).

In Sardegna la riproduzione di *P. elephas* avviene da maggio a settembre, quando gli esemplari maschili depongono due o più spermatofores sullo sterno delle femmine. La fecondazione è perciò esterna con l'incubazione delle uova che si estende per circa cinque mesi (da settembre a gennaio inoltrato)(Follesa, 2011). Lo sviluppo larvale è planctonico (*phyllosoma*), e termina dopo circa 5-6 mesi con la metamorfosi in *puerulus*. In questa fase l'individuo assume un aspetto vagamente simile a quello dell'adulto e si dirige presso la costa in cerca di un habitat adatto all'insediamento. L'insediamento ha luogo all'interno delle cavità (*holes*) create dai datteri di mare (*Lithophaga lithophaga* Linnaeus, 1758) nei substrati di tipo calcareo. I puerulii, che in questa fase sono particolarmente vulnerabili alla predazione, trascorrono gran parte del tempo nascosti all'interno di queste strutture.

Nella fase *post-puerule*, i giovanili ormai formati migrano verso acque più profonde alla ricerca di cibo e altri siti rifugio (Follesa, 2011).

## 2.4 Pesca

L'aragosta rossa è probabilmente il crostaceo di maggior interesse per il comparto della pesca artigianale in Italia. In particolare, questa specie riveste un ruolo importante soprattutto lungo le coste della Sardegna e della Sicilia, che appunto costituiscono i due principali produttori italiani. Sebbene praticata fin dall'epoca

romana, la pesca dell'aragosta ha assunto particolare rilevanza soprattutto a partire dalla fine del secolo scorso (Follesa, 2011). In Sardegna, in particolare lungo la costa occidentale, la pesca di questo crostaceo costituisce l'attività di pesca che coinvolge il maggior numero di imbarcazioni. Tradizionalmente la pesca dell'aragosta avveniva in maniera alquanto rudimentale, per mezzo di grosse nasse in giunco (*nassoni*) che fungevano da trappola. Solo negli anni a seguire si diffuse un nuovo e più efficiente sistema di pesca che tutt'oggi si basa sull'impiego di un particolare tipo di rete da posta, il tramaglio. Questo attrezzo è infatti in grado di garantire rendimenti molto più elevati rispetto a quelli ottenuti con le trappole, in quanto va ad incidere su un maggior numero di classi di taglia (Goñi et al., 2003; Follesa, 2011)(Fig. 3).

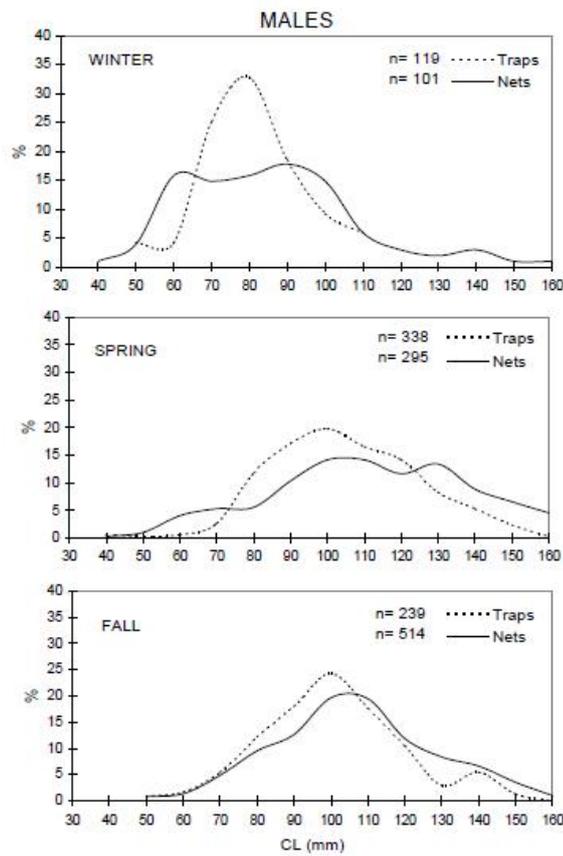


Figura 3. In tutti i grafici è possibile notare come le trappole incidano prevalentemente sulle classi di taglia centrali; il tramaglio invece è in grado catturare un più ampio spettro di classi di lunghezza (da Goñi et al., 2003).

L'introduzione di una tecnica di pesca meno selettiva e l'incremento dello sforzo<sup>1</sup> avvenuto a partire dagli anni 80', ha fatto registrare negli anni seguenti le prime importanti riduzioni delle catture (Follesa, 2011).

Attualmente le principali regolamentazioni adottate in Sardegna prevedono (DECRETO N. 2102/DecA/87 DEL 11.08.2010):

1. taglia minima di cattura  $\geq 90$  mm di LCS (Lunghezza Carapace alla Spina);
2. divieto di pesca dal 1 Settembre al 28 Febbraio;
3. obbligo di rilascio in mare delle femmine di qualsiasi lunghezza recanti uova sotto l'addome (ovate).

#### 2.4.1 Pesca con il Tramaglio

Il tramaglio o tremaglio è una tipica rete da posta passiva, cattura cioè l'animale quando questo vi incappa durante i suoi spostamenti (Ferretti et al., 2002)(Fig. 4). E' costituita da tre panni di rete sovrapposti dei quali il mediano, che è il più esteso, presenta maglie con dimensioni più piccole. I panni esterni presentano invece maglie di uguali di dimensioni, da 4 a 7 volte superiori a quello centrale (Prado, 1990). Come tutte le reti da posta, hanno forma rettangolare e in assenza di corrente, si dispongono in acqua verticalmente sulla spinta esercitata dai galleggianti sulla lima superiore (*lima da sugheri*) e da quella contraria esercitata dai piombi disposti sulla lima inferiore (*lima da piombi*).

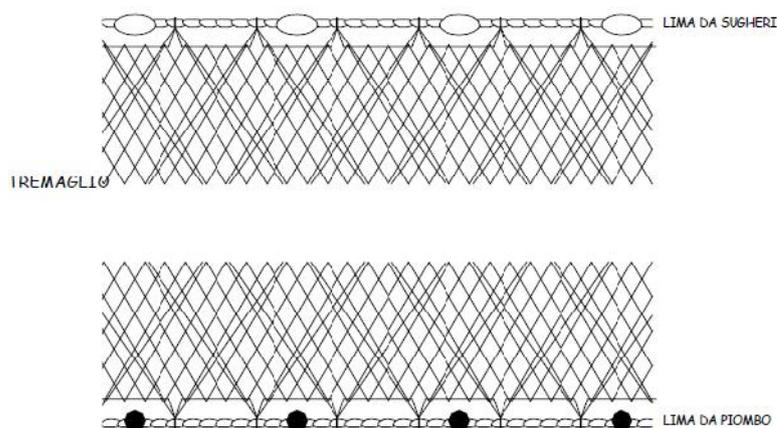


Figura 4. Tipico schema di rete tramaglio: in commercio esistono diverse varianti ma tutte rispettano generalmente lo schema proposto (da Ferretti et al., 2002).

<sup>1</sup> Una buona parte dell'aumento di sforzo è dipesa dalla riconversione delle licenze avvenuta in seguito alla chiusura della pesca del Corallo rosso (*Corallium rubrum*) nei primi anni 80'.

Tuttavia la rete calata in pesca è spesso soggetta alle correnti marine che, quanto più la rete è alta, tanto più tendono a farla adagiare sul fondo, avvantaggiando le catture di specie bentoniche (Ferretti et al., 2002). Sebbene si possano riscontrare varie modalità di cattura la caratteristica tipica del tramaglio è l'insaccamento che è determinato dal particolare "rapporto di armamento" (E) usato. Questo rapporto che è calcolato tra la lunghezza della lima dei sugheri e la lunghezza della rete centrale, determina la forma della maglia in pesca (Ferretti et al., 2002)(Fig. 5).

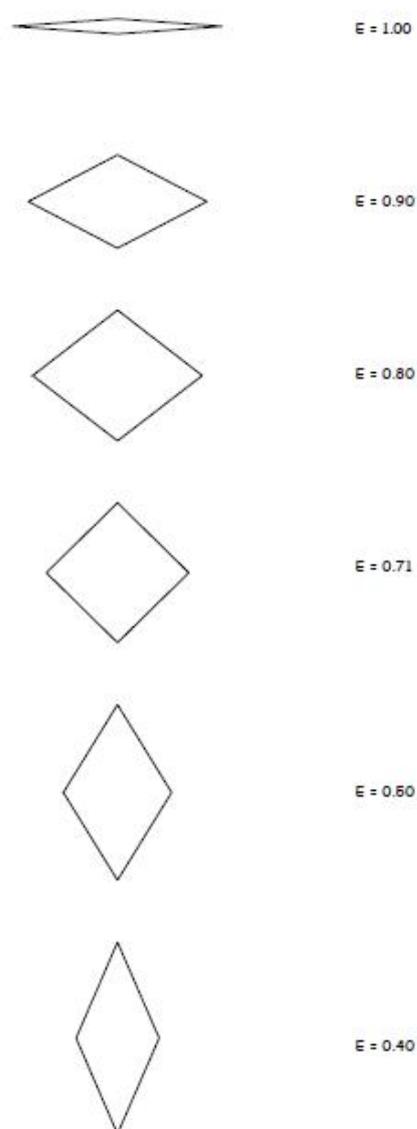


Figura 5. Diversi rapporti di armamento producono differenti forme della maglia in pesca (da Ferretti et al., 2002)

Un elevato rapporto di armamento descrive una rete tesa, al contrario, a un basso valore di (E) la rete risulta più morbida ed abbondante influenzandone la capacità di cattura. L'individuo che incontra questa rete infila la maglia esterna e nel tentativo di superarla, si trova davanti il panno interno più abbondante con le maglie più piccole. Intenzionato a superarla spinge verso l'esterno in direzione opposta trascinando con sé alcune maglie della rete interna: a questo punto ritrovandosi nuovamente nella maglia esterna rimane imprigionato dal sacco che si è venuto a formare (Ferretti et al., 2002)(Fig. 6). Inoltre, nel caso dell'aragosta, il tramaglio risulta particolarmente efficace sia perché la specie presenta una morfologia "spinosa", sia per la capacità auto-innescante della rete. Molto spesso questo decapode rimane intrappolato dalla rete nel tentativo di cibarsi degli altri organismi ammagliati (osservazione personale).

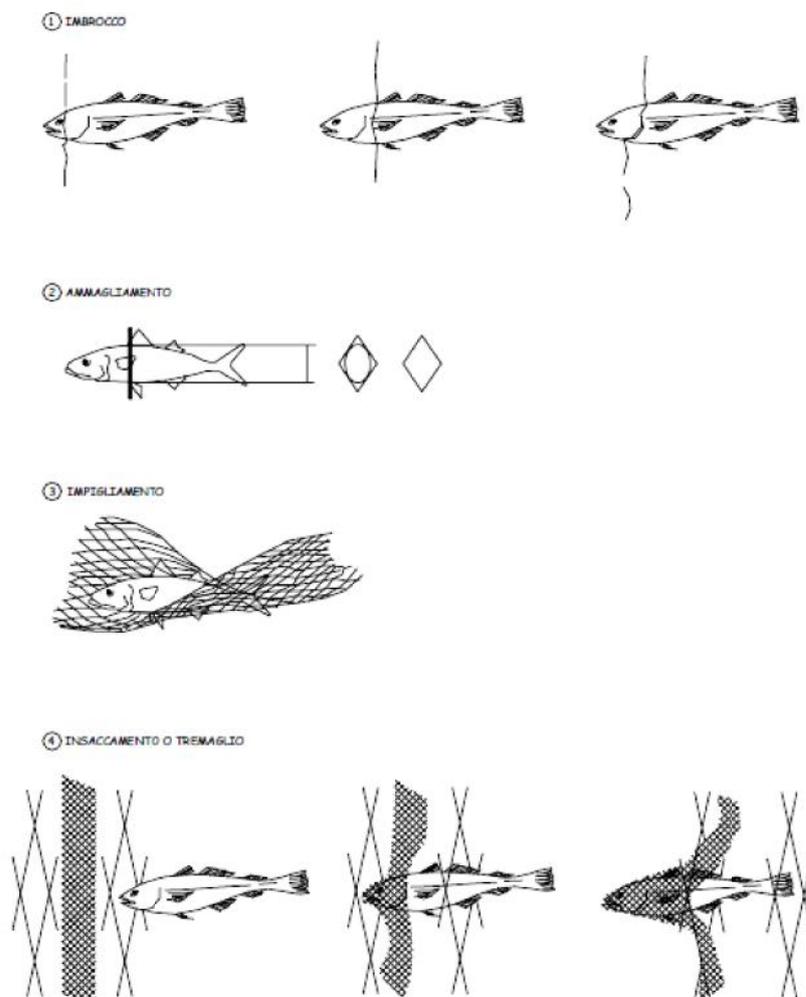


Figura 6. Differenti modalità di cattura delle reti da posta (da Ferretti et al., 2002).

### **3. LE AREE DI RIPOPOLAMENTO IN SARDEGNA**

#### **3.1 Introduzione**

Tra i benefici derivanti dall'istituzione di un'area di ripopolamento, quello che gode di maggior aspettativa è senza dubbio, l'incremento dell'abbondanza in peso e in numero della risorsa all'interno dell'area stessa. La cessazione dell'attività di pesca e l'introduzione di individui al di sotto della taglia legale può infatti portare ad incrementi considerevoli della biomassa (Follesa et al., 2008; Bevacqua et al., 2010).

Il primo passo da compiere per verificare tale fenomeno è quello di misurare eventuali variazioni nel tempo della risorsa all'interno e confrontarle con quelle osservate nelle aree di pesca circostanti.

Il secondo passo è invece quello di confrontare se e come le due subpopolazioni differiscono da un punto di vista strutturale. In sostanza si assume che, in assenza di protezione, la pressione da pesca all'interno sarebbe stata uguale a quella osservata nelle aree commerciali.

Tecnicamente, per condurre questo tipo di analisi è necessario predisporre un disegno sperimentale in grado di prevedere da un lato il monitoraggio dell'area protetta, e dall'altro il monitoraggio dell'attività da pesca professionale.

In questo lavoro, sono stati analizzati i risultati ottenuti nell'ambito di 4 diversi esperimenti di ripopolamento condotti lungo la Sardegna occidentale: Su Pallosu, Bosa, Buggerru e Castelsardo.

## 3.2 Aree di Studio

### 3.2.1 Su Pallosu

L'area di ripopolamento si estende per circa 4 kmq al largo della Penisola del Sinis (OR) presso la località di Su Pallosu. Situata a una distanza di circa 6.5 miglia nautiche in direzione Ovest da S. Caterina di Pittinuri, presenta batimetriche comprese per lo più tra i 55 e i 65 m.

L'area è individuata dai 4 punti di coordinate geografiche indicate in Figura 7:

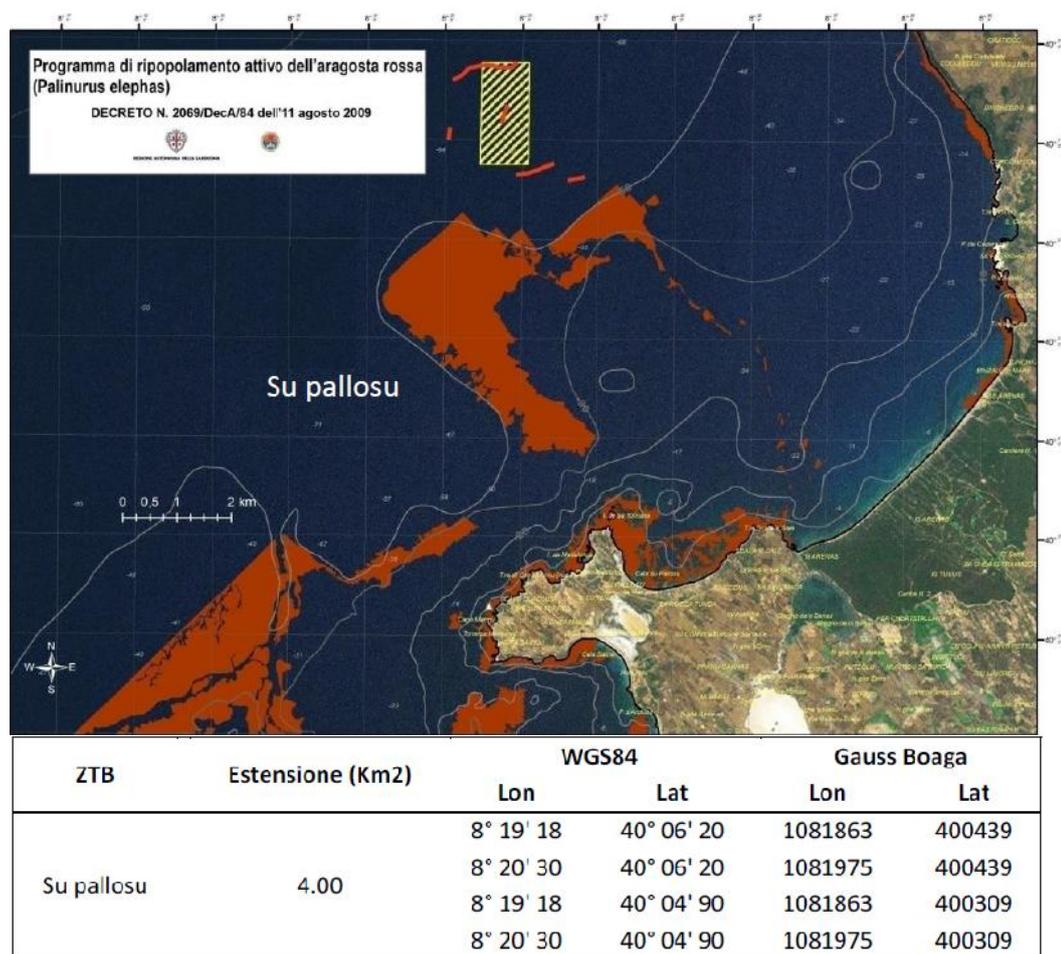


Figura 7. Limiti geografici della *No Take Area* di Su Pallosu. Nella figura sono espresse le coordinate di riferimento nei sistemi WGS84 e GaussBoaga (da Follsea, 2011).

### 3.2.2 Bosa

L'area di ripopolamento si estende per circa 3.9 kmq all'interno del Golfo di Bosa nella zona denominata "Muntone de su Carmine". Situata a una distanza di circa 1.5 miglia nautiche in direzione Ovest dalla Foce del Temo, presenta batimetriche tra i 45 e i 55 m.

L'area è individuata dai 4 punti di coordinate geografiche indicate in Figura 8:

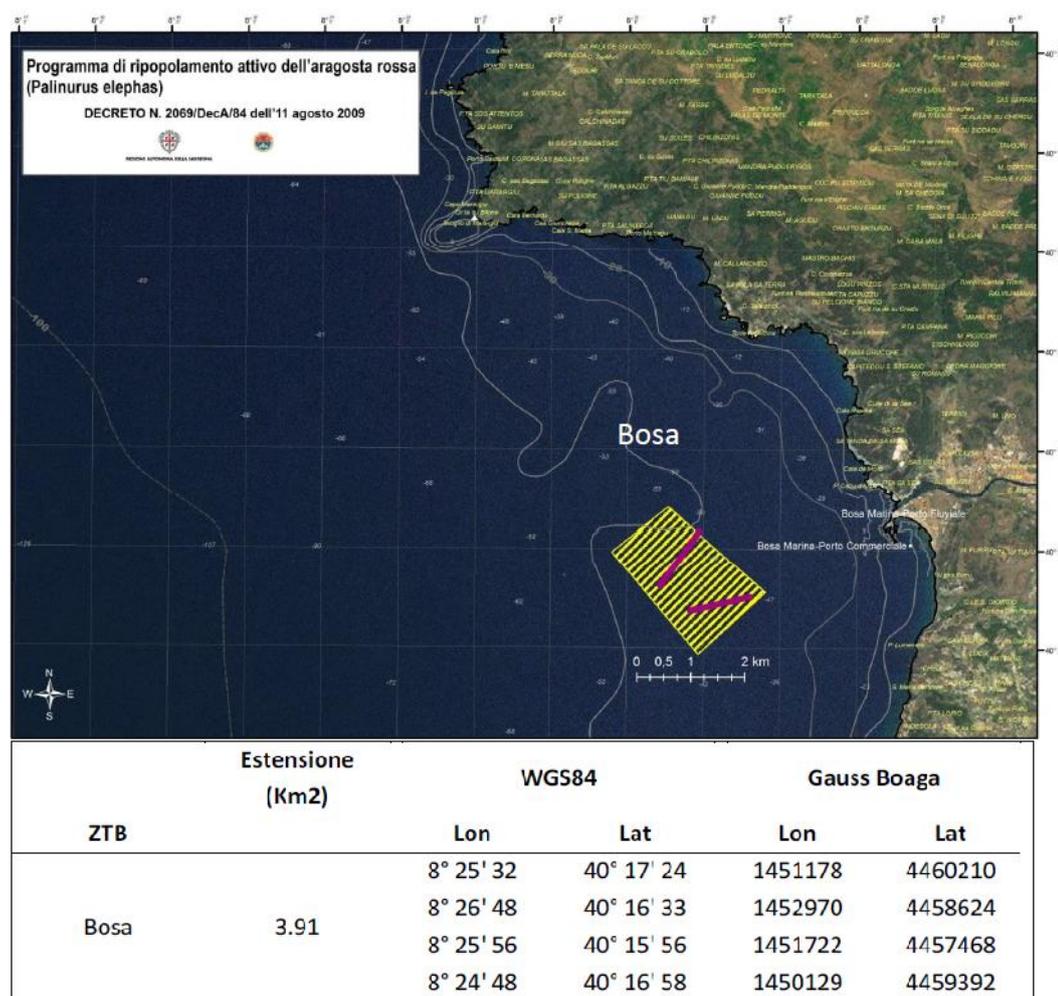


Figura 8. Limiti geografici della *No Take Area* di Bosa. Nella figura sono espresse le coordinate di riferimento nei sistemi WGS84 e GaussBoaga (da Follsea, 2011).

### 3.2.3 Buggerru

L'area di ripopolamento si estende per circa 8 kmq lungo il tratto di costa che da Cala Domestica si estende in direzione nord verso Buggerru. E' situata a poca distanza dalla costa (< 1 miglio) ma presenta comunque batimetriche rilevanti, che vanno dai 55 a i 75 m.

L'area è individuata dai 4 punti di coordinate geografiche indicate in Figura 9:

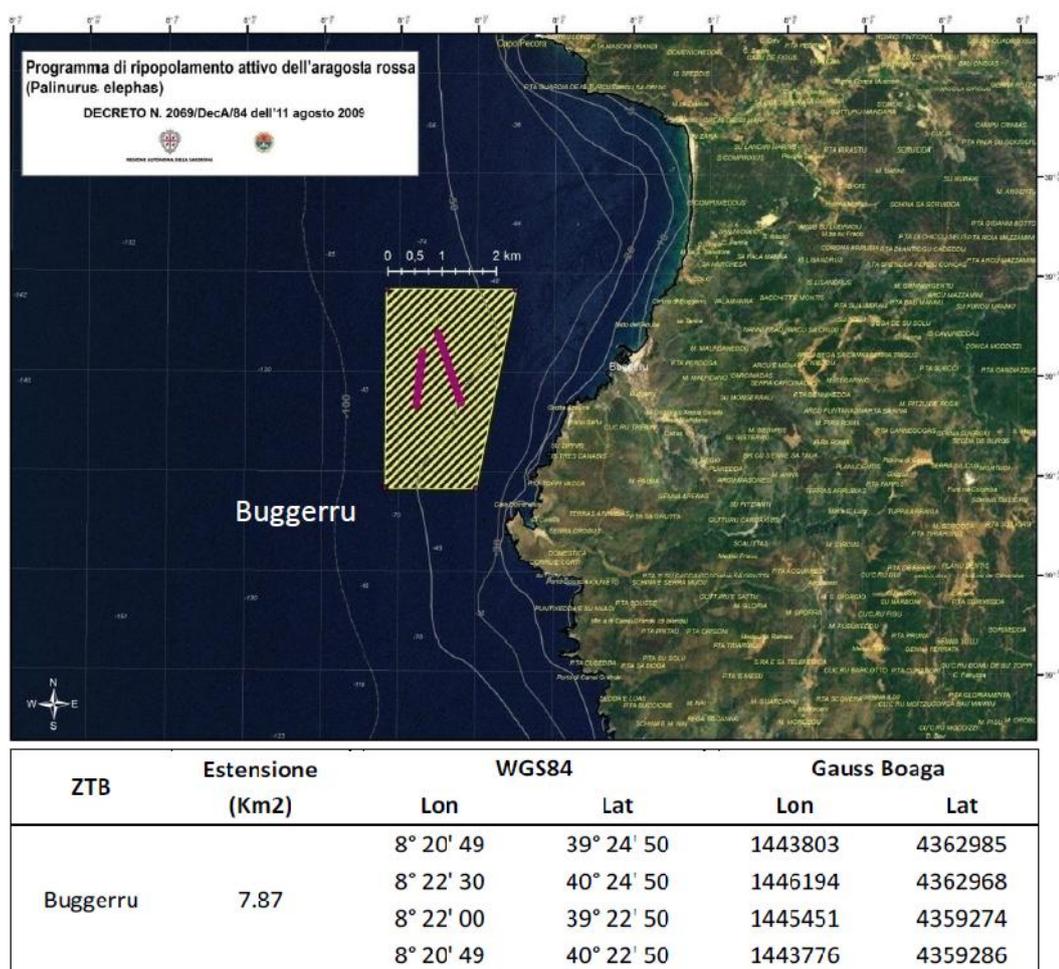


Figura 9. Limiti geografici della *No Take Area* di Buggerru. Nella figura sono espresse le coordinate di riferimento nei sistemi WGS84 e GaussBoaga (da Follsea, 2011).

### 3.2.4 Castelsardo

L'area di ripopolamento si estende per circa 3 kmq all'interno del Golfo dell'Asinara. Situata a poco più di 2 miglia nautiche in direzione nord da Castelsardo, presenta una forma rettangolare.

Le batimetriche al suo interno sono comprese tra i 45 e i 70 m.

L'area è individuata dai 4 punti di coordinate geografiche indicate in Figura 10:

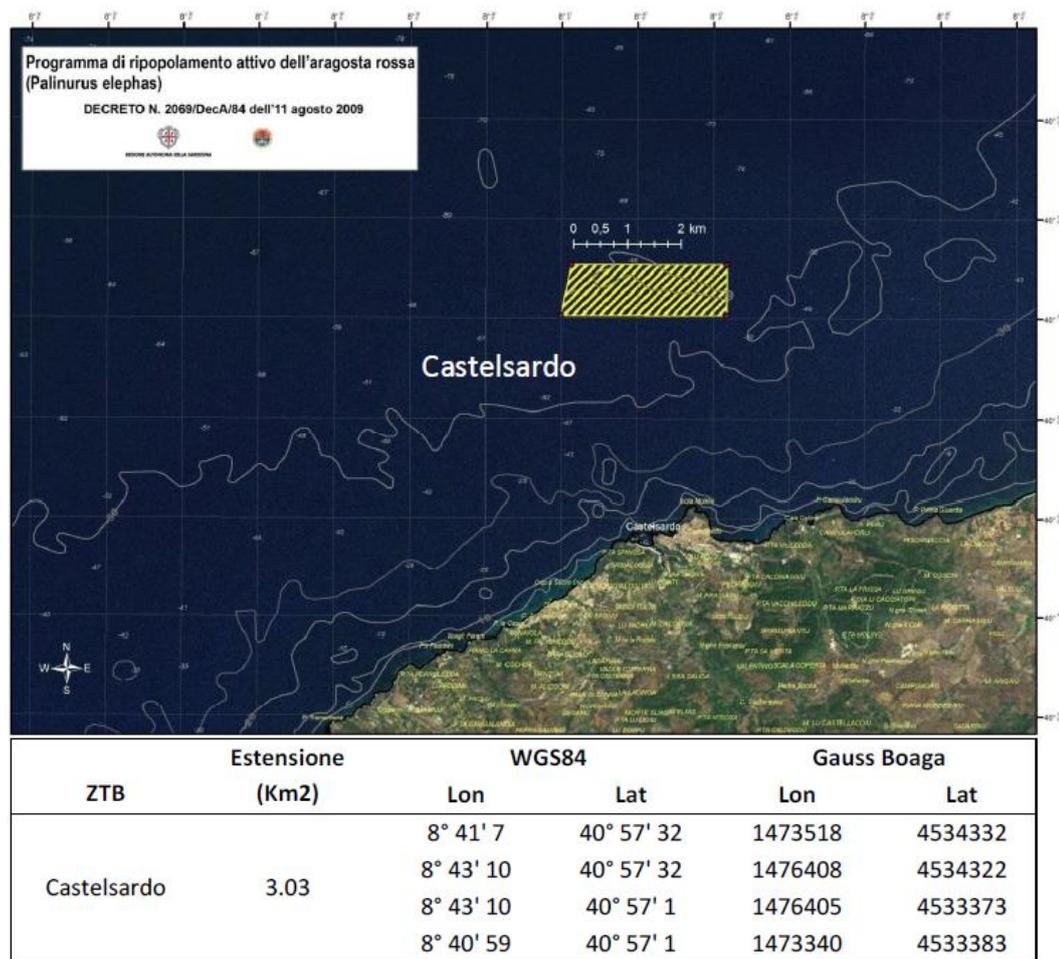


Figura 10. Limiti geografici della *No Take Area* di Castelsardo. Nella figura sono espresse le coordinate di riferimento nei sistemi WGS84 e GaussBoaga (da Follesa, 2011).

## 4. MATERIALI E METODI

I dati raccolti sono il frutto del sistematico lavoro di monitoraggio portato avanti negli anni dai ricercatori del Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente dell'Università di Cagliari. Monitoraggio che per ciascuna zona è stato svolto sia all'interno delle *No Take Area*, sia all'esterno, lungo le zone di pesca commerciali.

### 4.1 Monitoraggio all'interno delle Aree:

All'interno di ciascuna area di ripopolamento sono state svolte periodiche attività di pesca sperimentale, seguendo fondamentalmente un disegno di campionamento a transetti. In questo modo è stato possibile coprire in maniera uniforme l'area oggetto di studio. L'attività di pesca sperimentale è stata condotta utilizzando 2 diverse tipologie di rete tramaglio: la prima è costituita da 20 pezze di rete di maglia del n. 4/5, la seconda da altri 20 pezze di maglia del n. 7/8. La rete a maglia più larga (n. 4/5) permane in mare circa 2 notti, quella più stretta (n. 7/8) rimane in pesca una sola nottata. Tuttavia da un punto di vista strettamente tecnico, le operazioni di pesca scientifica ricalcano in buona parte quelle normalmente eseguite durante l'attività commerciale. Per ogni cala effettuata all'interno della *No Take Area* (indicata come CALA IN), i ricercatori hanno rilevato le informazioni di base come indicato nello schema allegato (Fig. 11).

In particolare sono state registrate le coordinate geografiche, la profondità e le altre caratteristiche operative. L'analisi del pescato è stata svolta a bordo, raccogliendo le principali informazioni biometriche. Ogni esemplare pescato è stato sessualmente determinato e misurato secondo lo schema indicato (Fig. 12).

L'elaborazione dei dati raccolti, avvenuta in seguito al trasferimento degli stessi in un archivio digitale (*Excel*), ha utilizzato software dedicati come il FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II)(Gayanilo et al., 1997) e LFDA5 (Kirkwood & Auckland, 2001).

|       |            |                      |
|-------|------------|----------------------|
| DATA  | AREA PESCA | ZONA                 |
| BARCA | PORTO      | ATTREZZO<br>n° FEZEI |

HAGLIA

|                  |                  |                |                |       |
|------------------|------------------|----------------|----------------|-------|
| LAT. INIZIO CALA | LON. INIZIO CALA | LAT. FINE CALA | LON. FINE CALA | PROF. |
|------------------|------------------|----------------|----------------|-------|

CATTURE

| ARAGOSTE | N. (LT<23) | PT (LT<23) | N.<br>(23<LT<25.9) | PT<br>(23<LT<25.9) | N. (LT>26) | PT (LT>26) |
|----------|------------|------------|--------------------|--------------------|------------|------------|
|          |            |            |                    |                    |            |            |

| ALTRE SPECIE   | COMMERCIALE |    | SCARTO |    |
|----------------|-------------|----|--------|----|
|                | N           | PT | N      | PT |
| SCORFANO ROSSO |             |    |        |    |
| SCORFANO NERO  |             |    |        |    |
| MUSTELA        |             |    |        |    |
| TRIGLIA ROSSA  |             |    |        |    |
| TRIGLIA BIANCA |             |    |        |    |
| RAZZA          |             |    |        |    |
| ASTICE         |             |    |        |    |
| DENTICE        |             |    |        |    |
| PAGELLO        |             |    |        |    |
|                |             |    |        |    |
|                |             |    |        |    |
|                |             |    |        |    |
|                |             |    |        |    |

MISURAZIONI

| ARAGOSTE | LT | LT | LT | LT | LT | LT |
|----------|----|----|----|----|----|----|
|          |    |    |    |    |    |    |
|          |    |    |    |    |    |    |
|          |    |    |    |    |    |    |
|          |    |    |    |    |    |    |
|          |    |    |    |    |    |    |
|          |    |    |    |    |    |    |
|          |    |    |    |    |    |    |
|          |    |    |    |    |    |    |

Figura 11. Modulo di raccolta dati per cale IN e commerciali.

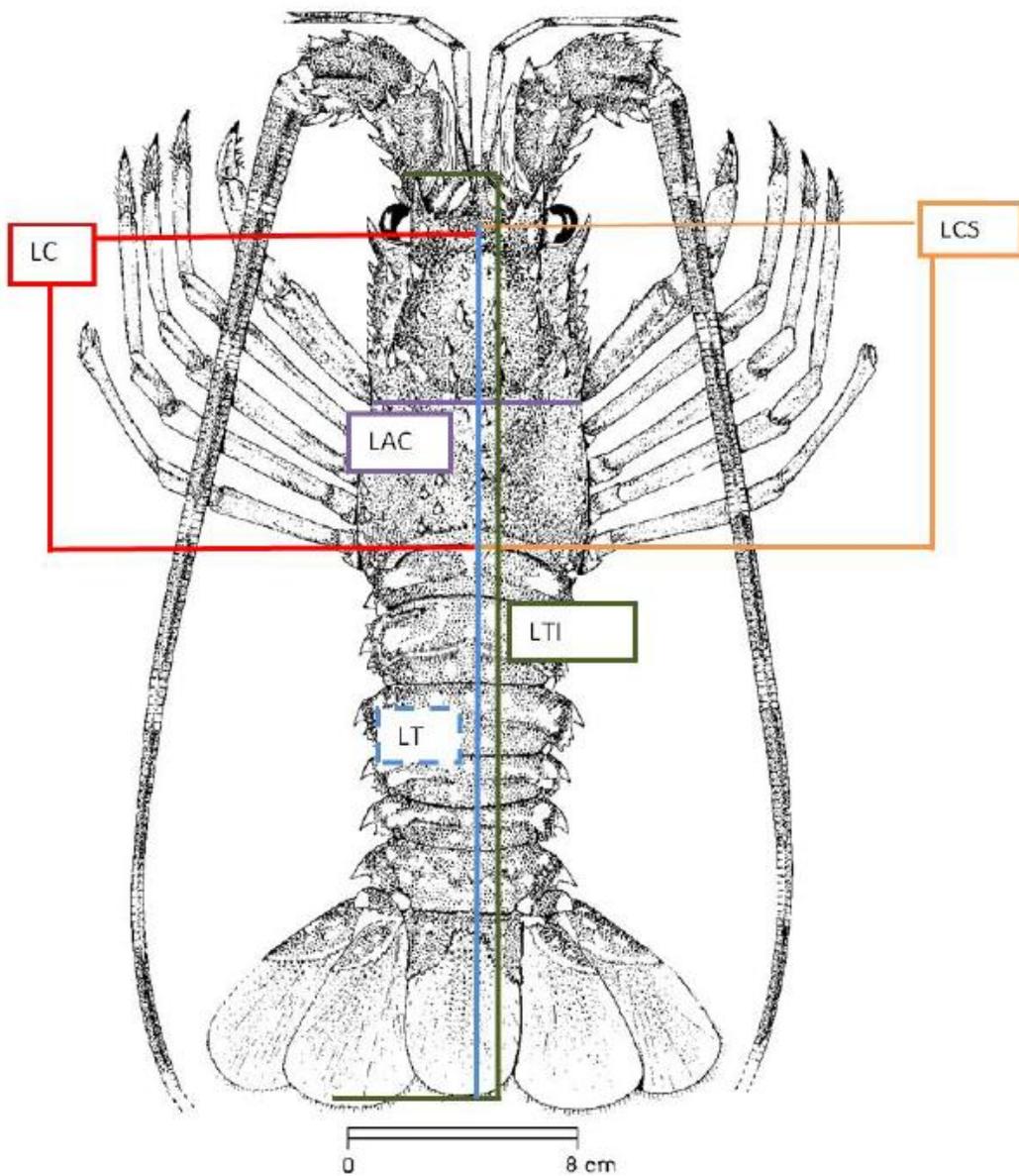


Figura 12. Principali biometrie rilevate in *P. elephas* (da Follesa, 2011).

## 4.2 Monitoraggio della Pesca Professionale:

Il monitoraggio della pesca commerciale è avvenuto integrando le informazioni ottenute secondo due distinte tipologie di campionamento:

A) campionamento a bordo delle imbarcazioni;

B) sopralluoghi periodici nei siti di sbarco.

Nel primo caso alcuni ricercatori, in qualità di osservatori, hanno seguito periodicamente ed in prima persona l'attività di pesca. In questo modo è stato possibile raccogliere con precisione sia i dati biologici che quelli operativi e tecnici. Entrambi sono stati rilevati adottando uno schema simile a quello impiegato per le Cale IN: anche in questo caso sono state rilevate le principali informazioni biometriche e quelle relative la giornata di pesca, l'imbarcazione adoperata e le caratteristiche dell'attrezzo.

La seconda modalità di campionamento è avvenuta compiendo sopralluoghi periodici nei porti commerciali e attraverso interviste agli operatori. Questa metodica presenta un certo margine di errore, tuttavia consente di ottenere utili informazioni sugli sbarcati applicando un ridotto sforzo operativo. Incrociando questi dati con quelli ottenuti dall'osservazione a bordo e in alcuni casi, con quelli disponibili presso Capitanerie di porto, mercati ittici e cooperative ittiche è stato possibile ottenere una stima verosimile dell'attività di pesca professionale.

## 4.3 Stima delle Catture Totali

Una delle informazioni di base richieste nei processi di *stock assessment* è senza dubbio il totale delle catture effettuate per una determinata zona in un dato periodo di tempo. Ottenere un dato del genere in modo diretto è impossibile dato il numero di unità che generalmente costituiscono le flotte da pesca. Piuttosto, si procede attraverso un processo di stima realizzato considerando i campioni ottenuti attraverso il monitoraggio dell'attività di pesca. Naturalmente, per ricavare delle stime corrette è importante che le catture analizzate rappresentino una porzione consistente e casuale di quelle totali.

Le catture totali di *P. elephas* per zona e per anno sono state ricavate sulla base della procedura indicata in Sparre & Venema (1998). Le catture per classe di lunghezza

sono state moltiplicate per un fattore di innalzamento *raising factor*, calcolato dividendo il numero complessivo di giornate di pesca (tramite giornale di bordo) con il numero di campioni osservati per una determinata flotta (Fig. 13).

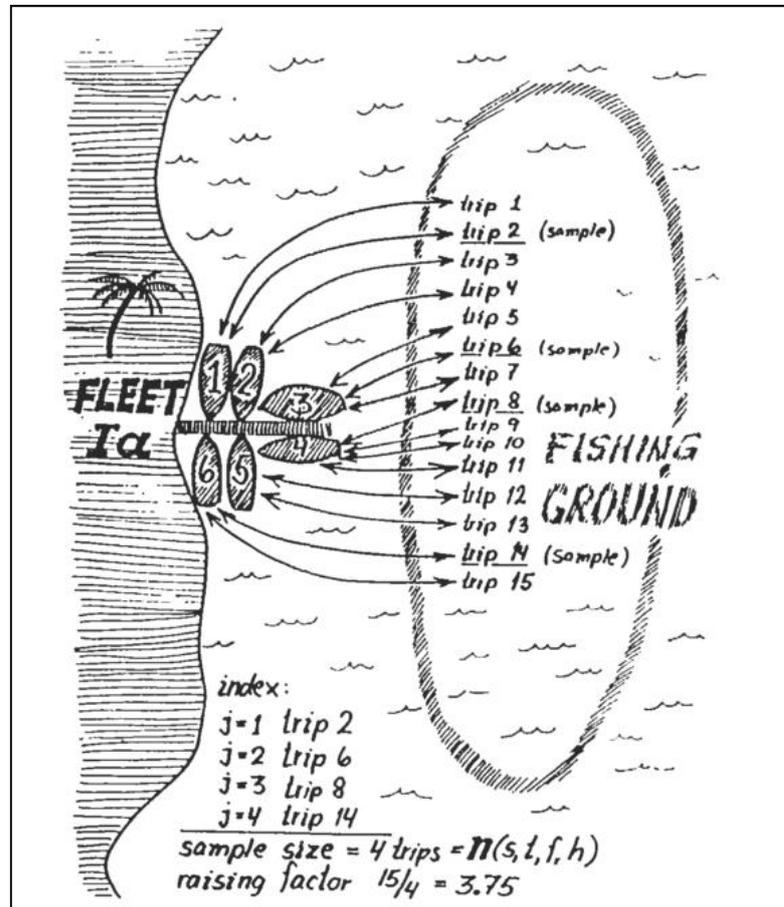


Figura 13. Schema di campionamento per le cale commerciali riferito a una singola flotta (da Sparre & Venema, 1998).

#### 4.4 Trend delle Catture per Unità di Sforzo e Peso Medio:

Uno degli indici di abbondanza più usati nell'ambito della valutazione delle risorse è rappresentato dalla Cattura per Unità di Sforzo (CPUE, *catch per unit effort*) (Hilborn & Walters, 1992). Secondo la teoria tradizionale, le catture (in peso o in numero) ottenute in risposta ad una determinata pressione di pesca, costituiscono un indicatore affidabile della reale abbondanza della risorsa in mare (Fiorentino & Lembo, 2011).

Se infatti consideriamo la relazione

$$\Delta C = q \cdot \Delta \text{ effort} \cdot (N/A)$$

otteniamo

$$\Delta C / \Delta \text{ effort} = q \cdot (N/A)$$

dove

$\Delta C$  = una determinata cattura per operazione di pesca;

$q$  = costante che indica l'efficienza dell'attrezzo usato o quantità minima di pescato che l'attrezzo è in grado di produrre per unità di sforzo<sup>2</sup> (*catchability*);

$\text{effort}$  = sforzo di pesca per operazione di pesca;

$N$  = numero di individui, abbondanza media dello *stock*;

$A$  = area dello *stock* interessata;

$N/A$  = densità dello *stock*.

Nel nostro caso, l'unità di sforzo selezionata corrisponde alla singola unità (pezza) di rete della lunghezza di 25 m. I valori di CPUE così ottenuti sono stati analizzati in funzione del tempo al fine di individuare eventuali andamenti significativi. Per valutare il tipo e l'intensità della relazione che eventualmente lega due o più caratteri quantitativi è stata utilizzata la tecnica nota come *analisi di correlazione* (Castino & Roletto, 1991). L'indice più utilizzato per calcolare tale associazione è detto *coefficiente di correlazione lineare di Pearson* ( $r$ ), e può essere espresso nel modo seguente:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}}$$

con  $-1 \leq r \leq +1$  che fornisce informazioni sul tipo (positivo o negativo) del rapporto di correlazione esistente. La significatività statistica della correlazione è stata testata confrontando il valore della statistica  $t$ , di *Student* con quello tabulato nella tavola omonima per  $\alpha = 0.05$  e  $\text{gdl} = n-2$ .

---

<sup>2</sup> Tuttavia questa costante non è una semplice funzione della prestazione dell'attrezzo ma comprende anche cambiamenti a livello di vulnerabilità e disponibilità della risorsa.

La statistica  $t_r$  è stata calcolata secondo la formula:

$$t_r = \frac{r}{\sqrt{\frac{1-r^2}{n-2}}}$$

$H_0 =$  se  $t_r < t_{(0.05; n-2)}$  assenza di correlazione significativa;

$H_a =$  se  $t_r > t_{(0.05; n-2)}$  correlazione significativa.

Il peso medio degli individui della popolazione costituisce un altro importante indicatore dello *stock*. Variazioni temporali di questa misura forniscono una prima informazione sulle modificazioni strutturali intervenute nella popolazione.

In questo lavoro il peso medio per zona è stato ottenuto per mezzo della formula:

$$P_{medio} = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{Kg}{N}\right)}{n}$$

con  $n$  che indica il totale delle cale effettuate durante l'anno di riferimento.

#### 4.5 Modelli Analitici:

Dalla sola analisi delle CPUE non è possibile purtroppo, ricavare informazioni sulla struttura demografica dello *stock* e sulle dinamiche evolutive che lo interessano.

Attraverso lo studio della dinamica di popolazione è possibile infatti valutare i potenziali effetti indotti dalle variazioni della mortalità da pesca a livello strutturale (Megrey, 1983).

Tra gli strumenti più avanzati in tal senso osserviamo, pur nella loro grande varietà, le tecniche di analisi della dinamica di coorte (Fiorentino & Lembo, 2011). Queste metodologie si propongono di descrivere l'evoluzione in numero e in peso di un gruppo di individui dello *stock*, detto coorte, nati in seguito ad un singolo atto riproduttivo (stessa età).

L'evoluzione della coorte è soggetta all'azione combinata della diminuzione numerica, determinata dalla mortalità naturale (M) e da pesca (F), e al contemporaneo accrescimento ponderale dei sopravvissuti, dovuto alla crescita (Fig. 14).

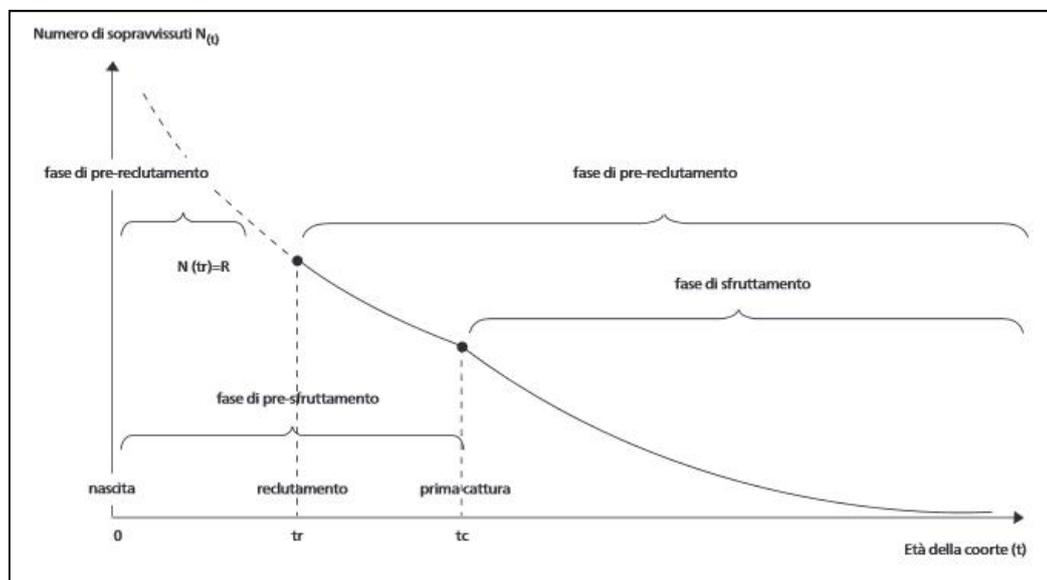


Figura 14. Evoluzione della coorte nel tempo: fase di pre-reclutamento (fase larvale), reclutamento (i giovanili entrano a far parte dello *stock*), fase di sfruttamento (gli individui sono soggetti a pressione di pesca)(da Fiorentino & Lembo, 2011).

L'analisi dinamica delle coorti, applicata alle diverse popolazioni di *P. elephas*, consente quindi di rilevare eventuali differenze tra aree e zone di ripopolamento, in ragione dei diversi livelli di sfruttamento da pesca applicati. Una delle tecniche più utilizzate per ricostruire la popolazione è l'analisi di popolazione virtuale (VPA, *Virtual Population Analysis*) o analisi di coorte<sup>3</sup> (*Cohort Analysis*). Questa metodica costituisce il nucleo di molti metodi di *stock assessment* attualmente usati soprattutto nei paesi dell'Atlantico occidentale, del nord Pacifico, del sud America e del Mediterraneo (Lassen & Medley, 2001). Il termine "virtuale" è stato introdotto per la prima volta da Fry nel 1957 in analogia con quello conosciuto in fisica: la popolazione virtuale è infatti, una popolazione creata dal metodo, basata sulle catture totali e sull'assunzione dei livelli di mortalità naturale e di mortalità da pesca terminale (Sparre & Venema, 1998). In poche parole, l'idea di fondo è di misurare ciò che può

<sup>3</sup> Sebbene Pope (1972) suggerisca l'uso di questo termine come distinto per indicare il suo metodo, questo è stato già usato in passato e quindi VPA e analisi di coorte sono considerati sinonimi (Hilborn & Walters, 1992).

essere misurato (le catture), con l'obiettivo di calcolare la popolazione che deve essere stata in mare per produrre quella data cattura (Sparre & Venema, 1998; Lassen & Medley, 2001; Cooper, 2006; Bombace & Lucchetti, 2011)(Fig. 15).

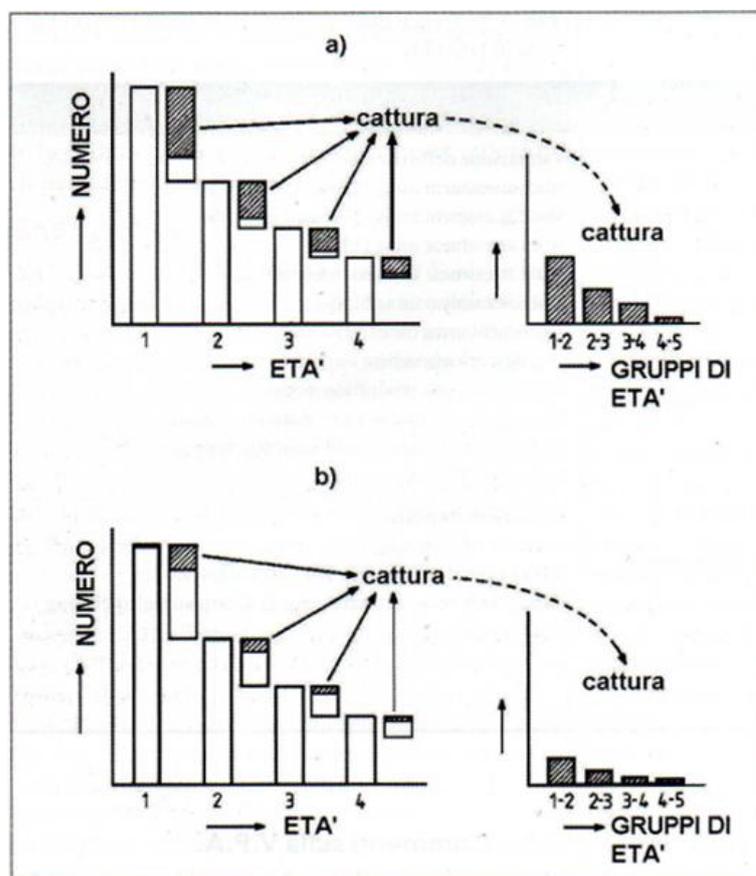


Figura 15. Le performance della VPA risultano sensibilmente migliori in popolazioni altamente sfruttate: in a) le catture rappresentano fedelmente la popolazione; in b) le catture rappresentano una porzione minore della popolazione totale (da Bombace & Lucchetti, 2011).

Da un punto di vista formale, la metodica integra tre diversi modelli dinamici che descrivono la popolazione (*population model*), la coorte (*cohort model*) e le catture (*catch model*)(Lassen & Medley, 2001)(Tab. 1). Lo stato dello *stock* in un determinato momento è infatti rappresentato attraverso l'andamento delle coorti. Sia le forze di incremento (reclutamento e accrescimento) che di decremento (mortalità naturale e da pesca) vengono descritte scomponendo la popolazione in classe di età (o taglia), incorporando da un lato il modello di crescita (VBGF, *Von Bertalanffy Growth Function*) e dall'altro il modello di decadimento esponenziale (*Exponential Decay Model*). Il modello di cattura è descritto invece dell'equazione di Baranov (1918), che formalizza

la relazione esistente tra cattura (C), individui in mare (N) e mortalità naturale (M) e da pesca (F):

$$C_t = N_t \cdot \frac{F_t}{(F_t+M)} \cdot [(1 - e^{-(F_t+M)})] \quad \text{con} \quad F_t + M = Z_t$$

dalla quale si ottiene

$$N_t = \frac{C_t \cdot (F_t+M)}{(1 - e^{-(F_t+M)}) \cdot F_t}$$

La metodica pone inoltre le seguenti assunzioni (Sparre & Venema, 1998):

- A. la mortalità naturale è nota;
- B. la mortalità da pesca per l'ultima classe di età è nota;
- C. non vi sono fenomeni di immigrazione ed emigrazione<sup>4</sup>.

**Tabella 1.** I tre modelli di base su cui si fonda l'impianto teorico della VPA.

| <i>Population Model</i>  | <i>Cohort Model</i>   | <i>Catch Model</i>  |
|--|---|---|
| $(G + R) = (F + M)$<br>Growth<br>$L_t = L_\infty (1 - e^{-k(t-t_0)})$<br>$W_t = a \cdot L_t^b$ | $\frac{dN}{dt} = -(F + M)N$<br>$N_t = N_0 e^{-(F+M)t}$<br>$(F + M) = Z$<br>$Z = -\ln \frac{N_t}{N_0}$ | $C_t = N_t \cdot \frac{F_t}{(F_t+M)} \cdot [(1 - e^{-(F_t+M)})]$<br>$F = f(C) \rightarrow C = \Delta t \cdot F \cdot N_t$<br>$Y = \sum_{t=1}^n C_t \cdot W_t$ |

Il principale vantaggio della VPA è la capacità di osservare la popolazione da una prospettiva storica, ricostruendone il pattern di pesca: in questo modo è possibile, attraverso l'utilizzo di modelli predittivi, elaborare proiezioni sulle catture future, uno

<sup>4</sup> Eventuali fenomeni di migrazione possono essere considerati come parte della mortalità naturale e quindi incorporati nel modello.

degli obiettivi più importanti per i *fishery managers* (Haddon, 2011). Tuttavia, in questo lavoro si è preferito utilizzare due delle principali versioni dell'analisi di coorte, in particolare sono state applicate la *Pope's Cohort Analysis* (1972) e la *Jones' Length Cohort Analysis* (1984).

#### 4.5.1 Pope's Cohort Analysis (1972)

La principale differenza tra la VPA e la versione introdotta da Pope risiede nel modo in cui è rappresentato il declino in numero degli individui (Gonzalez Cano, 2001). Se nell'analisi originale gli individui per coorte decrescono secondo un andamento di tipo esponenziale, in quest'ultima, la coorte segue un'evoluzione a gradino (*step function*) (Fig. 16). Si assume che l'intera cattura abbia avuto luogo, istantaneamente, in un singolo giorno collocato a metà anno e che solo le perdite naturali procedano continuamente su base esponenziale.

La funzione a gradino è così rappresentata:

$$N_t = N_{t+1} \cdot e^M + C_t \cdot e^{M/2}$$

con

$$F_t = \ln\left(\frac{N_t}{N_{t+1}}\right) - M; \quad e \quad e^{M/2} \approx \frac{Z \cdot (1 - e^{-F})}{F \cdot (1 - e^{-F})}$$

Con questa approssimazione si risolve il problema legato alla risoluzione di un'equazione trascendentale (*eq. di Baranov*) e all'effetto generato dal declino della coorte sul tasso di cattura durante l'anno. La *Pope's analysis* costituisce perciò una buona approssimazione della VPA originale, con scostamenti inferiori al 4% soprattutto per valori di  $M < 0.3$  e di  $F < 1.2$  (Hilborn & Walters, 1992; Sparre & Venema, 1998; Quinn & Deriso, 1999) (Fig. 17).

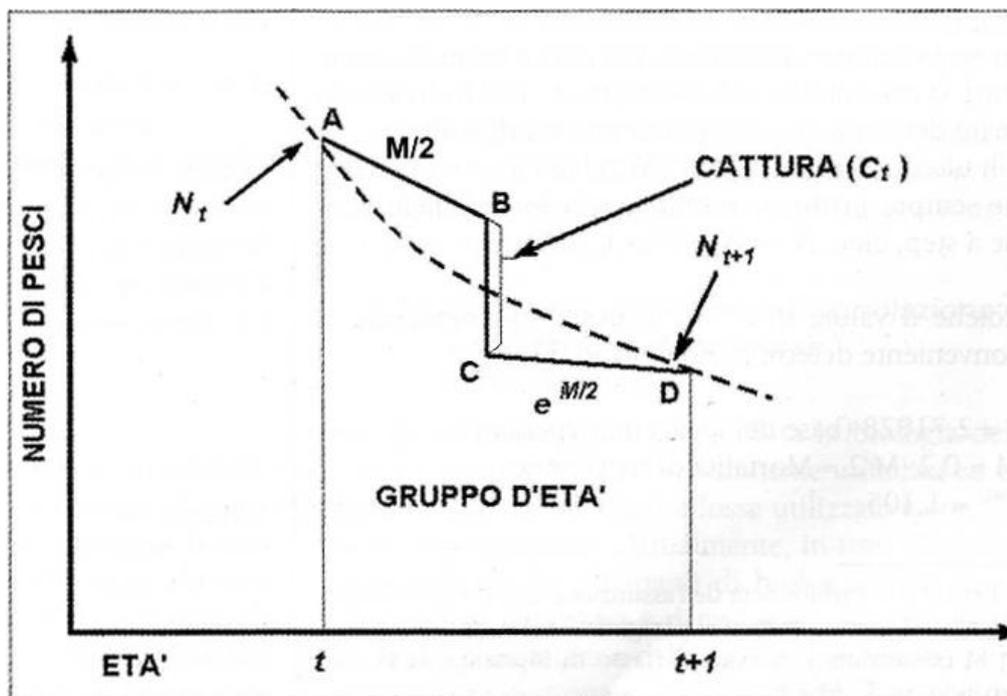


Figura 16. L'approssimazione proposta da Pope (1972) assume un prelievo istantaneo a metà anno. La curva della popolazione interseca esattamente il gradino che descrive l'evento di cattura (da Bombace & Lucchetti, 2011).

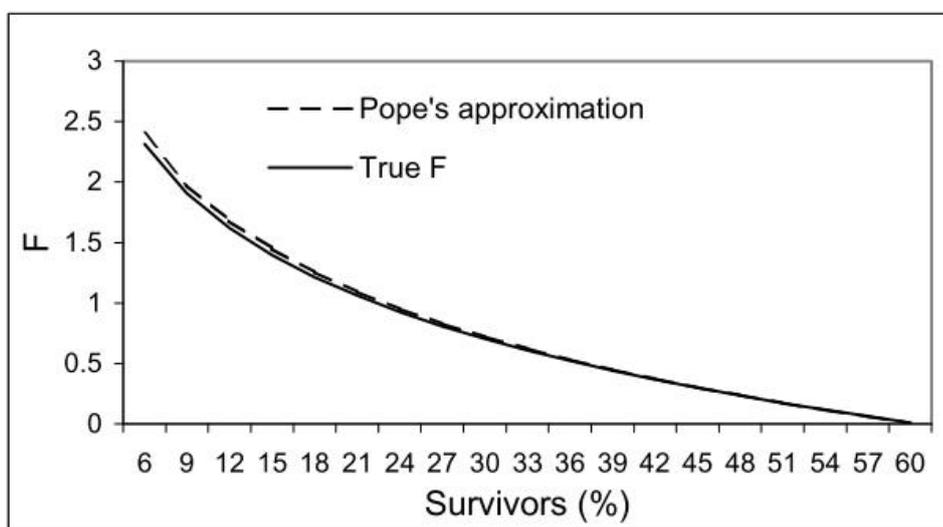


Figura 17. Comparazione tra l'analisi proposta da Pope e la VPA originale in merito alla stima della mortalità da pesca. Nell'esempio il valore di mortalità naturale utilizzato è di  $M = 0.3$  (da Lassen & Medley, 2001).

#### 4.5.2 Jones' Length Cohort Analysis (1984)

L'analisi di coorte, per sua natura, si basa sull'elaborazione delle catture strutturate per classi di età (CAA, *Catch at Age*). Nella maggiorparte dei casi, ottenere questo tipo di dato direttamente è pressoché impossibile in fase di campionamento. Piuttosto si preferisce raccogliere i dati di lunghezza (CAL, *Catch at Length*) e convertirli successivamente in CAA attraverso chiavi di età-lunghezza (ALK, *Age Length Key*) o tecniche di slicing (*Age Slicing*) (Gulland & Rosenberg, 1992). In altri casi invece, l'uso di dati di lunghezza è l'unica opzione possibile, soprattutto per le specie tropicali o in quelle in cui rilevare l'età risulta difficile.

Da questa esigenza sono stati sviluppati negli anni metodi alternativi (Jones, 1976; Jones & Van Zalinge, 1981; Pauly, 1984) in grado di funzionare con i dati per taglia. Il concetto di coorte è sostituito in questo caso da quello di pseudocoorte (Fig. 18) che si basa sull'assunzione di un sistema all'equilibrio (Fig. 19). In sostanza si considera che tutte le classi di taglia catturate durante l'anno riflettano l'andamento di una singola coorte durante il suo ciclo vitale (Sparre & Venema, 1998). Per questo motivo occorre disporre di una lunga serie storica di dati al fine di simulare lo *stock* in condizioni di equilibrio<sup>5</sup>.

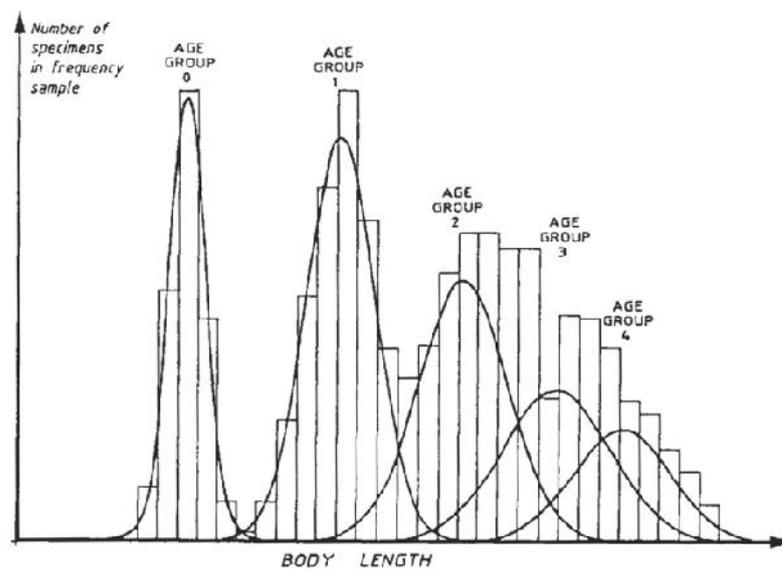


Figura 18. Il concetto di pseudocoorte assume che i gruppi identificabili all'interno di una distribuzione di frequenza annuale rappresentino l'andamento della coorte durante il suo ciclo vitale (da Sparre & Venema, 1998).

<sup>5</sup> Per stock all'equilibrio si intende un sistema a parametri costanti, con reclutamento e mortalità costanti nel tempo (Russel, 1931).

| B: CONSTANT PARAMETER SYSTEM |                              |                 |                 |                 |                 |
|------------------------------|------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| age*/year<br>t               | COHORTS, number of survivors |                 |                 |                 |                 |
|                              | 1971<br>N(71,t)              | 1972<br>N(72,t) | 1973<br>N(73,t) | 1974<br>N(74,t) | 1975<br>N(75,t) |
| 0                            | 2560                         | 2560            | 2560            | 2560            | 2560            |
| 1                            | 942                          | 942             | 942             | 942             | 942             |
| 2                            | 346                          | 346             | 346             | 346             | 346             |
| 3                            | 127                          | 127             | 127             | 127             | 127             |
| 4                            | 47                           | 47              | 47              | 47              | 47              |

\*) Age from recruitment data

Figura 19. Un sistema all'equilibrio ipotizza per tutti gli anni un numero costante di reclute e di perdite (da Sparre & Venema, 1998).

Da un punto di vista matematico il modello integra le equazioni della *Cohort Analysis* con l'equazione inversa di *Von Bertalanffy* al fine di ottenere il fattore di mortalità naturale  $H$  (*natural mortality factor*) per un determinato intervallo di lunghezza. Questo rappresenta la proporzione di sopravvissuti nel periodo di tempo indicato da  $L_1$  e da  $L_2$ . La differenza principale tra le due metodiche risiede nel fatto che al posto degli intervalli di tempo ( $t, t+1$ ), nella *Length Cohort Analysis* si considerano gli intervalli di lunghezza ( $L_1, L_2$ ) (Dekker, 1975; Sparre & Venema, 1998).

$$N_{L1} = [N_{L2} \cdot H_{L1,L2} + C_{L1,L2}] \cdot H_{L1,L2}$$

$$C_{L1,L2} = N_{L1} \cdot \frac{F}{Z} \cdot [1 - e^{-Z \cdot t}] \quad \text{dove} \quad H_{L1,L2} = \left[ \frac{L_{\infty} - L_1}{L_{\infty} - L_2} \right]^{M/2K}$$

Considerato che i pattern della mortalità da pesca così ottenuti si riferiscono per classe di taglia, questa metodica rappresenta un rapido ed utile strumento per l'analisi dello *stock*. Conoscere direttamente in quali classi di lunghezza la pesca incide maggiormente rappresenta un'informazione fondamentale in ottica gestionale, soprattutto per quanto riguarda l'istituzione di taglie minime di cattura e l'introduzione di attrezzi più selettivi.

#### 4.5.3 Thompson and Bell Model (1934)

Per completare i risultati ottenuti per mezzo dell'analisi di coorte è stata eseguita, esclusivamente per i dati di pesca commerciale (Cale OUT), la metodica proposta da Thompson & Bell (1934).

Se la VPA osserva lo *stock* da una prospettiva storica (*retrospective models*), il modello di Thompson & Bell è predittivo in quanto fornisce lo stato della risorsa sotto differenti scenari possibili. Per questo motivo costituisce uno strumento molto utile per dimostrare gli effetti che determinate misure gestionali (cambiamenti nella selettività degli attrezzi, riduzione o incrementi dello sforzo, fermo biologico) potrebbero avere sui rendimenti, sulla biomassa e sul rendimento economico. Un importante aspetto di questo modello è che è in grado di incorporare il valore economico della cattura, rappresentando di fatto un modello bioeconomico (Sparre & Venema, 1998).

I principali dati di input sono il vettore o pattern della mortalità da pesca all'interno della popolazione, la distribuzione dei pesi medi e il valore economico per classe di lunghezza.

Attraverso le relazioni di seguito riportate è possibile ricavare il rendimento (Y), la biomassa (B) e il rendimento economico (V):

$$Y_t = C_t \cdot W_t ;$$

$$B_t = Y_t / (F \cdot \Delta t) ;$$

$$V_t = Y_t \cdot \bar{v}_t$$

con  $W_t$  e  $\bar{v}_t$  ad indicare rispettivamente il peso medio e il valore economico per classe.

Una volta ottenute queste grandezze è possibile calcolare attraverso l'analisi alcuni dei più importanti punti di riferimento (*reference point*) usati in ambito gestionale, in particolare il massimo rendimento sostenibile (MSY, *Maximum Sustainable Yield*) e il massimo rendimento economico (MSE, *Maximum Sustainable Economic Yield*). Data la relazione esistente tra sforzo e mortalità da pesca è possibile ricavare i rendimenti in funzione delle variazioni della pressione di pesca, moltiplicando semplicemente il pattern di F' per diversi valori di X (Tab. 2).

**Tabella 2.** Il *fishing pattern* ottenuto tramite la VPA costituisce il vettore unitario di base ( $x = 1$ ). L'eventuale raddoppio dello sforzo di pesca si traduce in un raddoppio del vettore base ( $x = 2$ ) (da Sparre & Venema, 1998).

| Length Group<br>( $L_i; L_{i+1}$ ) | Fishing Pattern<br>( $X = 1$ ) | $X = 1.5$              | $X = 2$              | $X = 2.5$              | $X = 3$                |
|------------------------------------|--------------------------------|------------------------|----------------------|------------------------|------------------------|
| 6-12                               | 0.04                           | 0.06                   | 0.08                 | 0.10                   | 0.12                   |
| 12-18                              | 0.39                           | 0.58                   | 0.77                 | 0.97                   | 1.17                   |
| 18-24                              | 1.07                           | 1.60                   | 2.13                 | 2.67                   | 3.21                   |
| 24-30                              | 0.65                           | 0.97                   | 1.29                 | 1.62                   | 1.95                   |
| 30-36                              | 0.49                           | 0.73                   | 0.98                 | 1.22                   | 1.47                   |
| 36-42                              | 0.59                           | 0.88                   | 1.18                 | 1.47                   | 1.77                   |
| 42-48                              | 0.65                           | 0.97                   | 1.29                 | 1.62                   | 1.95                   |
| .....                              | $F_{L_i}$                      | $X(1.5) \cdot F_{L_i}$ | $X(2) \cdot F_{L_i}$ | $X(2.5) \cdot F_{L_i}$ | $X(3.5) \cdot F_{L_i}$ |

#### 4.6 Mortalità Naturale:

Per mortalità naturale si intende la proporzione di decessi all'interno di una popolazione per cause diverse dalla pesca. Fenomeni quali predazione, parassitosi, malattie e stress ambientali colpiscono lo *stock* nei suoi diversi elementi in fasi diverse del ciclo biologico (Bombace & Lucchetti, 2011). Per questo motivo, la mortalità naturale colpisce più intensamente le fasi larvali e di reclutamento mentre diminuisce gradualmente con l'accrescimento degli individui. Il numero di perdite naturali è perciò direttamente proporzionale alla densità della popolazione. La mortalità naturale viene generalmente espressa in termini di mortalità istantanea  $M$  ( $M$  per anno) derivando il corrispondente tasso annuale di mortalità naturale o proporzione annuale delle morti naturali  $D$  (Haddon, 2011) (Tab. 3).

**Tabella 3.** Il tasso di mortalità istantanea è calcolato in funzione del numero di eventi considerati. Più si riduce l'intervallo di tempo considerato più la mortalità tende a zero (da Haddon, 2011).

| $\Delta$ Tempo | N° di volte applicato | Proporzione di morti naturali ( $D$ ) | Tasso istantaneo ( $M$ ) | Formula<br>$M = -\ln(1-D)$ |
|----------------|-----------------------|---------------------------------------|--------------------------|----------------------------|
| 1 anno         | 1                     | 0.2                                   | 0.22                     | $-\ln(1-0.2)$              |
| 6 mesi         | 2                     | 0.1                                   | 0.11                     | $-\ln(1-0.1)$              |
| 1 mese         | 12                    | 0.016                                 | 0.018                    | $-\ln(1-0.016)$            |
| 1 settimana    | 52                    | 0.003                                 | 0.004                    | $-\ln(1-0.003)$            |
| 1 giorno       | 365                   | 0.0005                                | 0.0006                   | $-\ln(1-0.0005)$           |

Da un punto di vista gestionale, conoscere il tasso di mortalità naturale risulta determinante per valutare la produttività potenziale di un dato *stock*: in linea generale, considerando che la mortalità naturale e da pesca si sommano, osserveremo valori più elevati per popolazioni con produttività maggiore, in grado perciò di sostenere più alti tassi di sfruttamento (Hewitt et al., 2007). Tuttavia, essa rappresenta uno dei parametri della popolazione più difficile da determinare a causa dell'effetto confondente generato da fenomeni quali il reclutamento, la mortalità da pesca e la mortalità naturale stessa (Quinn & Deriso, 1999). Come evidenziato da molti autori (Hilborn & Walters, 1992; Quinn & Deriso, 1999; Ragonese et al. 2006; Hewitt et al., 2007), le stime di tale parametro, utilizzate per calibrare i vari modelli di *stock assessment* sono generalmente alquanto incerte, se non addirittura indovinate (Sparre & Venema, 1998). Pope nel 1975 suggerisce, in assenza di informazioni utili alla sua determinazione, di utilizzare un valore costante di  $0.2 \text{ year}^{-1}$  ("M = 0.2" se "M = 0.?" ). Un valore di M non veritiero potrebbe influire considerevolmente durante il processo di ricostruzione dello *stock* per mezzo della *Virtual Population Analysis*: se il valore di M è troppo elevato rispetto a quello reale, la dimensione della coorte stimata sarà più ampia, mentre se il valore risulta troppo piccolo lo sarà anche quello della coorte (Hilborn & Walters, 1992; Sparre & Venema, 1998; Hoggart et al., 2006).

Fino a che si è interessati ai *trend* piuttosto che ai numeri assoluti, queste distorsioni non sono poi così serie. Inoltre, se la mortalità da pesca è elevata rispetto a quella naturale, un valore non corretto potrebbe non avere grosso impatto sulle stime, nel caso contrario l'impatto può assumere rilevanza (Hilborn & Walters, 1992)(Fig. 20).

In ogni caso, nella pratica modellistica, valori di M vengono ricavati mediante metodi di marcatura e ricattura o più semplicemente, utilizzando tecniche indirette, meglio conosciute come *Life-History methods* (Vetter, 1988). Queste ultime restituiscono un tasso di mortalità costante per tutte le classi di età fornendo solamente alcuni dei principali parametri del ciclo vitale e dell'accrescimento delle specie esaminate. Si basano perciò sulla relazione osservata tra età, accrescimento, ambiente e mortalità naturale (Hewitt et al., 2007).

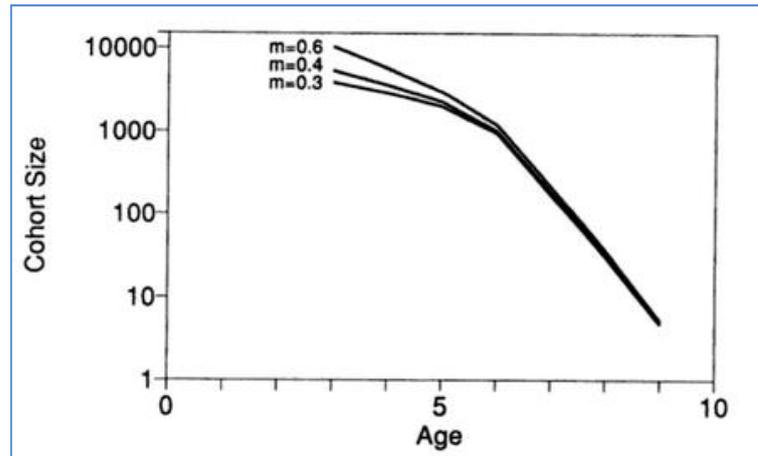


Figura 20. Le differenze osservate per differenti valori di mortalità naturale sono maggiori per le classi più giovani. In queste classi le perdite naturali incidono maggiormente rispetto a quelle pienamente sfruttate (da Hilborn & Walters, 1992).

Per quanto riguarda *P. elephas*, il valore di  $M$  utilizzato nella VPA è di  $0.22 \text{ year}^{-1}$  che corrisponde ad una percentuale annuale di morti del 20% (Tab. 3). Tale valore è in accordo con quello ottenuto applicando la metodica proposta da Hewitt & Hoening (2005) che mette in relazione il tasso istantaneo di mortalità naturale con l'età massima osservata secondo la formula:

$$M \approx 4.22/t_{\max}$$

Inoltre il valore non è dissimile da quelli indicati in letteratura per le popolazioni atlantiche ( $0.11 \text{ year}^{-1}$ ) e corse ( $0.15 - 0.30 \text{ year}^{-1}$ ) (Goni & Latrouite, 2005).

#### 4.7 Mortalità da Pesca Terminale:

Per avviare il processo di ricostruzione delle coorti, le tecniche di *Virtual Population Analysis* richiedono in *input* il tasso istantaneo di mortalità da pesca per la classe di età (o taglia) maggiore. Generalmente viene indicato come  $F_t$  o *mortalità da pesca terminale* (Sparre & Venema, 1998).

Questo valore solitamente è ricavato indipendentemente, attraverso *survey* dedicati o per mezzo di informazioni ausiliarie all'attività di pesca (Quinn & Deriso, 1999; Haddon, 2011). Negli ultimi anni, si è visto (soprattutto in letteratura grigia) un

considerevole sviluppo delle tecniche di *tuning* della VPA attraverso le informazioni da pesca (Haddon, 2011).

In assenza di queste informazioni è comunque sempre possibile procedere con l'analisi di coorte introducendo un'ulteriore assunzione nel modello. Soprattutto nel caso di specie altamente sfruttate, è possibile assumere che il numero di catture osservate nell'ultimo anno di età rappresenti la quasi totalità degli individui presenti in mare per quella coorte. Possiamo formalizzare il tutto utilizzando valori di mortalità da pesca superiori all'80% e quindi di  $F_t \geq 1,61$ .

Gli effetti causati da questa approssimazione si riducono mano a mano che il calcolo della VPA procede a ritroso per le classi di età. Questo fenomeno di convergenza (*“convergence behaviour”*), suggerisce che quando la mortalità da pesca è molto alta le stime del reclutamento sono insensibili riguardo al numero di sopravvissuti per la classe di età più vecchia (Lassen & Medley, 2001)(Fig. 21).

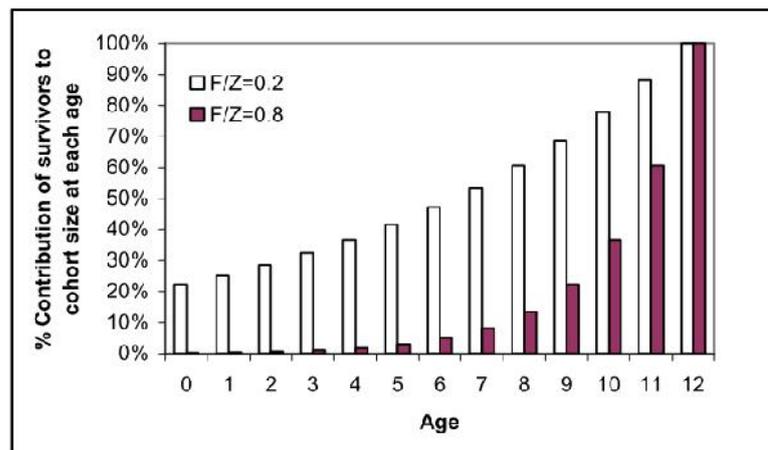


Figura 21. Il contributo dei sopravvissuti alla dimensione della coorte per ogni età illustra l'influenza della  $F_t$  sulle stime prodotte dalla VPA. Se  $F/Z = 0.2$  la percentuale della coorte dipendente dai sopravvissuti rimane alta, costituiscono il 22% delle reclute originali. Se  $F/Z = 0.8$  i sopravvissuti contribuiscono ben poco alla stima del reclutamento, che ora dipende statisticamente molto di più dalla somma delle catture passate (da Lassen & Medley, 2001).

## 4.8 Age Slicing:

Come già espresso in precedenza, la difficoltà principale nell'utilizzo della Analisi di Coorte, risiede nel fatto che per seguire l'andamento di una coorte attraverso la sua vita, anno dopo anno, è necessario disporre del numero di catture per classe di età (CAA, *Catch at Age*). Sfortunatamente nel caso di *P. elephas*, come per gli invertebrati in genere, ottenere questo tipo di informazione durante la fase di campionamento è problematico se non impossibile<sup>6</sup>.

Questo problema è stato superato convertendo i dati di cattura per lunghezza (CAL) in dati di età (CAA) attraverso la tecnica nota come *age slicing* (Gulland & Rosenberg, 1992; Sparre & Venema, 1998). Tale metodica si basa sul modello di crescita di *Von Bertalanffy* e sebbene esista in un certo numero di versioni, esegue fondamentalmente una scomposizione delle coorti a "taglio di coltello" (*knife edge method*). Questo chiaramente può comportare alcuni problemi, soprattutto in ragione del fatto che non sempre gli individui con la stessa età crescono allo stesso modo e quindi, possono presentare dimensioni diverse. Nello specifico, lo *slicing* può portare a sovrastimare le reclute e le coorti più vecchie, e sottostimare quelle intermedie (Gulland & Rosenberg, 1992).

L'*age slicing* è stato eseguito per mezzo del pacchetto software LFDA (*Length Frequency Data Analysis*) (Kirkwood & Auckland, 2001), prodotto originariamente da FMSP project R4517 ed esteso poi in ambiente *Windows* dal progetto R5050CB.

---

<sup>6</sup> L'assenza di otoliti o altre strutture di crescita non permette una determinazione diretta dell'età dei campioni ottenuti.

#### 4.9 Parametri di Input per l'analisi di coorte:

In definitiva sono riportati i parametri di base e la tipologia di input utilizzati dall'analisi di coorte per le popolazioni di *P. elephas*, all'interno e all'esterno delle Aree di Ripopolamento.

Tabella 4. I parametri biometrici utilizzati sono quelli indicati da Bevacqua et al. (2010) e Follesa (2011). Per permettere alla VPA di funzionare, la mortalità da pesca (F) all'interno delle aree di ripopolamento è stata sovrastimata in 0.36 y<sup>-1</sup>.

| Specie: <i>Palinurus elephas</i> (Fabricius, 1787) |                   |                   |
|--|-------------------|-------------------|
| Sex  | Maschi            | Femmine           |
| Tipo di Dati                                       | Catch at Age data | Catch at Age data |
|  | Catch at Length   | Catch at Length   |
| $L_{\infty}$                                       | 167.9             | 120.2             |
| K  | 0.13              | 0.21              |
| $t_0$  | -0.399            | -0.349            |
| $W = aLCS^b$<br>[a ; b]                            | 0.001; 2.9146     | 0.0009; 2.9593    |
| Ft (In; Out)                                       | (1.61; 0.36)      | (1.61; 0.36)      |
| M  | 0.22              | 0.22              |

## 5. RISULTATI

### 5.1 Area di Su Pallosu

#### 5.1.1 Analisi dei trend

L'area di ripopolamento dell'aragosta rossa situata in località Su Pallosu (S. Caterina di Pittinuri) è stata istituita nel 1997 e definitivamente avviata l'anno successivo attraverso la Legge Regionale N. 776 del 6-5-1998. Rappresenta quindi il primo e più importante esperimento di ripopolamento estensivo di *Palinurus elephas* condotto nei mari della Sardegna e per questo motivo, costituisce tutt'oggi un valido modello di riferimento per le marinerie isolate e dell'intero Mediterraneo<sup>7</sup>.

L'analisi temporale delle CPUE in numero di individui evidenza, per l'interno della riserva, un andamento crescente statisticamente significativo (r Pearson,  $r = 0.86$ ; p-value  $< 0.01$ ). Gli incrementi percentuali calcolati rispetto al 1997 (primo anno d'istituzione), descrivono aumenti fino al 385% nel 2008, con valori di CPUE prossimi a 1.75 individui per pezza di rete (Fig. 22). Situazione completamente differente all'esterno dell'area, con catture variabili che negli ultimi anni raggiungono valori prossimi ai 0.5 individui  $\cdot$  pezze<sup>-1</sup> (Fig. 22). Gli incrementi percentuali rispetto al 1998 risultano in questo caso del tutto trascurabili (Tab. 5).

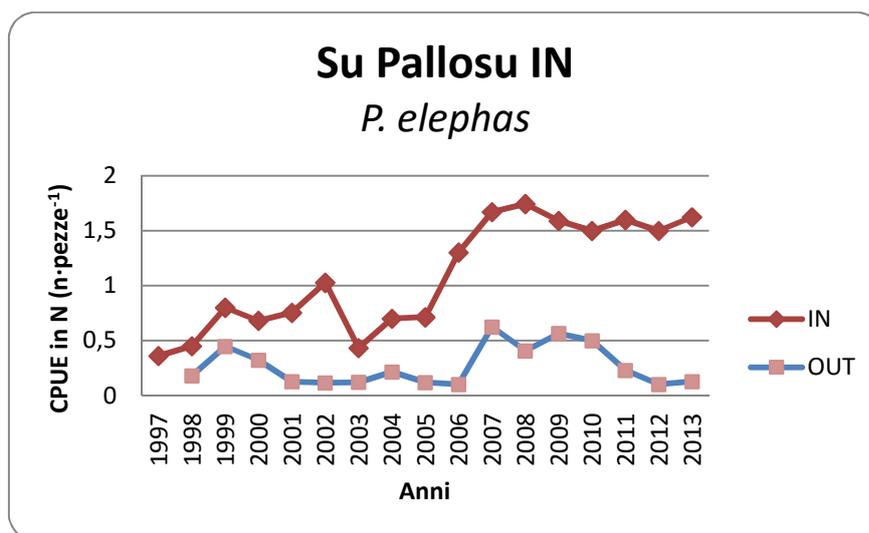


Figura 22. Progressione temporale delle CPUE in numero all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

<sup>7</sup> Per una disamina più approfondita dei risultati ottenuti in seguito all'esperimento di Su Pallosu si rimanda ai lavori di Follesa (2011) e Bevacqua et al. (2010).

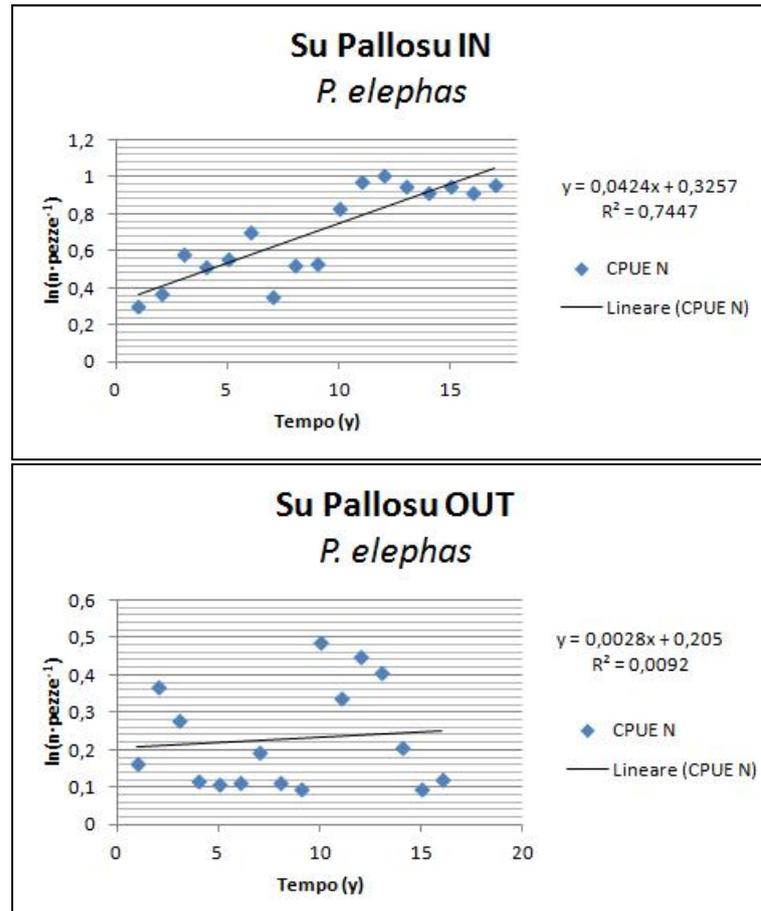


Figura 23. Modelli di regressione lineare per le CPUE in numero all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento.

Tabella 5. Incrementi percentuali rispetto al primo anno di indagine delle CPUE e del Peso Medio per l'interno e l'esterno dell'area di ripopolamento.

| Anni | IN        |           |         | OUT       |           |         |
|------|-----------|-----------|---------|-----------|-----------|---------|
|      | CPUE in N | CPUE in P | P medio | CPUE in N | CPUE in P | P medio |
| 1997 | -----     | -----     | -----   | -----     | -----     | -----   |
| 1998 | 25%       | 2%        | -13%    | -----     | -----     | -----   |
| 1999 | 122%      | 136%      | 16%     | 148%      | 167%      | 8%      |
| 2000 | 89%       | 96%       | 22%     | 79%       | 125%      | 26%     |
| 2001 | 110%      | 160%      | 36%     | -30%      | -17%      | 19%     |
| 2002 | 186%      | 256%      | 99%     | -36%      | 25%       | 96%     |
| 2003 | 20%       | 102%      | 186%    | -33%      | 92%       | 189%    |
| 2004 | 94%       | 242%      | 68%     | 19%       | 50%       | 26%     |
| 2005 | 98%       | 233%      | 92%     | -34%      | 36%       | 107%    |
| 2006 | 262%      | 301%      | 61%     | -45%      | 57%       | 182%    |
| 2007 | 364%      | 405%      | 53%     | 246%      | 440%      | 51%     |
| 2008 | 385%      | 453%      | 49%     | 125%      | 370%      | 110%    |
| 2009 | 342%      | 552%      | 63%     | 214%      | 649%      | 149%    |
| 2010 | 317%      | 622%      | 73%     | 177%      | 703%      | 206%    |
| 2011 | 344%      | 622%      | 73%     | 27%       | 231%      | 163%    |
| 2012 | 317%      | 620%      | 57%     | -44%      | 44%       | 190%    |
| 2013 | 351%      | 436%      | 35%     | -30%      | 64%       | 154%    |

Anche il confronto delle CPUE in peso mette in evidenza differenze importanti tra le abbondanze all'interno della *No Take Area* e quelle all'esterno.

Le catture commerciali si mantengono su valori particolarmente bassi, di poco inferiori ai  $100 \text{ g} \cdot \text{pezza}^{-1}$ , con variazioni positive soprattutto a ridosso del periodo 2007-2011 (Fig. 24). Tuttavia, nonostante un incremento finale attorno al 64% (Tab. 5), l'andamento nel complesso non appare significativo ( $r$  Pearson = 0.44;  $p$ -value > 0.05). Il *trend* rilevato all'interno dell'area di ripopolamento risulta invece statisticamente significativo ( $r$  Pearson,  $r = 0.92$ ;  $p$ -value < 0.01), con valori che da circa 91 g sono passati a  $660 \text{ g} \cdot \text{pezza}^{-1}$  nel periodo 2010-2012 (Fig. 24). Si è osservato in sostanza un incremento delle abbondanze davvero notevole, con picchi che per quel periodo hanno raggiunto addirittura il 703% del valore iniziale (Tab. 5).

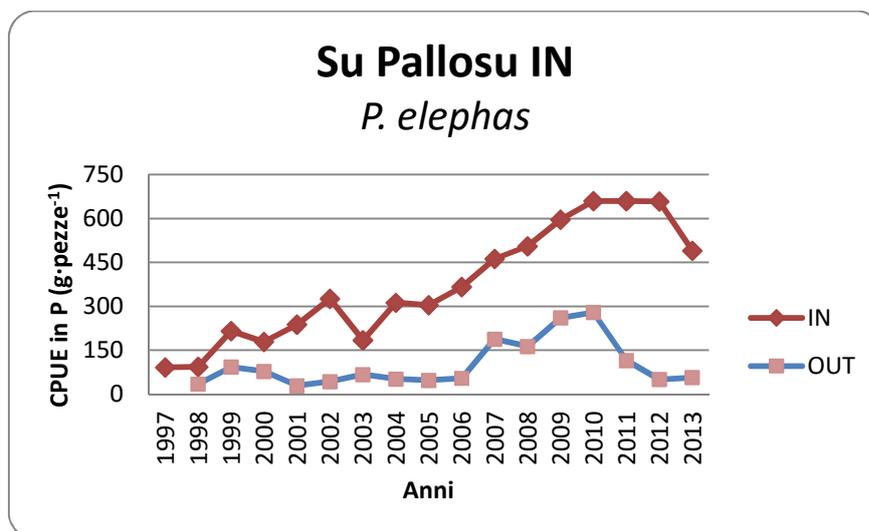


Figura 24. Progressione temporale delle CPUE in peso all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

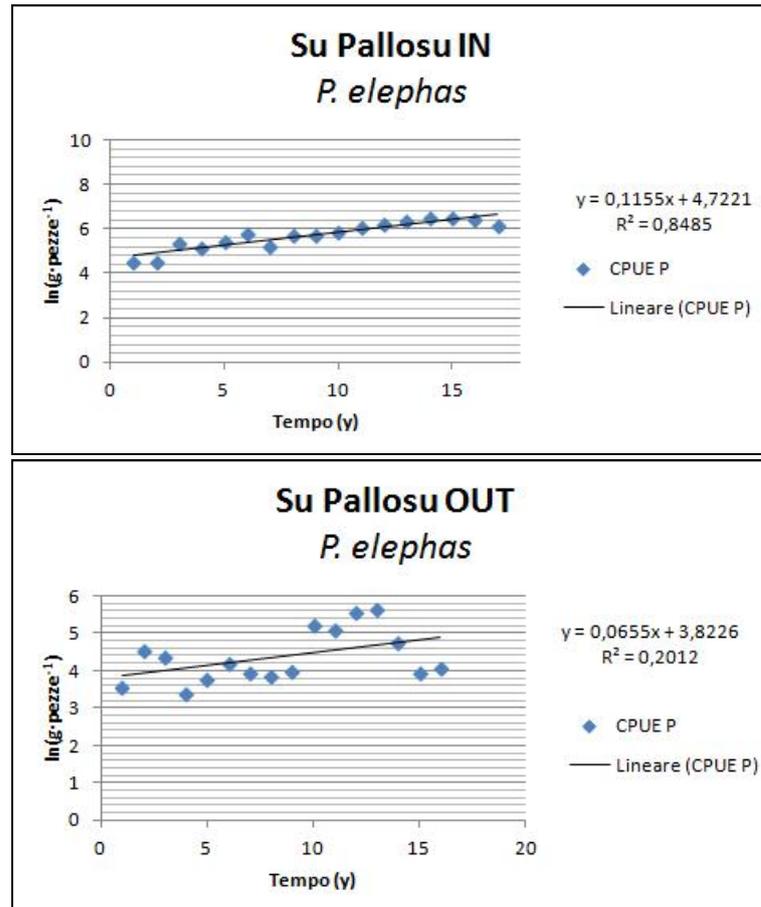


Figura 25. Modelli di regressione lineare per le CPUE in peso all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento

Gli individui campionati all'interno dell'area e nelle zone di pesca hanno mostrato dimensioni generalmente simili (Fig. 26). I lievi incrementi percentuali che si sono registrati soprattutto per le catture commerciali (Tab. 5), possono essere spiegati guardando probabilmente al grado di eterogeneità delle aree di pesca o a variazioni locali dello sforzo di pesca. In casi del genere, una differente scelta delle zone di pesca o nel modo di utilizzare gli attrezzi può determinare cambiamenti del peso medio degli individui. Tuttavia, l'analisi di correlazione condotta su entrambi i campioni non ha evidenziato alcun trend statisticamente significativo ( $p\text{-value} > 0.05$ ) (Fig. 27). I *trend* delle catture per unità di sforzo hanno mostrato i primi effetti in termini di abbondanza prodotti dall'istituzione della *No Take Area*. La protezione dalla pesca ha infatti guidato lo *stock* verso livelli inaspettatamente elevati. Questo risultato appare ancor più rilevante se rapportato all'intervallo di tempo studiato (17 anni) e ai valori particolarmente bassi registrati in partenza (1997).

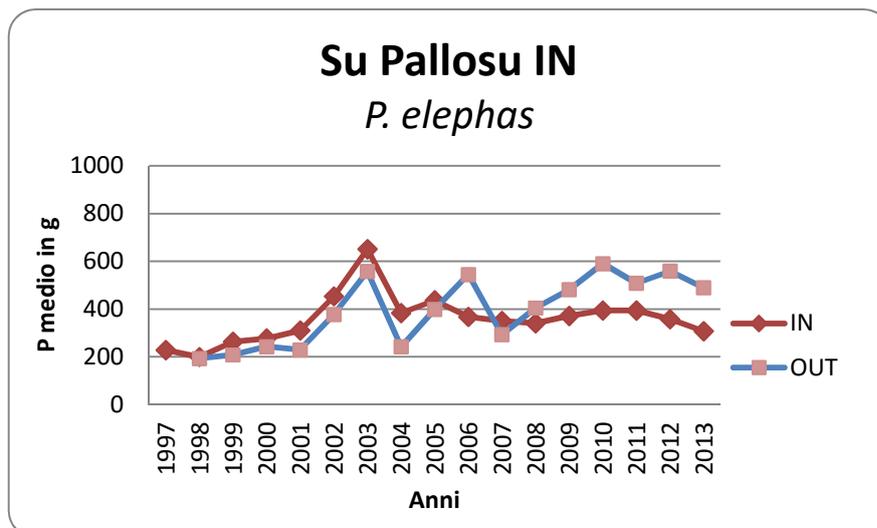


Figura 26. Progressione temporale del Peso Medio in g all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

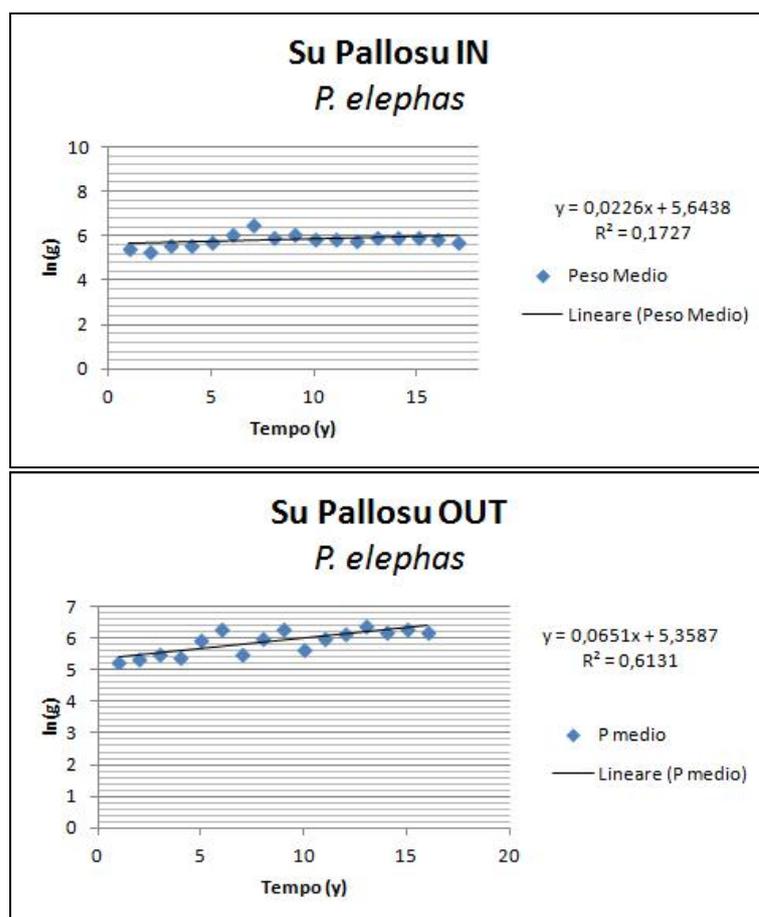


Figura 27. Modelli di regressione lineare per i pesi medi all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento.

### 5.1.2 Distribuzioni di frequenza per taglia

Le variazioni dell'abbondanza osservate all'interno dell'area di ripopolamento sono state analizzate in dettaglio, esaminando le distribuzioni annuali delle catture per classi di taglia e di età. Durante il periodo di studio, all'interno dell'area sono stati catturati e misurati 2729 esemplari di *P. elephas*, di cui 1602 maschi e 1127 femmine (*sex ratio* = 1.4). Nello stesso tempo, le catture commerciali sono state stimate in circa 298905 individui, divise in 165686 maschi e 133219 femmine (*sex ratio* = 1.2)(Tab. 6).

**Tabella 6.** Nella tabella è indicata la numerosità campionaria per l'interno e le aree commerciali, con valori divisi per anno e per sesso.

|               | IN          |             |             | OUT           |               |               |
|---------------|-------------|-------------|-------------|---------------|---------------|---------------|
|               | Maschi      | Femmine     | Totali      | Maschi        | Femmine       | Totali        |
| 1997          | 69          | 47          | 116         | .....         | .....         | .....         |
| 1998          | 8           | 7           | 15          | 25629         | 23950         | 49579         |
| 1999          | 114         | 96          | 210         | 18450         | 12388         | 30838         |
| 2000          | 120         | 83          | 203         | 11375         | 11250         | 22625         |
| 2001          | 104         | 78          | 182         | 4513          | 4325          | 8838          |
| 2002          | 30          | 12          | 42          | 1482          | 1625          | 3107          |
| 2003          | 2           | 2           | 4           | 2275          | 1463          | 3738          |
| 2004          | 20          | 18          | 38          | 19500         | 14372         | 33872         |
| 2005          | 48          | 26          | 74          | 4767          | 4095          | 8862          |
| 2006          | 123         | 82          | 205         | 9100          | 9750          | 18850         |
| 2007          | 159         | 123         | 282         | 13825         | 9075          | 22900         |
| 2008          | 125         | 86          | 211         | 13650         | 10427         | 24077         |
| 2009          | 252         | 134         | 386         | 11578         | 8186          | 19764         |
| 2010          | 61          | 62          | 123         | 13494         | 10894         | 24388         |
| 2011          | 216         | 137         | 353         | 8216          | 5359          | 13575         |
| 2012          | 76          | 80          | 156         | 3283          | 2515          | 5797          |
| 2013          | 75          | 54          | 129         | 4550          | 3545          | 8095          |
| <b>TOTALE</b> | <b>1602</b> | <b>1127</b> | <b>2729</b> | <b>165686</b> | <b>133219</b> | <b>298905</b> |

Se le taglie commerciali risultano comprese tra i 46 e i 100 mm di LCS, all'intero dell'area queste si presentano molto più diversificate, con intervalli di ampiezza notevolmente maggiori (Fig. 28). I campionamenti all'interno della *No Take Area* sono infatti stati svolti in maniera generalmente meno selettiva rispetto alle cale

commerciali, proprio con l'obiettivo di rappresentare nel modo più fedele possibile la reale composizione in taglia della popolazione. E' per questo motivo che le variazioni osservate nelle cale IN costituiscono una buona approssimazione dei cambiamenti dinamici avvenuti a livello dello *stock*. Gli incrementi dell'abbondanza registrati in seguito all'istituzione della riserva si sono concretizzati soprattutto in direzione delle classi di taglia situate lungo le code delle distribuzioni. Le differenze maggiori si osservano per gli individui di grosse dimensioni (> 100 mm) che risultano completamente assenti nelle distribuzioni delle cale commerciali (Fig. 28). In queste ultime, l'attività da pesca potrebbe infatti aver determinato la completa eliminazione di alcune classi modali.

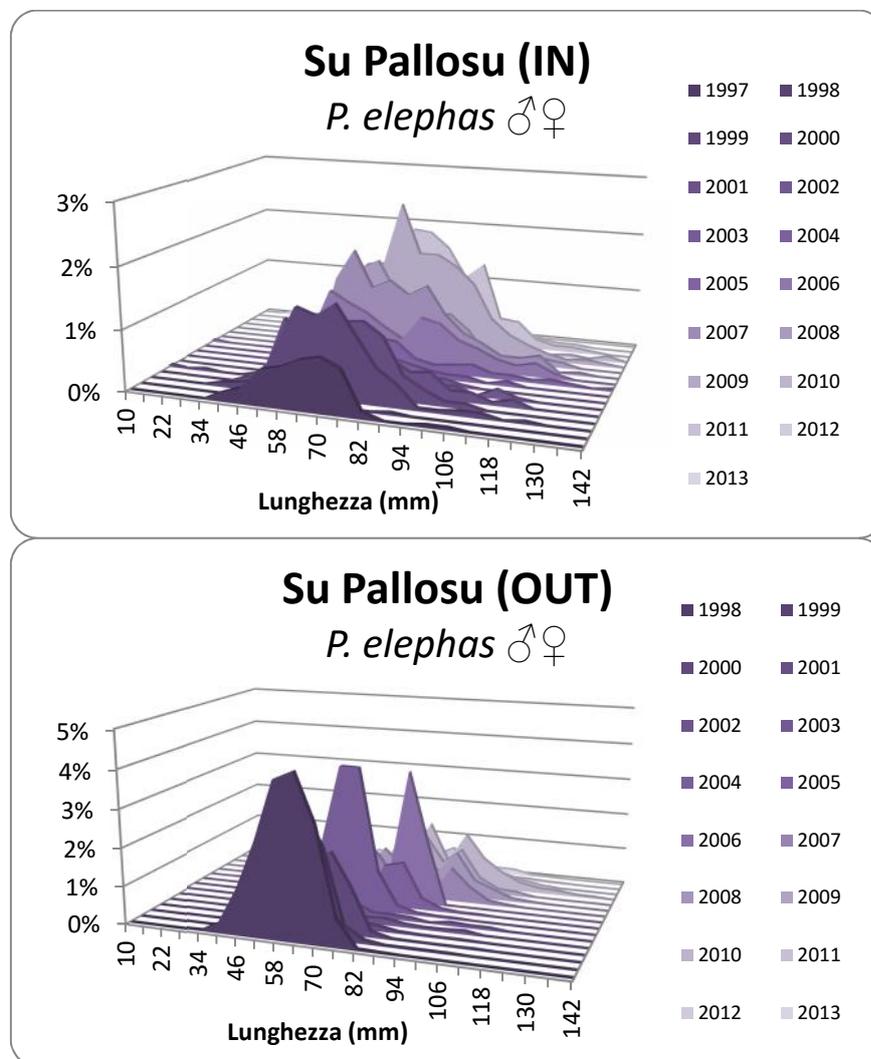


Figura 28. Distribuzioni di frequenza per taglia delle catture all'interno (sopra) e all'esterno dell'area di ripopolamento.

Dall'analisi per sessi notiamo che le differenze maggiori si registrano soprattutto per le frequenze maschili (Fig. 29), con il baricentro delle distribuzioni che negli anni tende a migrare verso taglie sempre maggiori.

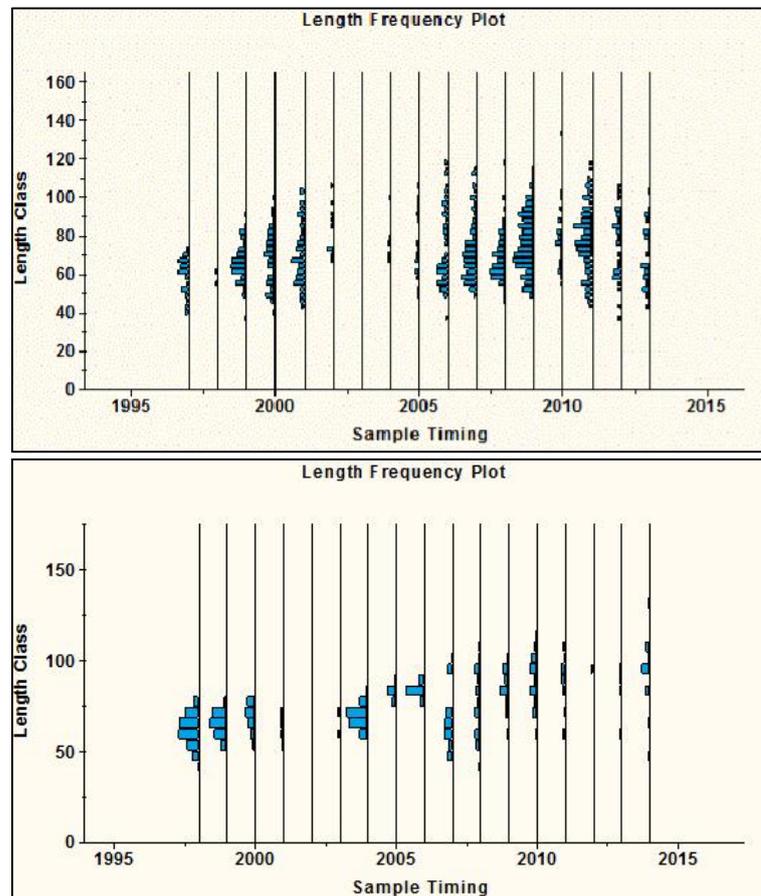


Figura 29. Su Pallosu (In vs OUT): confronto di taglia per le catture di sesso maschile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

Anche le distribuzioni delle catture commerciali mostrano una progressione modale in direzione delle taglie più grandi (Fig. 29), confermando quindi quanto osservato per l'andamento del peso medio (Fig. 26).

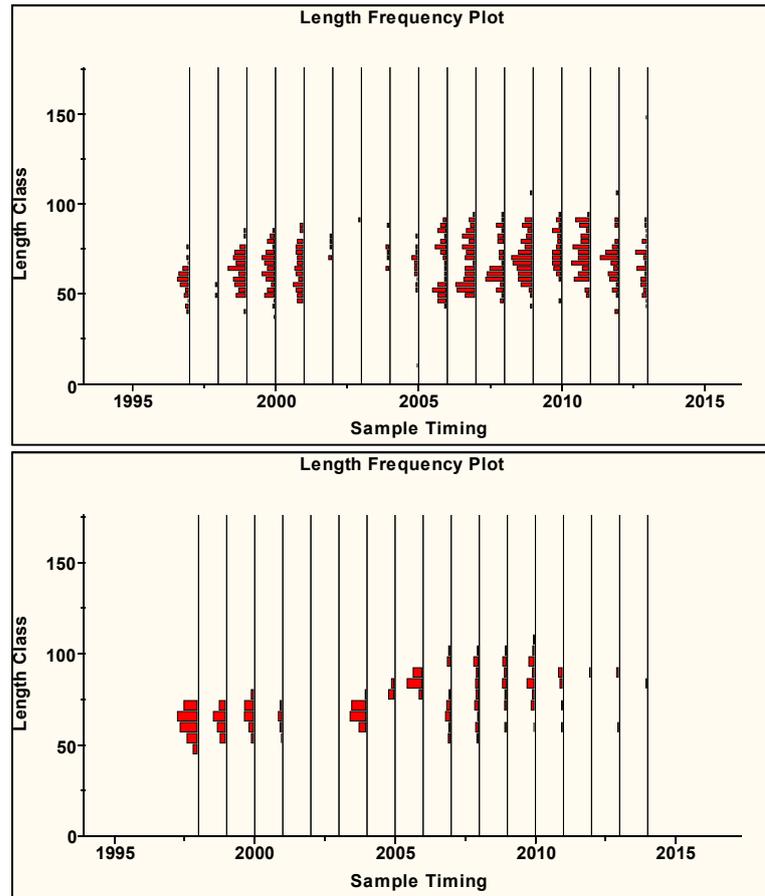


Figura 30. Su Pallosu (In vs OUT): confronto di taglia per le catture di sesso femminile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

E' interessante notare che le catture femminili nel complesso (sia all'interno che all'esterno della riserva), esibiscono dimensioni mediamente inferiori a quelle maschili, con frequenze incentrate su intervalli di lunghezza minori (Fig. 30).

Le femmine di *P. elephas*, impiegando buona parte delle energie in favore dello sforzo riproduttivo piuttosto che nell'accrescimento, raggiungono di fatto dimensioni generalmente inferiori a quelle dei maschi.

### 5.1.3 Distribuzioni di frequenza per età

Discorso analogo può essere fatto sulla base delle catture per età. Attraverso la tecnica dell'*age slicing* è stato possibile trasformare le classi di lunghezza in coorti. All'interno dell'area di ripopolamento gli individui campionati hanno presentato età variabile, compresa generalmente tra i 0+ e 13+ (Fig. 31). Col passare degli anni l'aumento delle catture, seppur bilanciato, ha interessato soprattutto gli individui più adulti. Anche nelle cale commerciali si è registrato un incremento delle coorti più grandi, soprattutto a partire dal 2008. In generale però, all'esterno, le catture mostrano età comprese tra 0+ e 8+ (Fig. 31), con picchi modali in corrispondenza delle coorti 2+ e 3+.

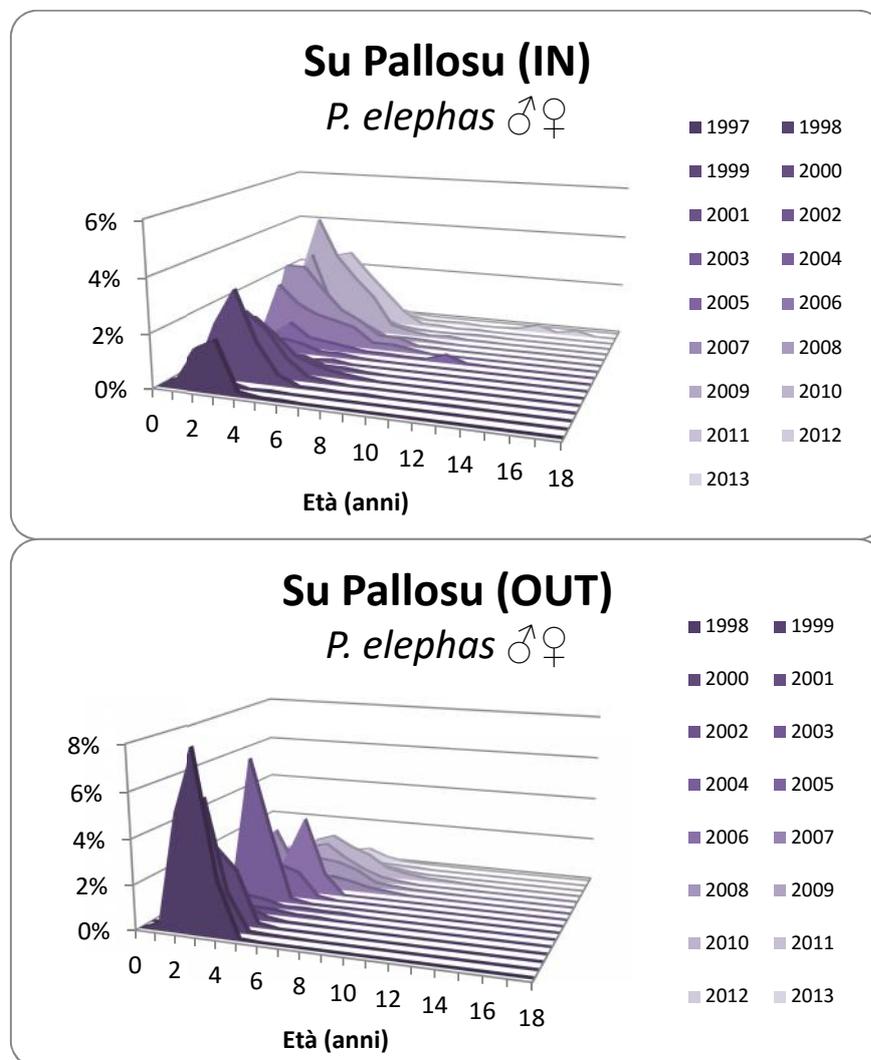


Figura 31. Distribuzioni di frequenza per età delle catture all'interno (sopra) e all'esterno dell'area di ripopolamento.

All'interno della *No Take Area*, dopo primo un rapido incremento, il numero di classi di età osservato tende a stabilizzarsi. Nelle aree di pesca commerciali invece, il numero delle classi di cattura subisce un aumento solamente a partire dagli anni 2007/2008, proprio in corrispondenza dell'aumento osservato per l'abbondanza (vedi CPUE).

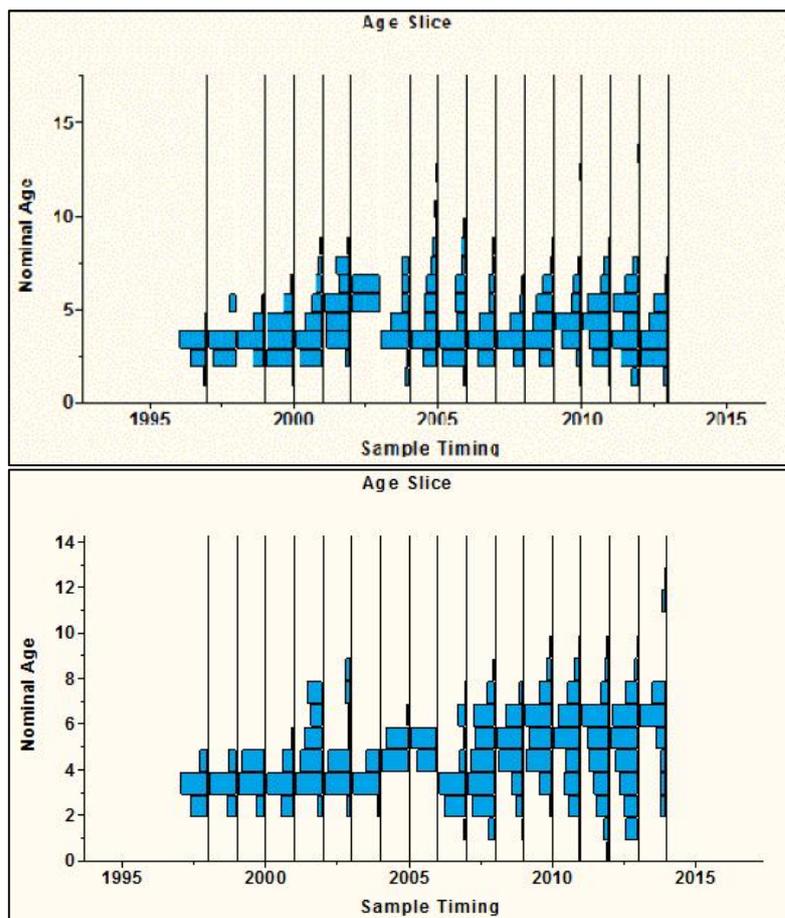


Figura 32. Su Pallosu (In vs OUT): confronti per età delle catture di sesso maschile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

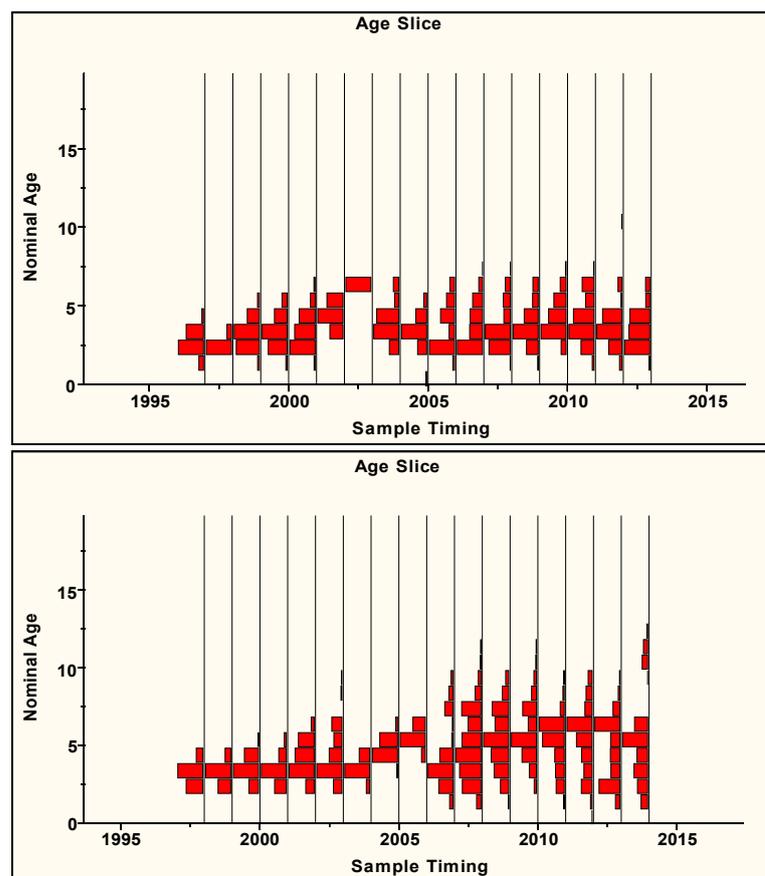


Figura 33. Su Pallosu (In vs OUT): confronti per età delle catture di sesso femminile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

In assenza di particolari variazioni dell'attività di pesca, risultati del genere potrebbero essere interpretati ipotizzando particolari fenomeni di *restocking*. La migrazione di individui dall'area di ripopolamento verso le zone di pesca adiacenti (*spillover*) potrebbe aver infatti innescato interessanti processi di ricostituzione dello *stock* commerciale. Tuttavia gli andamenti delle catture forniscono solamente un primo indizio di quanto può essere avvenuto all'interno della popolazione in termini demografici. Un'analisi più approfondita in tal senso può essere eseguita adoperando modelli di dinamica di popolazione come, per esempio, la VPA.

#### 5.1.4 Pope's Cohort Analysis

Le catture totali all'interno e all'esterno della *No Take Area* sono state esaminate attraverso l'analisi di popolazione virtuale (VPA). Questa tecnica ci ha consentito di ricostruire la popolazione in modo completo, evidenziando in che modo la pesca e la mortalità naturale sono in grado di incidere al suo interno.

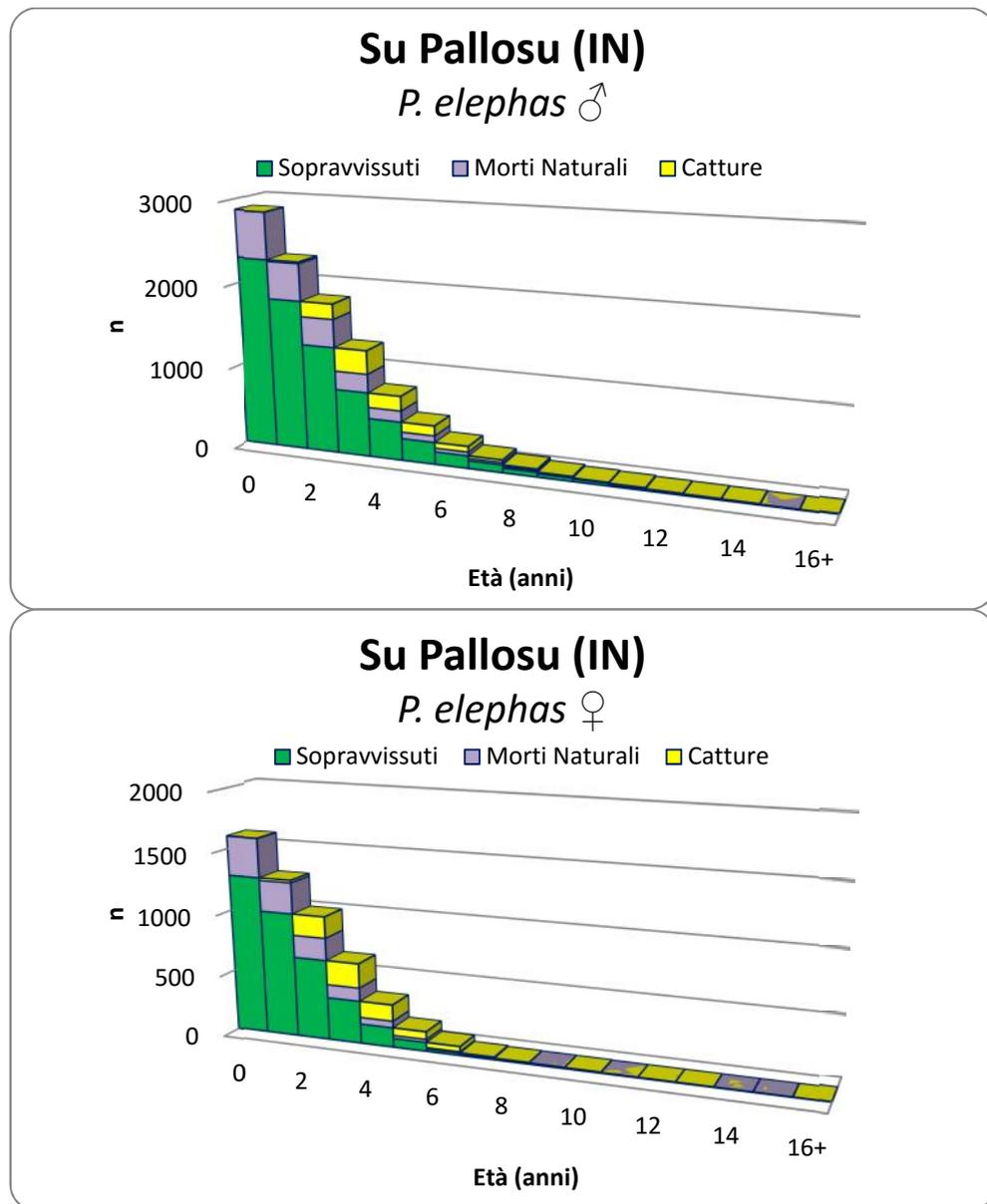


Figura 34. SU PALLOSU IN: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

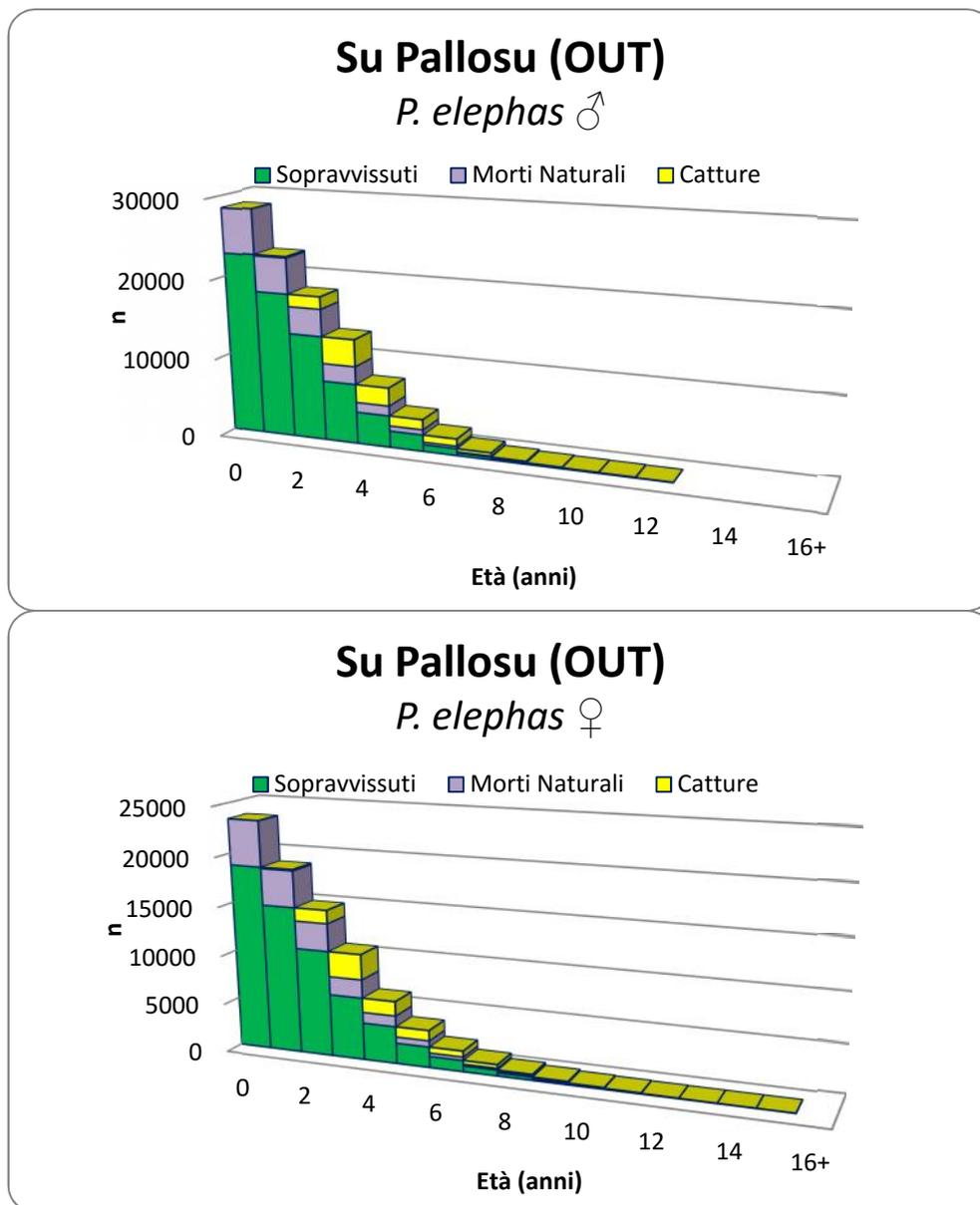


Figura 35. SU PALLOSU OUT: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

Dal confronto tra l'area di ripopolamento e le zone esterne, è possibile valutare gli effetti prodotti dall'istituzione dell'area di ripopolamento sulla struttura di popolazione di *P. elephas*. La mortalità da pesca nell'area è praticamente nulla perché gli individui catturati, una volta misurati e marcati vengono sempre reintrodotti al suo interno (campionamento non invasivo). Per questo motivo le perdite totali per coorte sono attribuibili esclusivamente all'azione della mortalità naturale. Nelle aree commerciali, nonostante un numero di classi di età inferiore, la struttura demografica

dello *stock* risulta (soprattutto per la componente femminile) in generale abbastanza intatta. In questo caso l'attività di pesca, incidendo soprattutto a partire dalla classe di età 3+, ha determinato delle riduzioni degli individui, importanti solamente per le classi più vecchie (Fig. 34-35).

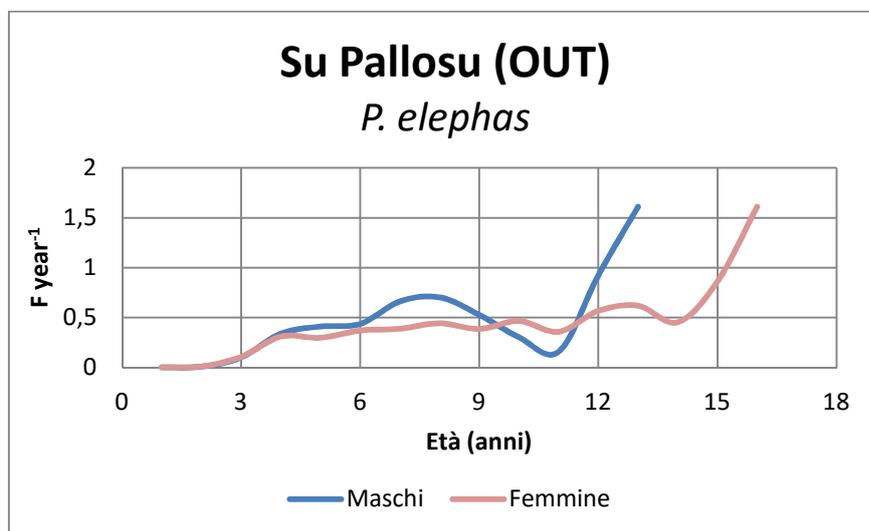


Figura 36. Valori di mortalità istantanea da pesca per lo *stock* commerciale di *P. elephas*.

La mortalità istantanea da pesca raggiunge, infatti, i valori maggiori per entrambi i sessi nelle classi di età terminali, collocate rispettivamente al 13° anno nei maschi e al 16° anno nelle femmine (Fig. 36). In questi casi l'*harvest rate* raggiunge valori prossimi all'80% ( $F_t = 1.61 \text{ y}^{-1}$ ). Lievissime differenze tra i sessi possono essere riscontrate per le coorti 7+ e 8+ (Fig. 36), soprattutto in considerazione della minore vulnerabilità degli esemplari di sesso femminile. Questi individui, passando buona parte del tempo all'interno delle tane, risentono meno dell'attività di pesca.

Se confrontiamo le curve totali della biomassa, notiamo in generale poche differenze tra le due popolazioni campione. Questi valori, ricavati sulla base dei pesi medi per età, evidenziano la proporzione in peso di ciascuna coorte sul totale dello *stock*. Uno sfruttamento sostenibile dovrebbe interessare la popolazione solo una volta che questa ha raggiunto il peso massimo possibile ("*taglia critica di Ricker*") ( $T_{\text{Ricker}}$ ), proprio perché un prelievo di individui di classi inferiori ne pregiudicherebbe notevolmente la sua struttura.

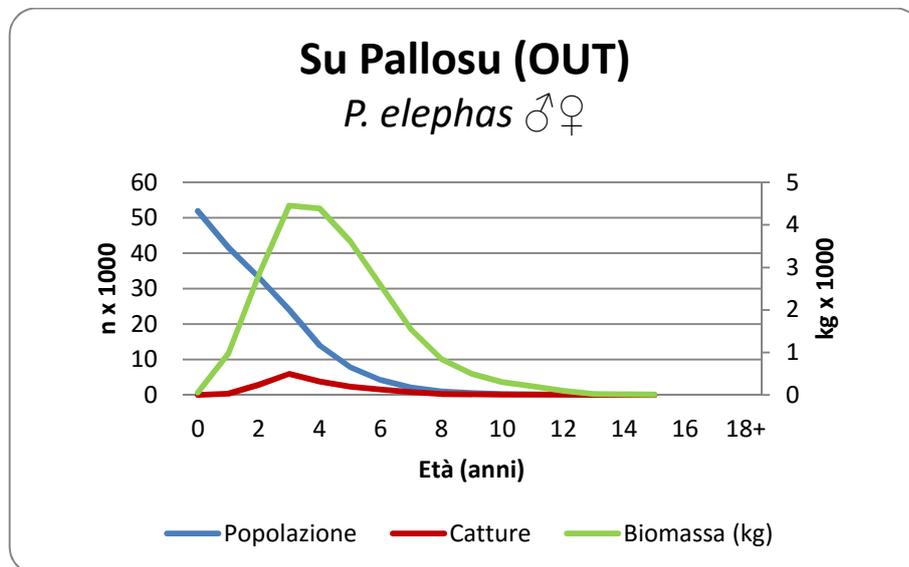
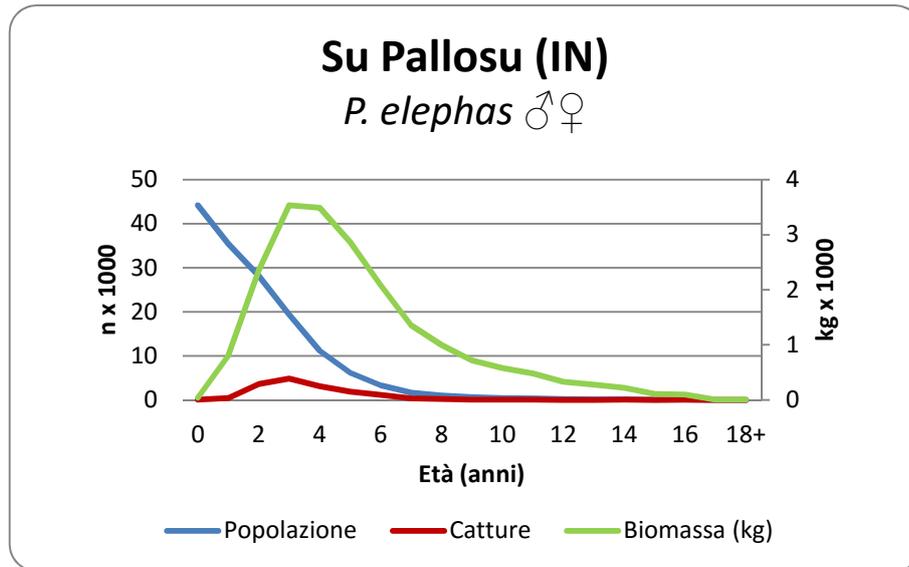


Figura 37. SU PALLOSU IN & OUT: confronto generale tra le due popolazioni. In blu la popolazione, in rosso le catture e in verde la biomassa in peso.

In questo caso i livelli di biomassa maggiori si raggiungono in entrambe le popolazioni attorno alla coorte 4+ (Fig. 37). L'assenza di particolari differenze strutturali tra popolazioni sotto regimi di sfruttamento completamente diversi supporta l'ipotesi dello *spillover*. La ristrutturazione dello *stock* commerciale riscontrata subito dopo quella avvenuta all'interno dell'area, ha di fatto mascherato gli effetti demografici prodotti dall'attività di pesca professionale.

### 5.1.5 Jones' Length Cohort Analysis

La *length cohort analysis* è stata eseguita al fine di ottenere una rappresentazione della popolazione anche su base di taglia. Le indicazioni fornite da questa metodica sono molto utili, in quanto ci consentono di ragionare direttamente in termini di lunghezza degli individui. La taglia di reclutamento all'attrezzo rappresenta per esempio un'informazione utilissima in ottica di gestione della pesca, consentendoci peraltro di valutare l'effettiva efficacia delle misure di protezione (taglia minima legale) fin qui adottate (Fig. 38).

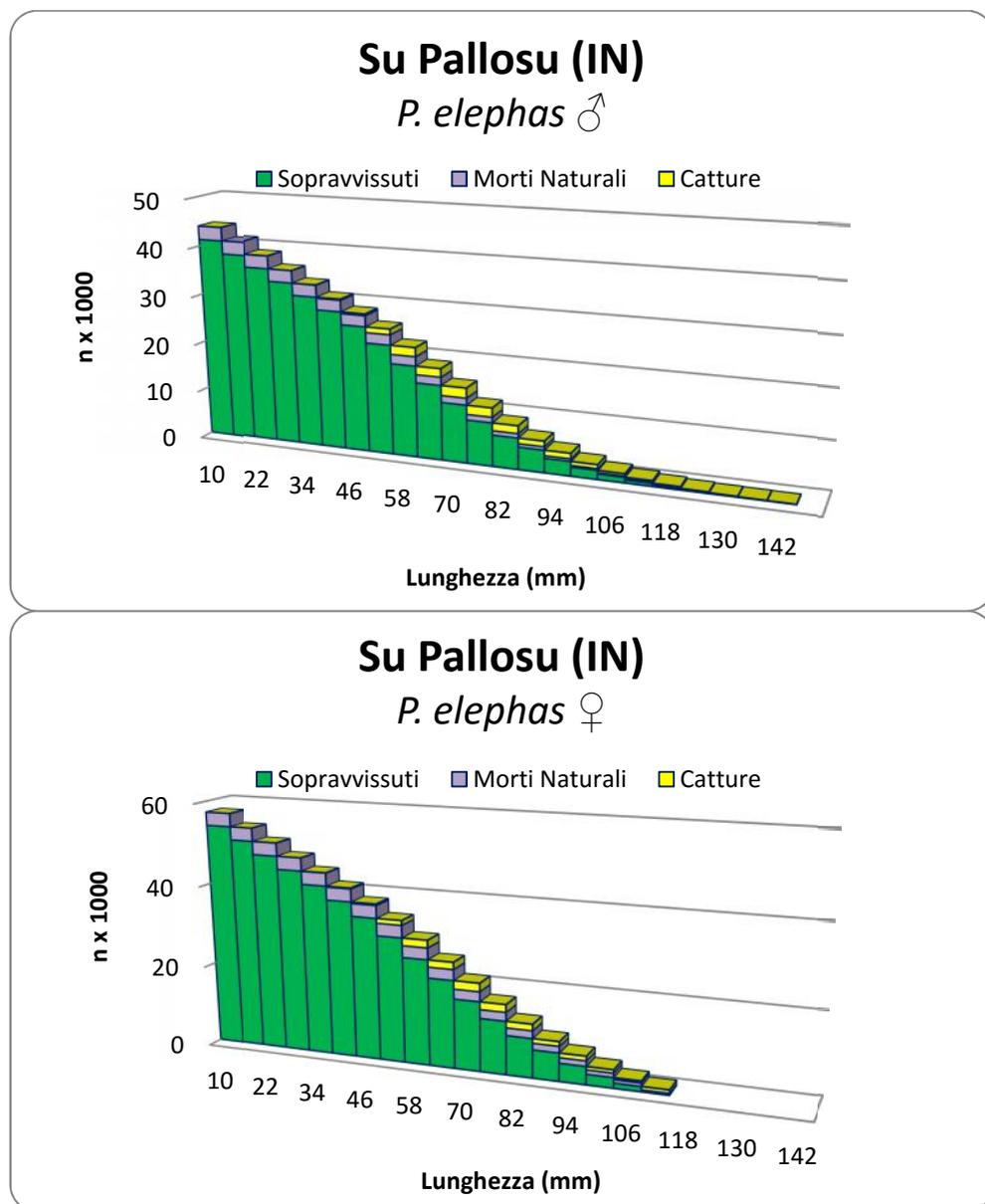


Figura 38. SU PALLOSU IN: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

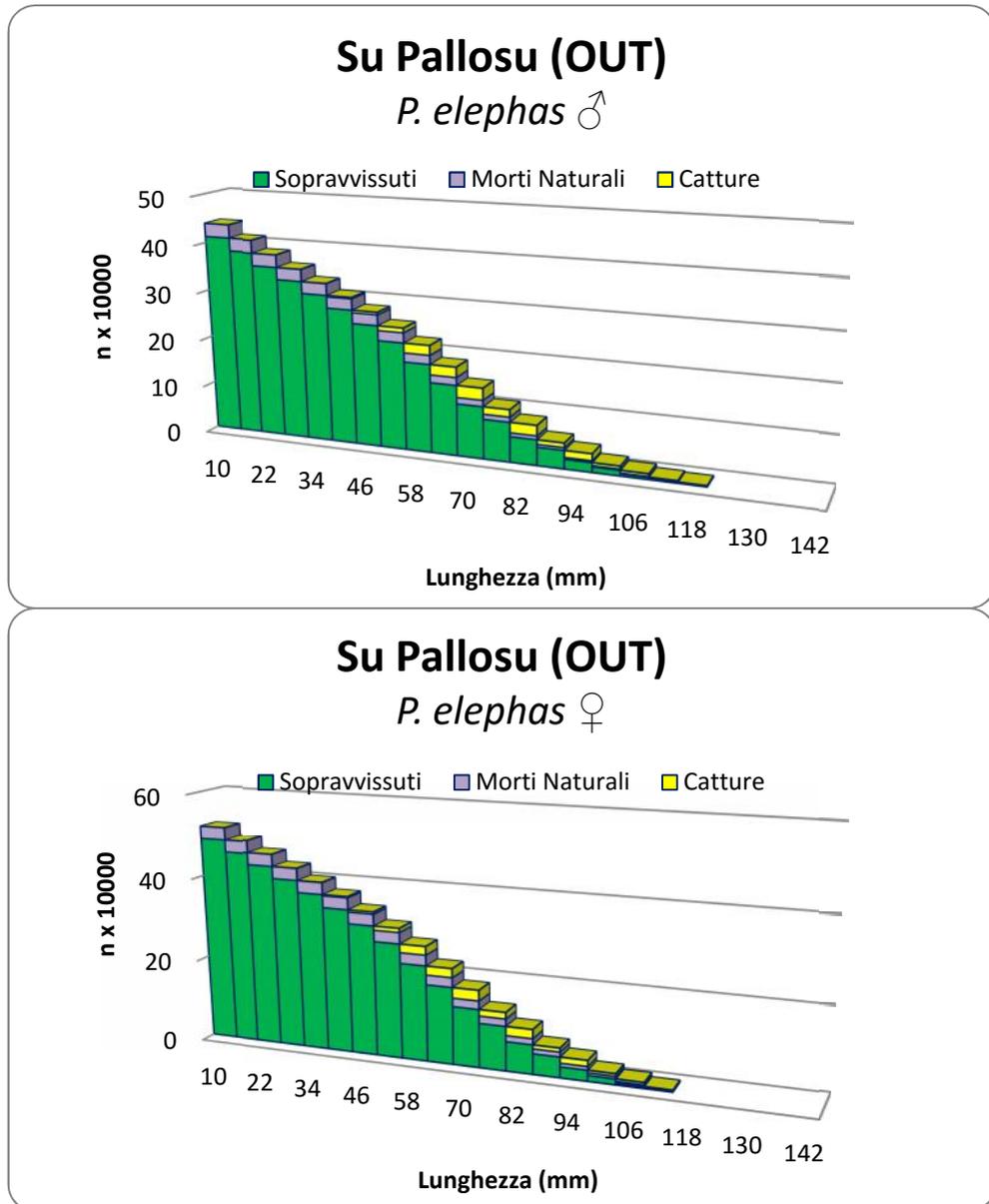


Figura 39. SU PALLOSU OUT: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

L'analisi di coorte per lunghezza descrive una situazione molto simile a quella evidenziata attraverso la VPA per dati di età. All'interno della *No Take Area* la popolazione si presenta ben strutturata, con dinamiche prodotte esclusivamente dall'azione della mortalità naturale. Le lievi differenze osservabili tra i sessi possono probabilmente essere ricondotte al diverso ritmo di crescita tra gli individui: quelli di sesso femminile a parità di età, raggiungono infatti dimensioni medie minori rispetto

a quelli di sesso maschile. Anche per le aree commerciali si osserva (come già visto nella VPA) una struttura di popolazione inaspettatamente integra (Fig. 38-39).

L'assenza di particolari defezioni a livello demografico in zone particolarmente sfruttate risulta sorprendente. Questo alla luce anche dei valori piuttosto rilevanti della mortalità da pesca, soprattutto a partire da individui ben al di sotto della taglia minima legale di 90 mm di LCS (Fig. 40).

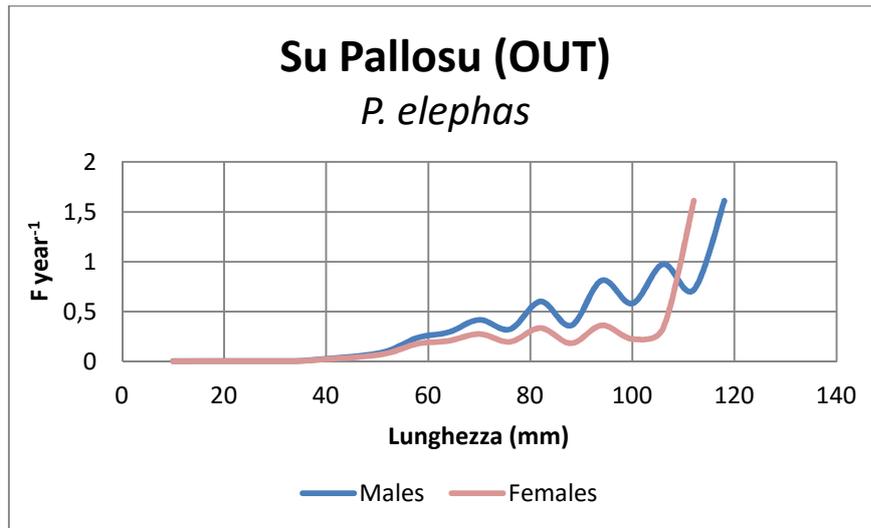


Figura 40. Valori di mortalità istantanea da pesca per lo *stock* commerciale di *P. elephas*.

Allo stesso modo anche la distribuzione della biomassa presenta una struttura di taglia molto simile per le popolazioni. L'unica differenza riguarda la taglia critica di Ricker, che all'interno della riserva è posta attorno ai 90 mm di LCS, in accordo con la taglia minima di cattura. Un valore lievemente inferiore a quella riscontrata per lo *stock* commerciale che risulta invece di circa 82 mm di LCS (Fig. 41).

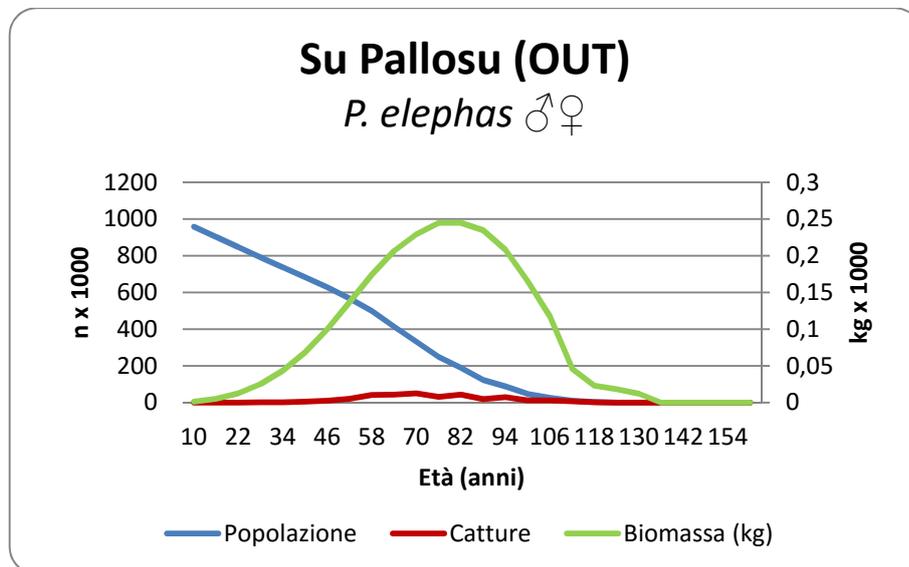
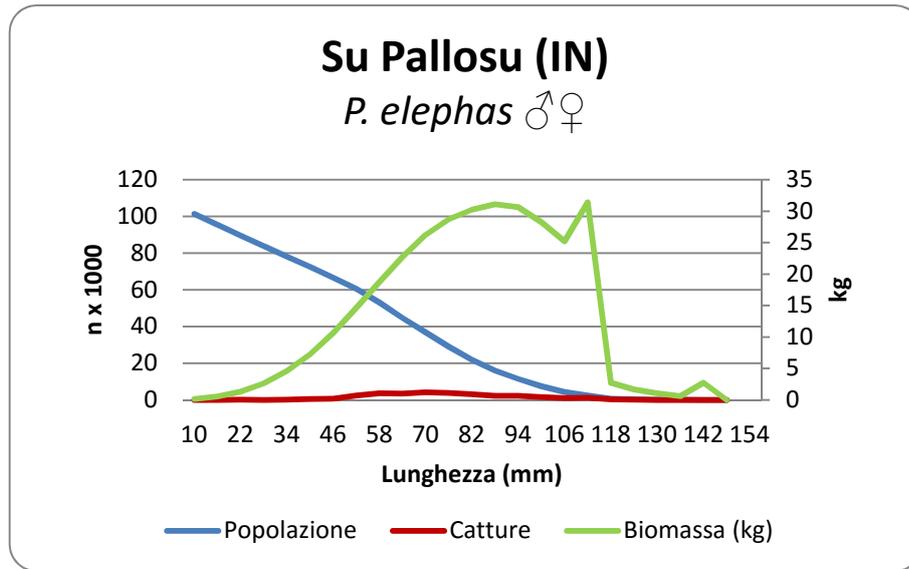


Figura 41. SU PALLOSU IN & OUT: confronto generale tra le due popolazioni. In blu la popolazione, in rosso le catture e in verde la biomassa in peso.

Alla luce di questi ultimi dati appare comunque chiaro come le due popolazioni siano soggette a differenti livelli di protezione. La pressione di pesca rappresenta comunque un forcing importante in grado di produrre effetti importanti da un punto di vista demografico. In questo caso il continuo apporto di individui dall'interno dell'area verso le aree commerciali deve aver probabilmente ridotto il divario originariamente presente tra le popolazioni. L'istituzione della *No Take Area* pare quindi aver prodotto tutta una serie di effetti positivi per la risorsa a livello generale e non solamente per la porzione al suo interno.

#### 5.1.6 Thompson & Bell (1934)

L'effetto di *restocking* determinato dal processo di *spillover* assume ancor più rilievo se esaminato in relazione allo sfruttamento commerciale piuttosto elevato. Come evidenziato dall'indagine condotta secondo il modello di Thompson & Bell (1934), la situazione di pesca attuale risulta praticata in modo non sostenibile. Grazie a questa metodica è stato infatti possibile delineare la situazione attuale, valutando le possibili variazioni della risorsa a diversi livelli di sforzo. La situazione attuale - indicata dal vettore unitario di mortalità da pesca ( $X = 1$ ) - è collocata per entrambi i sessi alla destra del *Massimo Rendimento Sostenibile* (MSY), con rendimenti totali di 602 t per i maschi e 652 t per le femmine (Fig. 42). Uno sforzo di pesca crescente produrrà nel tempo rendimenti sempre minori, proprio perché l'attività di prelievo tenderà a colpire individui ancora più piccoli, più abbondanti all'interno della popolazione. Al contrario, una riduzione dello sforzo o la selezione di individui di dimensioni maggiori garantirebbe rendimenti sicuramente più alti, fino ad un massimo di 614 t per i maschi e 681 t per le femmine (MSY). Per raggiungere uno scenario del genere è necessaria però, una riduzione dello sforzo veramente significativa: si dovrebbe giungere infatti, ad un valore del vettore unitario di mortalità da pesca (F- factor) di 0.2 ( $F_{MSY}$ ), pari al 20% della pressione da pesca esercitata attualmente.

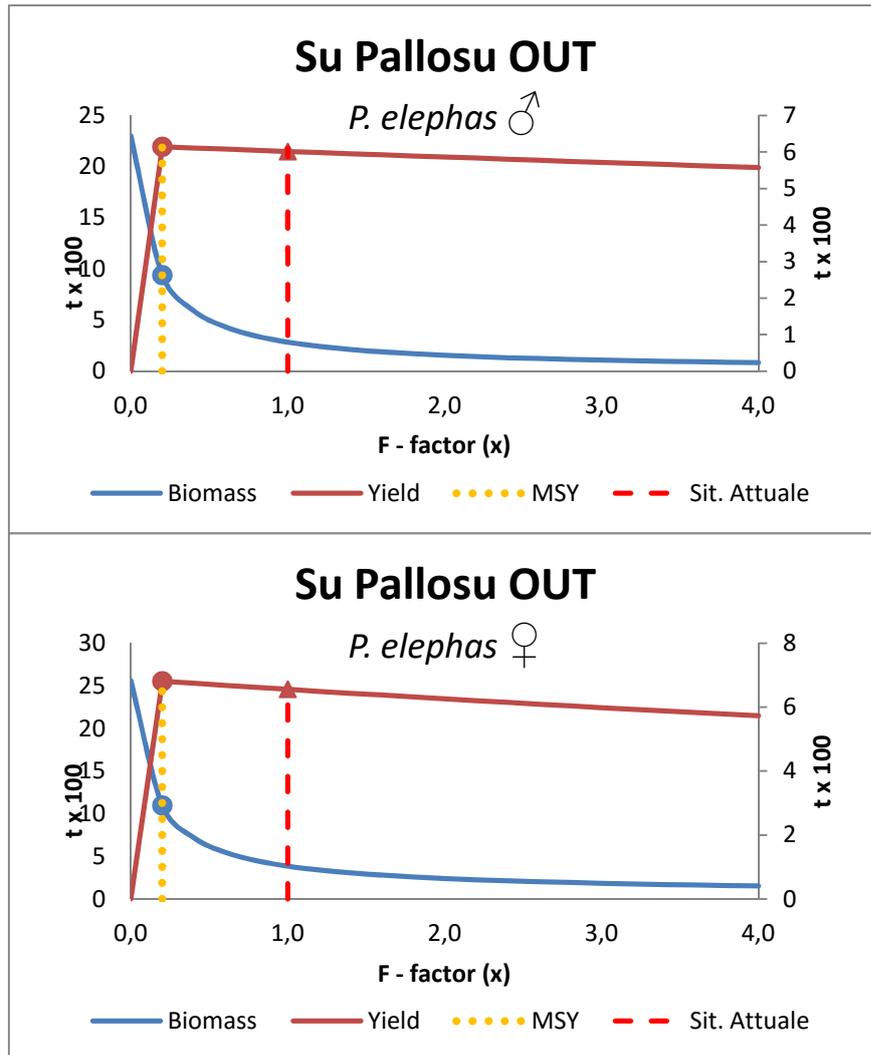


Figura 42. SU PALLOSU OUT: analisi di Thompson & Bell (1934) eseguita sui dati di cattura commerciali. Osservando i grafici è possibile visualizzare, a partire dalla situazione attuale, le possibili risposte della biomassa e dei rendimenti ai differenti livelli di sforzo da pesca esercitati.

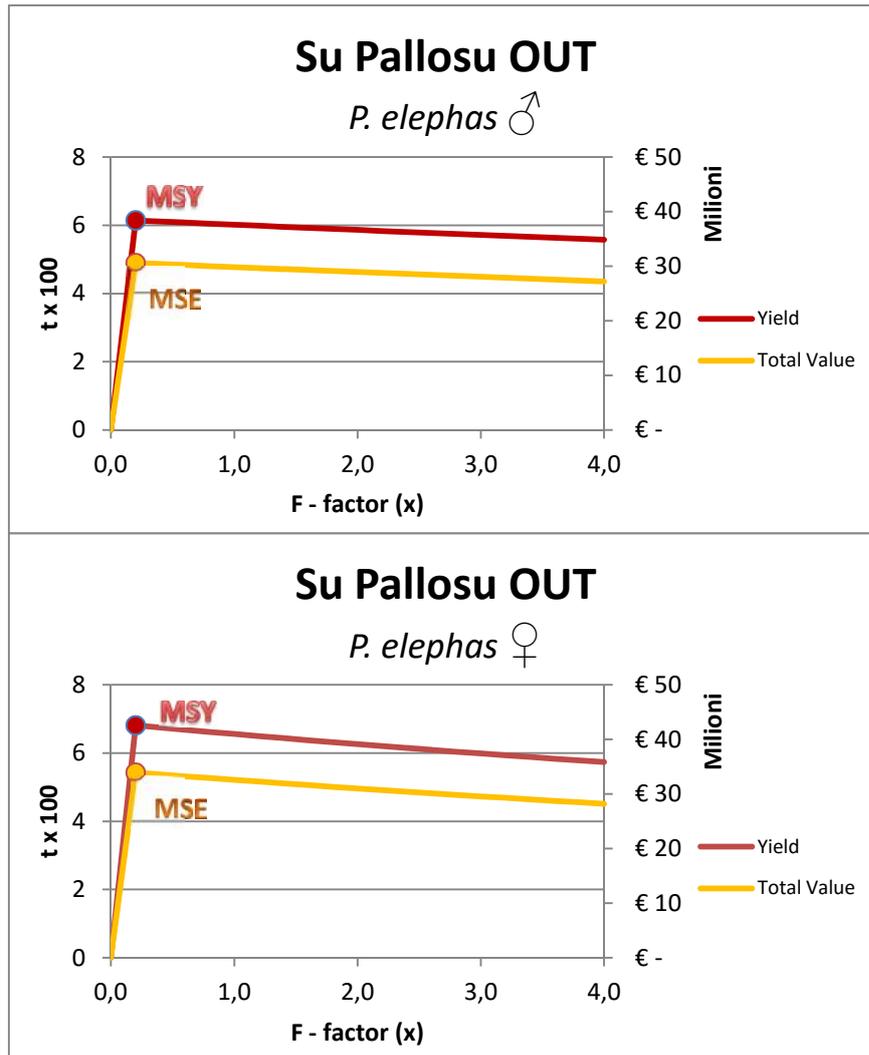


Figura 43. SU PALLOSU OUT: analisi di Thompson & Bell (1934) eseguita sui dati di cattura commerciali. Osservando i grafici è possibile visualizzare i valori di MSY e MSE per la risorsa in questione.

Lo sfruttamento eccessivo di uno *stock* oltre a rappresentare un grosso problema da un punto di vista bioecologico, costituisce un grosso rischio anche per l'attività di pesca. La diminuzione dei rendimenti e i maggiori costi derivanti dall'aumento dello sforzo, possono di fatto determinare un danno economico per tutto il settore. Un indice importante in questo caso è rappresentato dal *Massimo Rendimento Economico Sostenibile* (MSE), il massimo ricavo monetario ottenibile da un'attività di pesca sostenibile. Nel caso di *P. elephas* questo valore coincide con  $F_{MSY}$  in quanto il prezzo di mercato non è soggetto a particolari variazioni di taglia: una volta che l'individuo ha raggiunto la taglia minima legale e può quindi essere ufficialmente commerciato, il

suo valore all'ingrosso rimane costante sui 50 € Kg<sup>-1</sup>. Con il livello di sfruttamento attuale, il rendimento totale, ottenuto sommando la componente maschile e femminile, risulta essere di circa 1258 tonnellate con un valore economico che si aggira sui 62 milioni di euro (Fig. 43). Applicando un livello di sforzo sostenibile ( $F_{MSY}$ ), si arriverebbe, nel lungo termine, a un ricavo di circa 65 milioni di euro.

Gli effetti benefici generati dall'istituzione della *No Take Area* da soli non sono comunque sufficienti a garantire nel tempo una gestione equilibrata della risorsa. Come dimostrato da questi ultimi risultati la pianificazione dell'attività di pesca commerciale appare comunque un processo fondamentale per un'attività biologicamente ed economicamente sostenibile. I progetti di conservazione non solo non possono prescindere da una corretta gestione dell'attività di pesca, ma potrebbero risultare potenzialmente più efficaci se collocati all'interno di una strategia di *management* complessiva in grado di garantire uno sfruttamento equilibrato e sostenibile.

## 5.2 Risultati Bosa

### 5.2.1 Analisi dei trend

L'efficacia dell'area di ripopolamento è stata testata confrontando i risultati ottenuti all'interno della *No Take Area* (IN) con quelli ricavati al suo esterno, analizzando le catture commerciali (OUT). All'interno della riserva, le CPUE in numero di individui mostrano un andamento crescente ancor più evidente se paragonato con quello registrato all'esterno, che risulta invece abbastanza costante. Se le catture commerciali si sono mantenute negli anni su valori di 0.20-0.30 n · pezze<sup>-1</sup>, discorso diverso meritano le catture all'interno dell'area che da valori di 0.1 hanno raggiunto nel 2014 la soglia di 0.6 individui per pezza di rete (Fig. 44). Osservando gli incrementi percentuali calcolati rispetto al 2010 (primo anno di istituzione), notiamo che la variazione si attesta attorno al 230% per l'interno e 26% per l'esterno (Tab. 7). Tuttavia l'analisi temporale delle catture nell'area non ha mostrato alcuna evidenza statisticamente significativa ( $r$  Pearson,  $r = 0.78$ ,  $p$ -value > 0.05).

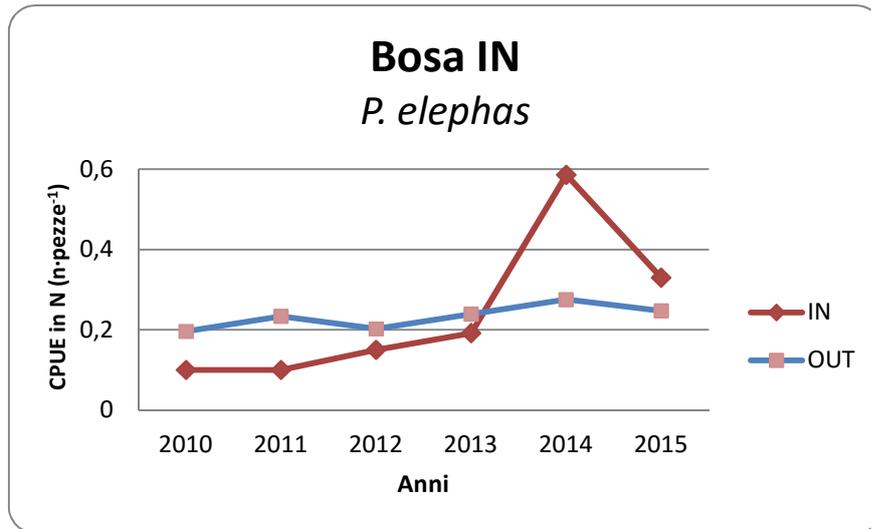


Figura 44. Progressione temporale delle CPUE in numero all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

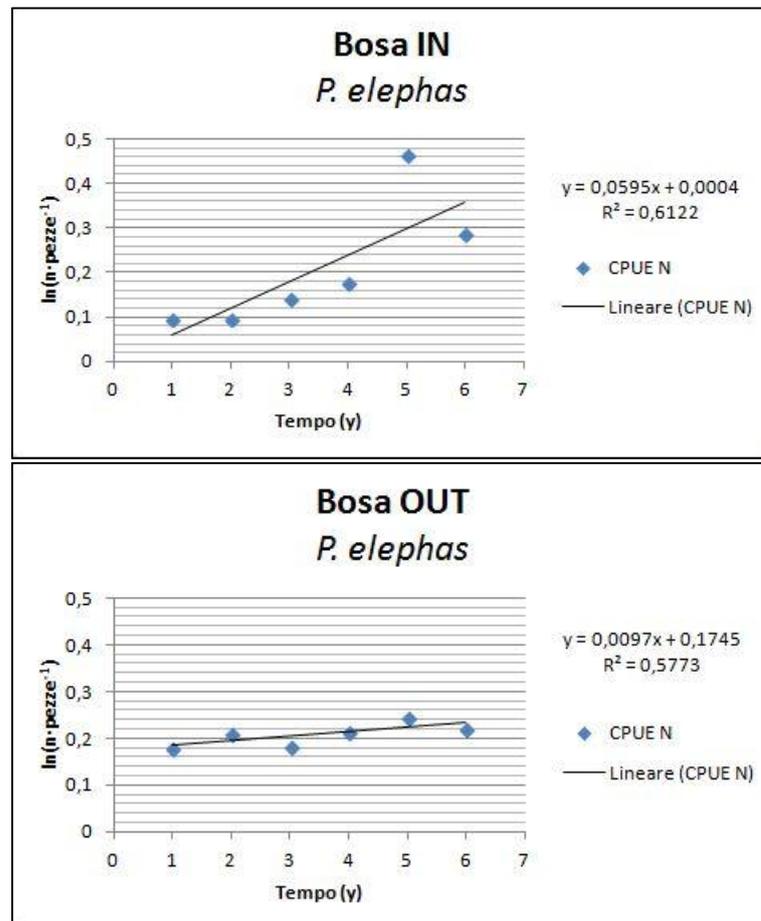


Figura 45. Modelli di regressione lineare per le CPUE in numero all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento.

Tabella 7. Incrementi percentuali rispetto al primo anno di indagine delle CPUE e del Peso Medio per l'interno e l'esterno dell'area di ripopolamento

| Anni | IN        |           |         | OUT       |           |         |
|------|-----------|-----------|---------|-----------|-----------|---------|
|      | CPUE in N | CPUE in P | P medio | CPUE in N | CPUE in P | P medio |
| 2010 | -----     | -----     | -----   | -----     | -----     | -----   |
| 2011 | 0%        | 70%       | 70%     | 19%       | 16%       | 0%      |
| 2012 | 50%       | 70%       | 12%     | 3%        | -2%       | -4%     |
| 2013 | 92%       | 137%      | 10%     | 22%       | 14%       | -4%     |
| 2014 | 486%      | 509%      | 11%     | 41%       | 34%       | -1%     |
| 2015 | 230%      | 238%      | -4%     | 26%       | 16%       | -2%     |

Il confronto tra le CPUE in peso evidenzia una situazione simile a quella appena descritta: la pesca commerciale si mantiene costante attorno valori prossimi ai 100 g · pezza<sup>-1</sup> con incrementi rispetto al primo anno trascurabili. All'interno dell'area è possibile notare invece un andamento temporale crescente, dato che da valori iniziali di circa 63 g si è passati a sfiorare i 400 g · pezza<sup>-1</sup> nel 2014 (Fig. 46). Osserviamo in sostanza un incremento della biomassa davvero notevole, che nel 2014 raggiunge addirittura il 509% del valore iniziale (Tab. 7). Anche l'analisi statistica mostra un andamento significativo delle catture in peso all'interno dell'area ( $r$  Pearson = 0.87;  $p$ -value < 0.05), con la variabile tempo che spiega circa il 75% della varianza osservata ( $R^2 = 0.75$ )(Fig. 47).

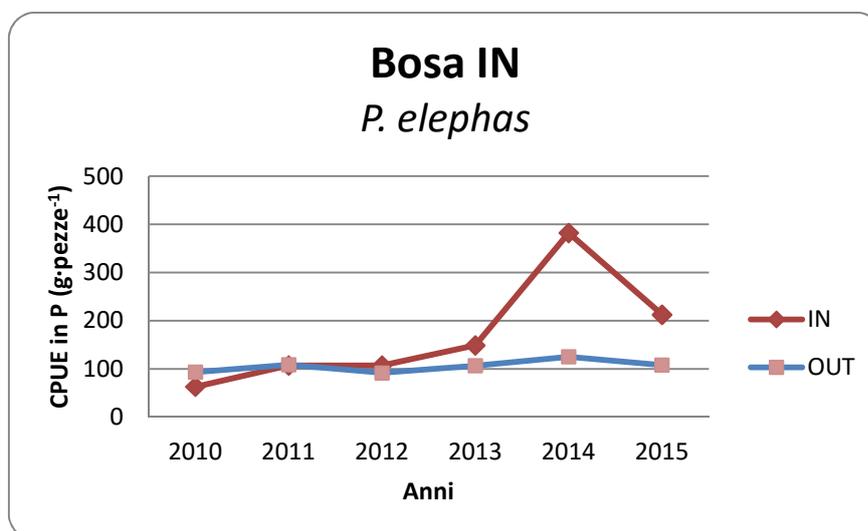


Figura 46. Progressione temporale delle CPUE in peso all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

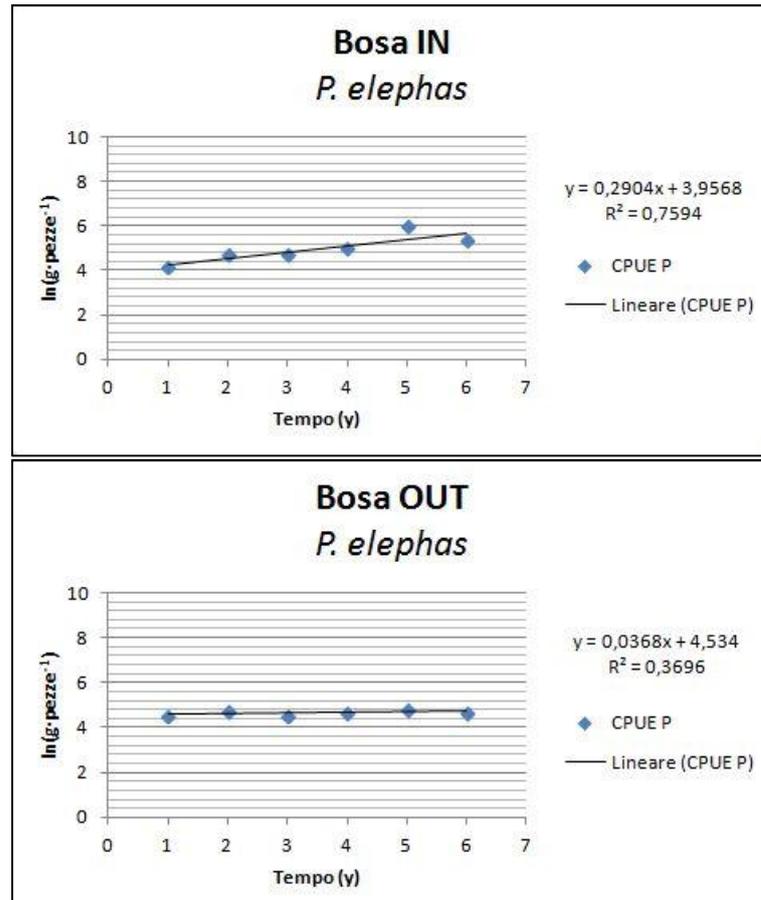


Figura 47. Modelli di regressione lineare per le CPUE in peso all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento.

L'andamento del peso medio mostra poche differenze tra i due campioni. Si presentano infatti abbastanza stabili nel tempo, con individui leggermente più grossi all'interno dell'area ( $\approx 700\text{g}$ ) rispetto a quelli misurati al suo esterno ( $\approx 500\text{g}$ )(Fig. 48). Dal confronto dell'abbondanza appare dunque evidente come all'interno della *No Take Area* si siano registrati i primi segnali di *restocking* già dopo pochi anni di sperimentazione. Il dato appare ancora più consistente se considerato in relazione al valore di partenza registrato nel 2010, collocato al di sotto del valore medio di riferimento delle zone commerciali. Questa analisi tuttavia non è in grado di rilevare i cambiamenti dinamici avvenuti a livello di struttura di popolazione, fenomeni indagabili solamente attraverso un esame più approfondito dei dati di cattura.

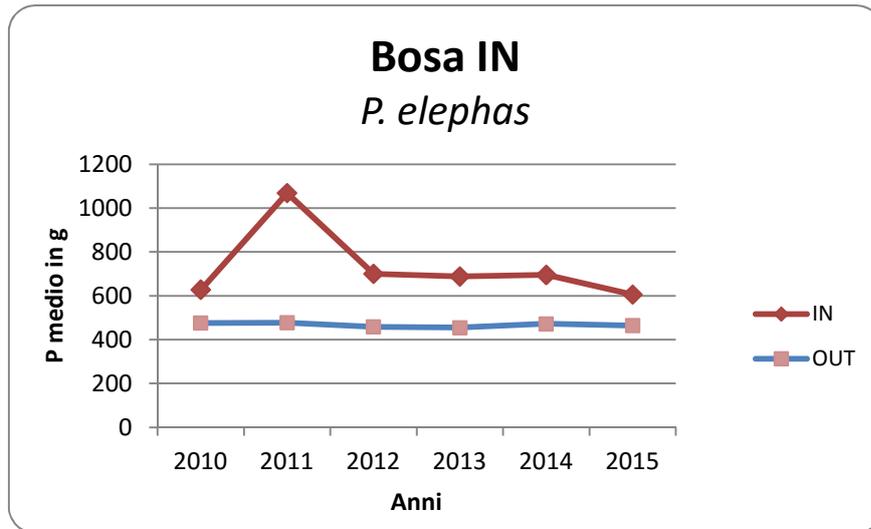


Figura 48. Progressione temporale del Peso Medio in g all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

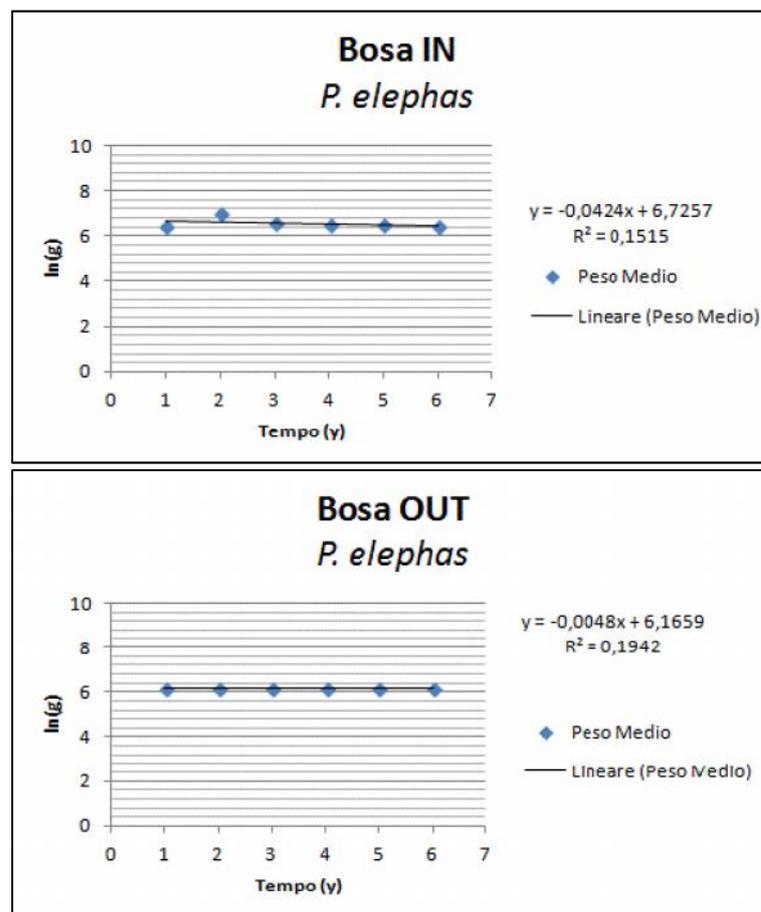


Figura 49. Modelli di regressione lineare per i pesi medi all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento.

### 5.2.2 Distribuzioni di frequenza

Le variazioni dell'abbondanza osservate all'interno dell'area di ripopolamento sono state analizzate in dettaglio, esaminando le distribuzioni annuali delle catture per classi di taglia e di età. Durante il periodo di studio, all'interno dell'area sono stati catturati e misurati 189 esemplari di *P. elephas*, di cui 130 maschi e 59 femmine (*sex ratio* = 2.2). Nello stesso tempo, le catture commerciali sono state stimate in circa 110379 individui, divise in 65216 maschi e 45163 femmine (*sex ratio* = 1.4)(Tab. 8).

**Tabella 8.** Nella tabella è indicata la numerosità campionaria per l'interno e le aree commerciali, con valori divisi per anno e per sesso.

|               | IN         |           |            | OUT          |              |               |
|---------------|------------|-----------|------------|--------------|--------------|---------------|
|               | Maschi     | Femmine   | Totali     | Maschi       | Femmine      | Totali        |
| 2010          | 3          | 0         | 3          | 11144        | 5452         | 16596         |
| 2011          | 2          | 0         | 2          | 9947         | 7141         | 17088         |
| 2012          | 13         | 8         | 21         | 8325         | 6617         | 14942         |
| 2013          | 18         | 5         | 23         | 11479        | 8513         | 19992         |
| 2014          | 62         | 32        | 94         | 14873        | 10829        | 25702         |
| 2015          | 32         | 14        | 46         | 9448         | 6610         | 16058         |
| <b>TOTALE</b> | <b>130</b> | <b>59</b> | <b>189</b> | <b>65216</b> | <b>45163</b> | <b>110379</b> |

A differenza delle catture commerciali, collocate prevalentemente entro l'intervallo di LCS 70-100 mm, all'interno della *No Take Area* è possibile osservare distribuzioni di frequenza per taglia che coinvolgono intervalli di lunghezza molto più ampi. Gli incrementi dell'abbondanza registrati in seguito all'istituzione della riserva, oltre a determinare un aumento generalizzato delle frequenze, si sono concretizzati a livello delle classi di taglia situate lungo le code delle distribuzioni. In particolare gli individui catturati hanno presentato una certa variabilità nelle dimensioni, includendo classi di taglia completamente assenti nelle distribuzioni di frequenza delle cale commerciali (Fig. 50). In queste ultime, la pressione da pesca esercitata sugli individui più grossi potrebbe infatti aver influito sugli episodi di reclutamento annuali, determinando in questo modo la riduzione di alcune classi modali.

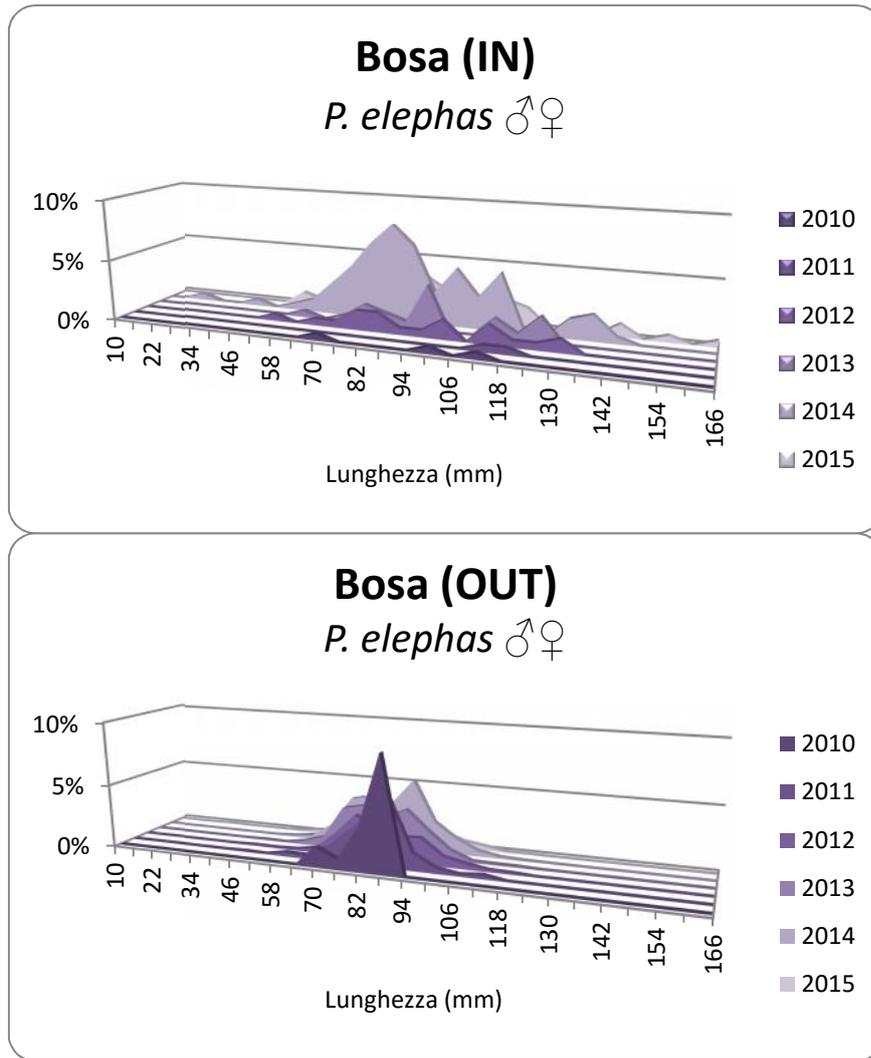


Figura 50. Distribuzioni di frequenza per taglia delle catture all'interno (sopra) e all'esterno dell'area di ripopolamento.

Questo fenomeno è visibile, seppur in maniera minore, differenziando i dati di cattura per sesso. Nel campione maschile, tale fenomeno risulta abbastanza evidente, con distribuzioni di frequenza che nel tempo includono un numero sempre crescente di classi di lunghezza. Al contrario, le catture commerciali si distribuiscono in modo piuttosto regolare entro un intervallo di lunghezza più ristretto, coinvolgendo principalmente individui di taglia compresa tra 70 e 112 mm (Fig. 51).

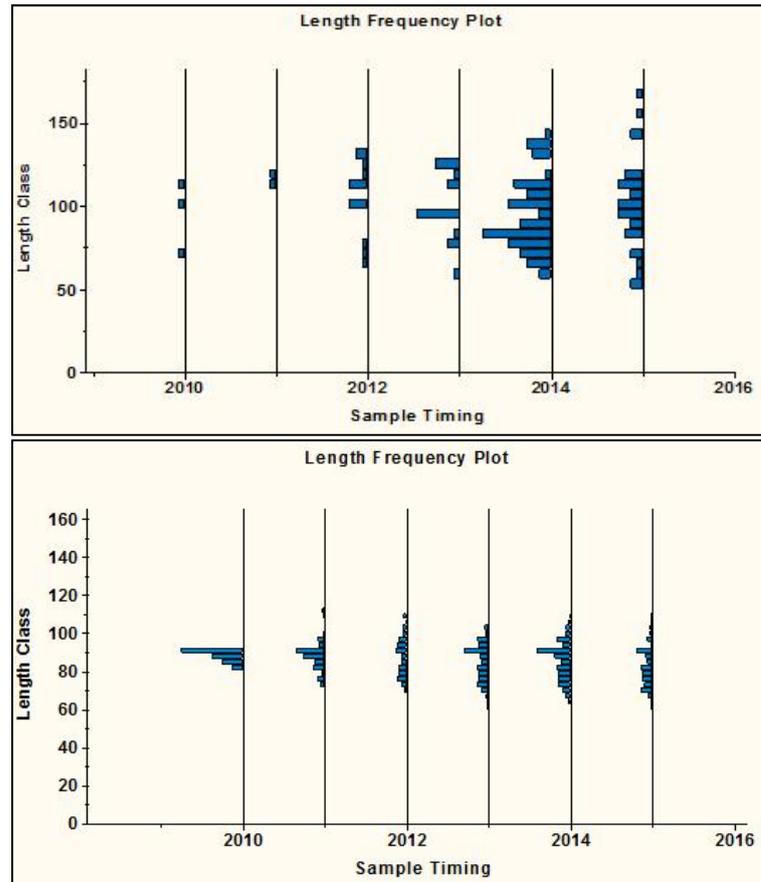


Figura 51. Bosa (In vs OUT): confronti per taglia delle catture di sesso maschile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

Le distribuzioni campionarie femminili purtroppo non mostrano un incremento delle classi chiaro come quello appena descritto. Il numero troppo esiguo di esemplari nel campione non riesce probabilmente a mettere in luce tale dinamica. Solo per l'anno 2014 è stato possibile, grazie anche al maggior numero di catture, evidenziare un incremento simile a quello osservato per i maschi (Fig. 52). All'esterno dell'area le catture presentano dimensioni tutto sommato regolari, con individui di lunghezza compresa tra i 58 e i 100 mm di LCS. Questi dati andrebbero analizzati considerando sia le modalità di accrescimento (con femmine che raggiungono dimensioni minori dei maschi) sia quelle riproduttive della specie. Le femmine dell'aragosta trascorrendo buona parte del tempo dentro le tane (soprattutto durante la fase d'incubazione delle uova)(Follesa, 2011), risultano di fatto meno vulnerabili all'azione di pesca e quindi al campionamento.

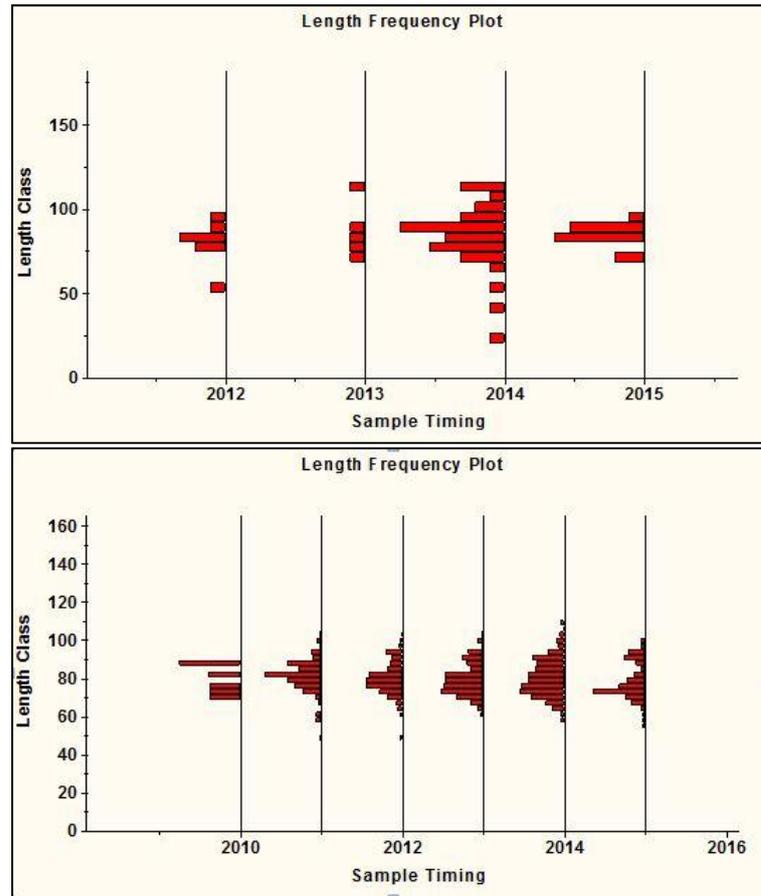


Figura 52. Bosa (In vs OUT): confronti per taglia delle catture di sesso femminile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

### 5.2.3 Distribuzioni di frequenza per età

Lo stesso discorso può essere fatto analizzando le catture per età, ottenute attraverso il metodo di *age slicing*. Le catture all'interno dell'area di ripopolamento hanno mostrato individui di età variabile, compresa tra i 0+ e 15+ (Fig. 32). In particolare si sono registrati, per gli anni più recenti, incrementi percentuali di giovanili e di adulti. Nelle cale commerciali invece, le catture hanno coinvolto individui di età compresa tra 3+ e 7+ (Fig. 53), con picchi modali in corrispondenza della classe di età 5+.

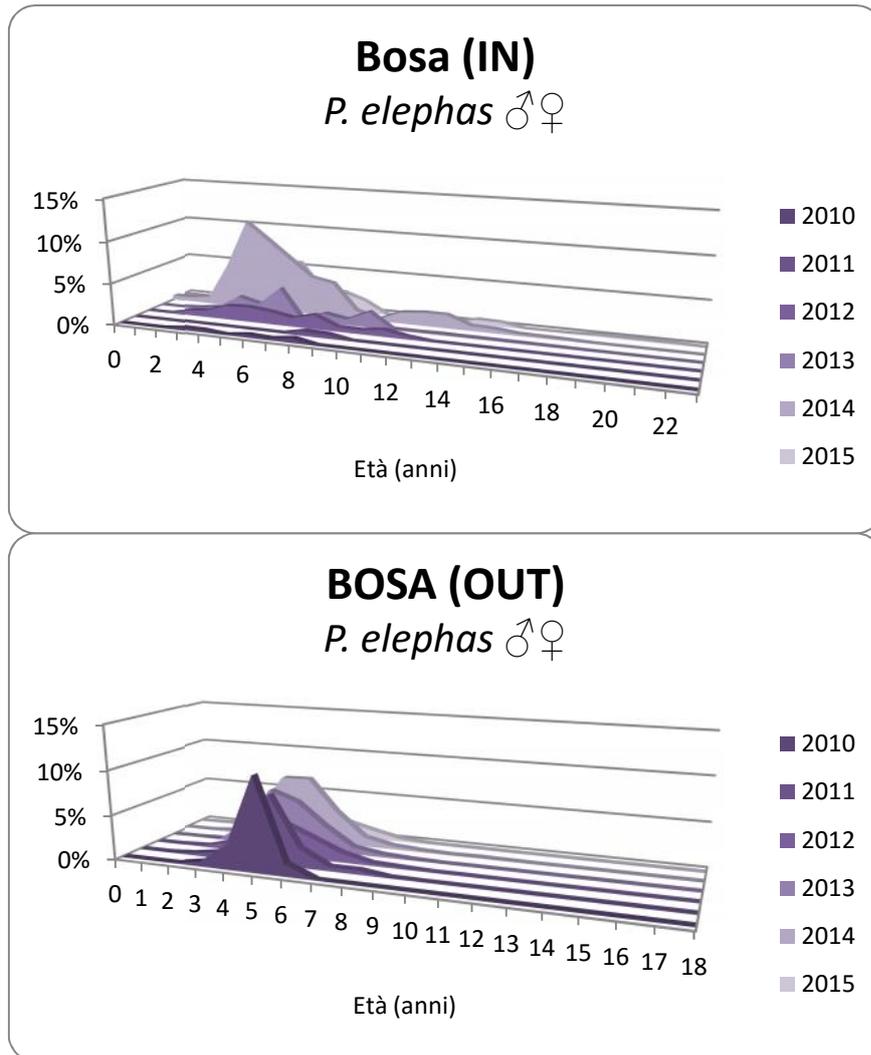


Figura 53. Distribuzioni di frequenza per età delle catture all'interno (sopra) e all'esterno dell'area di ripopolamento.

La componente maschile all'interno dell'area esibisce una struttura di età coerente con quella osservata per le lunghezze. All'esterno si osservano invece individui per lo più di età media (4+ e 5+)(Fig. 54). Stessa osservazione per quanto riguarda le femmine, dove questa volta, a differenza dell'analisi per taglia, l'incremento delle coorti all'interno della *No Take Area*, negli anni, appare evidente. Gli individui di sesso femminile raggiungendo dimensioni minori, presentano intervalli annuali di crescita inferiori rispetto ai maschi. E' per questo motivo che la tecnica di *slicing* evidenzia a parità d'intervallo di lunghezze, un maggior numero di coorti femminili.

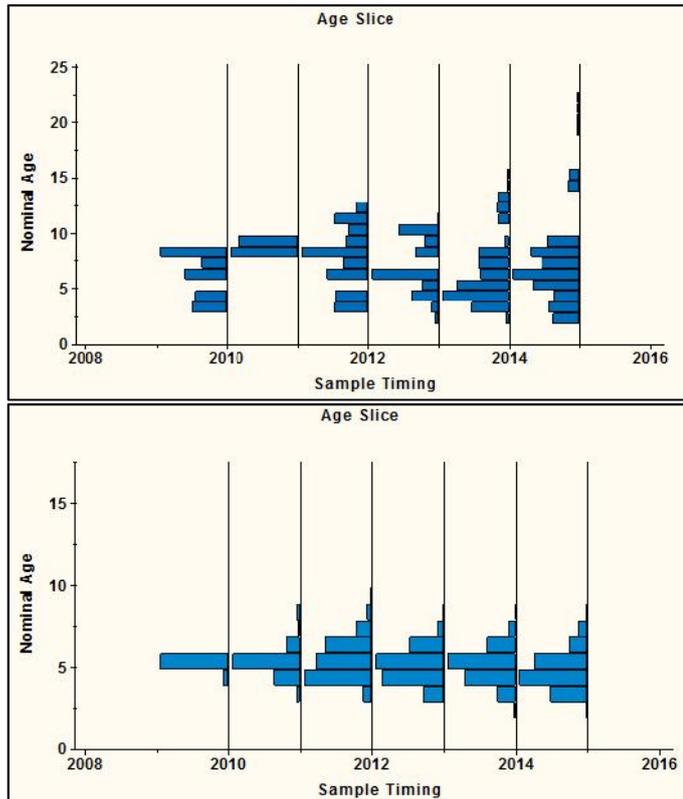
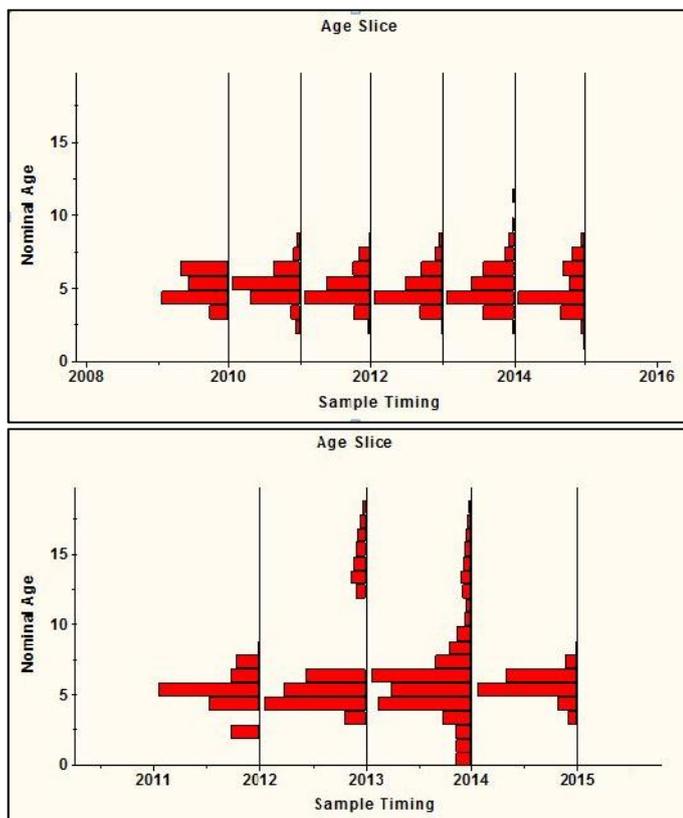


Figura 54 e 55. Bosa (In vs OUT): confronti per età delle catture di sesso maschile (in blu) e femminile (in rosso); sono affiancate per ciascun sesso le distribuzioni di frequenza delle catture registrate all'interno e all'esterno dell'area di ripopolamento.



In sostanza la scomposizione delle catture in coorti conferma quanto osservato per l'analisi delle taglie: gli aumenti dei rendimenti registrati all'interno dell'area di ripopolamento si riflettono in un generalizzato e incremento delle classi modali della popolazione. L'ammontare delle catture totali costituisce infatti una prima stima della popolazione pescata; modifiche nella loro composizione possono, in alcuni casi, indicare variazioni strutturali intervenute a livello demografico.

#### 5.2.4 Pope's Cohort Analysis

Le catture totali all'interno e all'esterno della *No Take Area* sono state esaminate attraverso l'analisi di popolazione virtuale (VPA). Questa tecnica ci ha consentito di ricostruire la popolazione in modo completo, evidenziando in che modo la pesca e la mortalità naturale sono in grado di incidere sulle sue componenti. Dal confronto tra l'area di ripopolamento e le zone esterne, è possibile valutare l'incidenza dell'attività di pesca sulla struttura di popolazione di *P. elephas*. All'interno dell'area, dove la pesca è interdetta, la popolazione appare strutturalmente intatta, con perdite per coorte determinate esclusivamente dalla mortalità naturale<sup>8</sup>. Nelle aree commerciali lo *stock* risulta invece decimato, soprattutto nelle classi di età più vecchie. In poche parole, superata una certa coorte (11+ per i maschi e 12+ per le femmine) l'analisi non rileva più alcun individuo (Fig. 56-57).

---

<sup>8</sup> All'interno dell'area la mortalità da pesca è pressoché nulla dato che gli individui catturati, dopo le operazioni di misura e di marcatura, vengono sempre rilasciati al centro della No Take Area. Per questo motivo i valori di  $F'$  ottenuti dal modello non sono presi in considerazione, in quanto rappresentano esclusivamente una misura indiretta dello sforzo di campionamento.

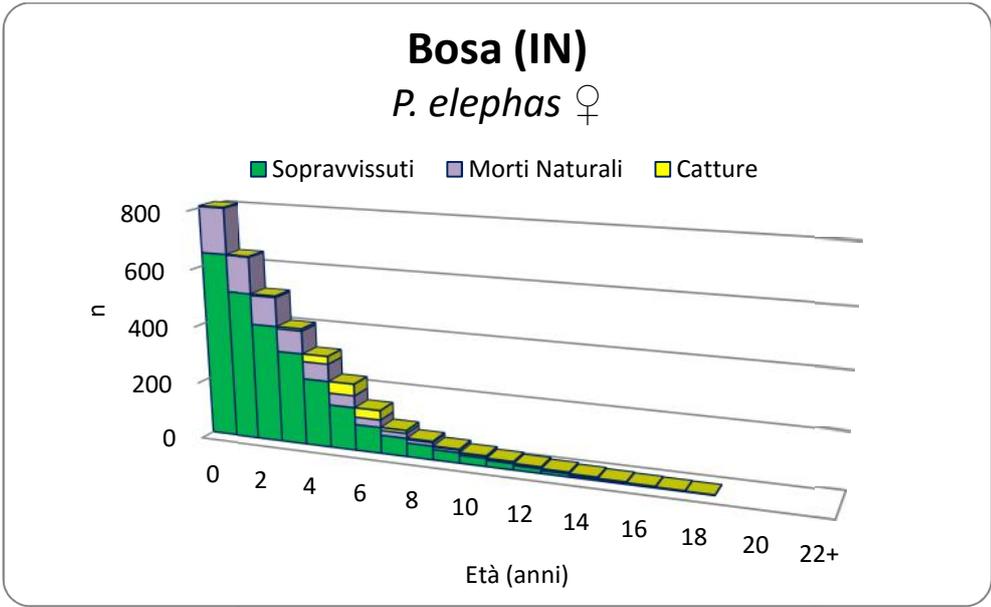
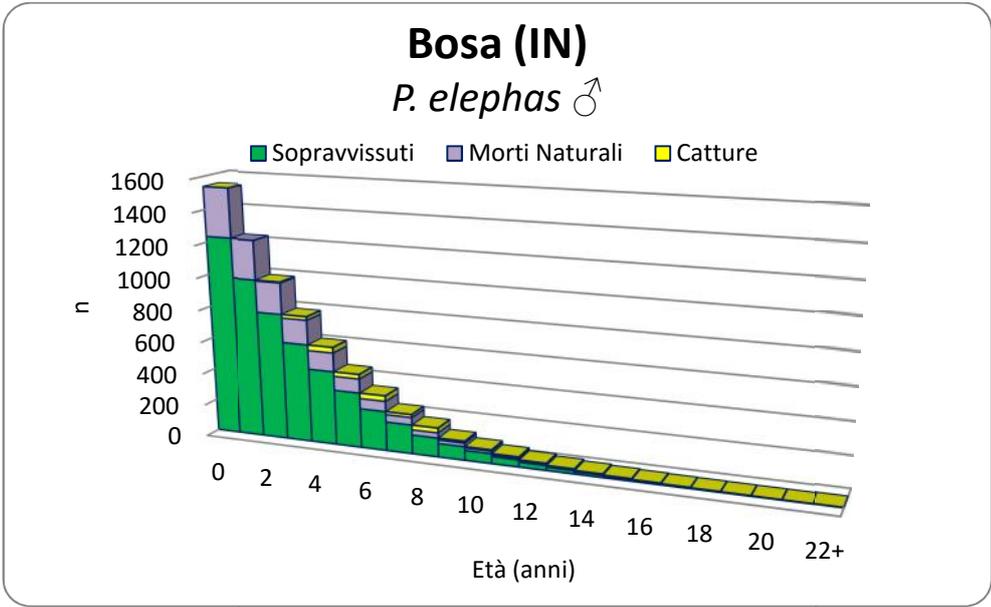


Figura 56. BOSA IN: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

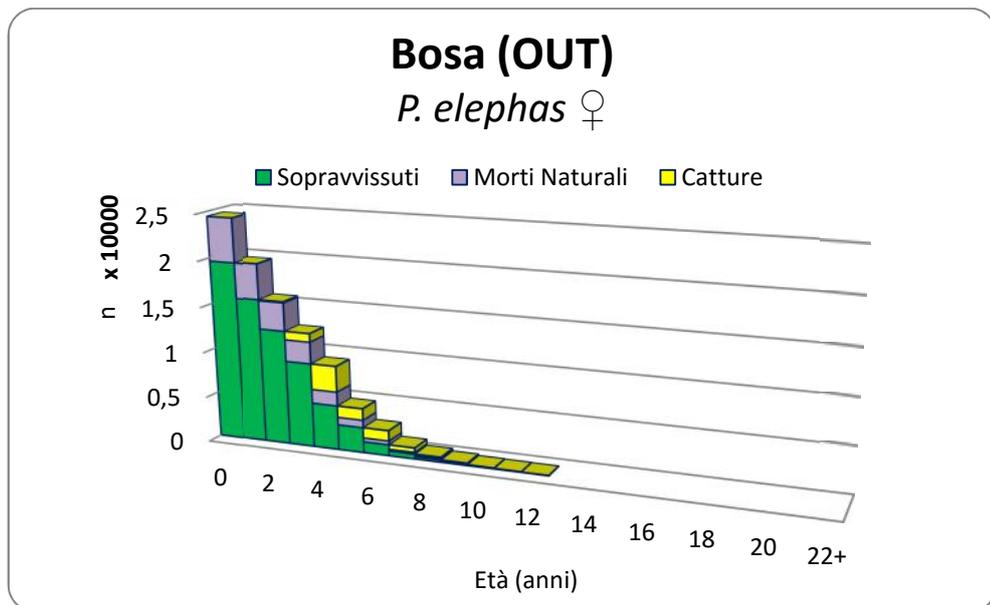
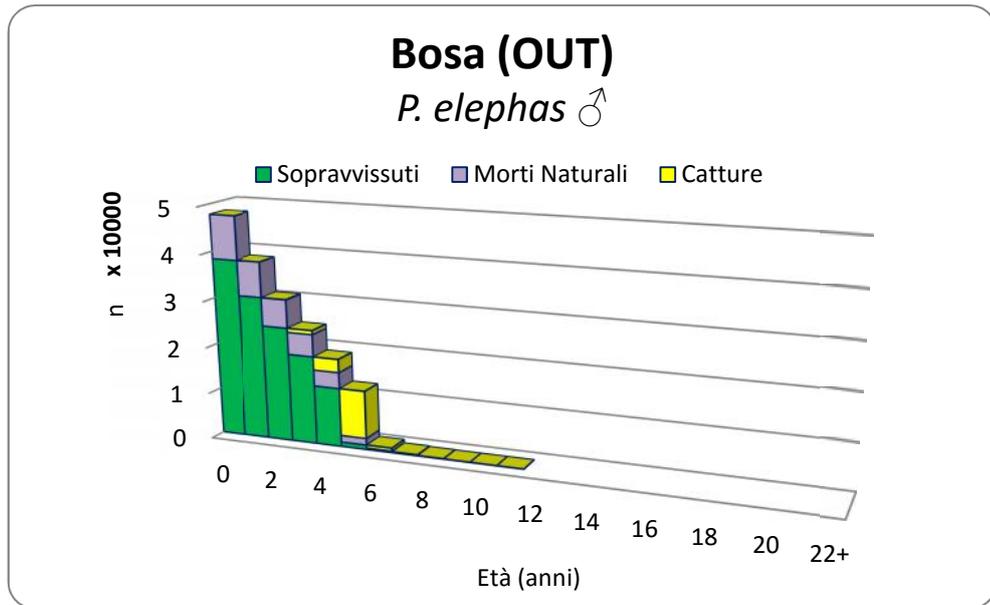


Figura 57. BOSA OUT: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

La mortalità da pesca incide a partire dall'età 4+ per raggiungere attorno al 6° anno, nei maschi, un *harvest rate* del 90% ( $F_{6+} = 2.35 \text{ y}^{-1}$ ). Nelle femmine tuttavia, essa incide in maniera minore sulle singole classi a causa probabilmente delle ben note abitudini della specie. Come già accennato, questi individui, passando buona parte del tempo all'interno delle tane, risultano meno vulnerabili all'azione di pesca (Fig. 58).

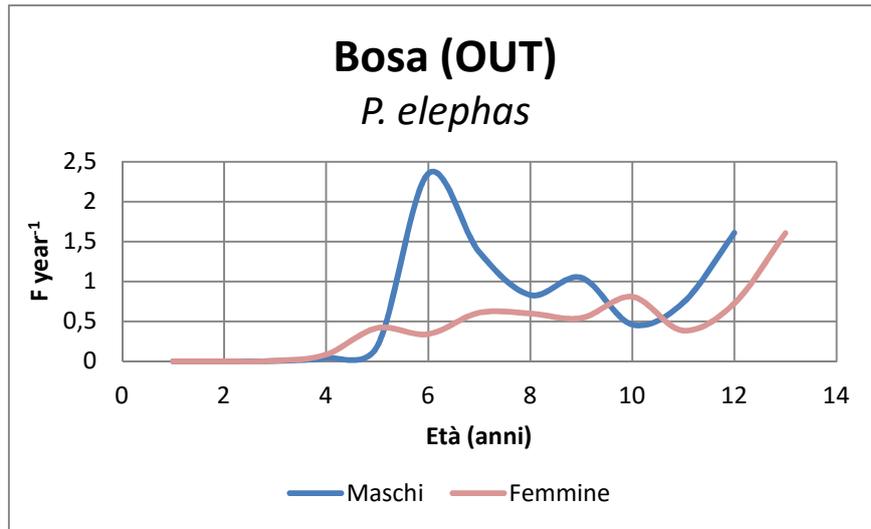


Figura 58. Valori di mortalità istantanea da pesca per lo *stock* commerciale di *P. elephas*.

La curva della biomassa totale, ricavata sulla base dei pesi medi per coorte, ci consente di osservare la proporzione di ciascuna classe sul peso totale. In assenza di pesca, la coorte che presenta il livello massimo di biomassa è la classe 5+. Un'attività di pesca razionale dovrebbe teoricamente interessare le classi di età successive (+6,+7,....., n+1), perché a tal punto la popolazione avrebbe già raggiunto il massimo peso possibile. La taglia che corrisponde a questa classe di età è detta "taglia critica di Ricker ( $T_{Ricker}$ )" (Bombace & Lucchetti, 2011). Purtroppo come si evince dall'analisi condotta per le aree commerciali, la popolazione subisce l'attività di prelievo ben prima, riducendo in modo significativo i livelli di biomassa dello *stock* (Fig. 59).

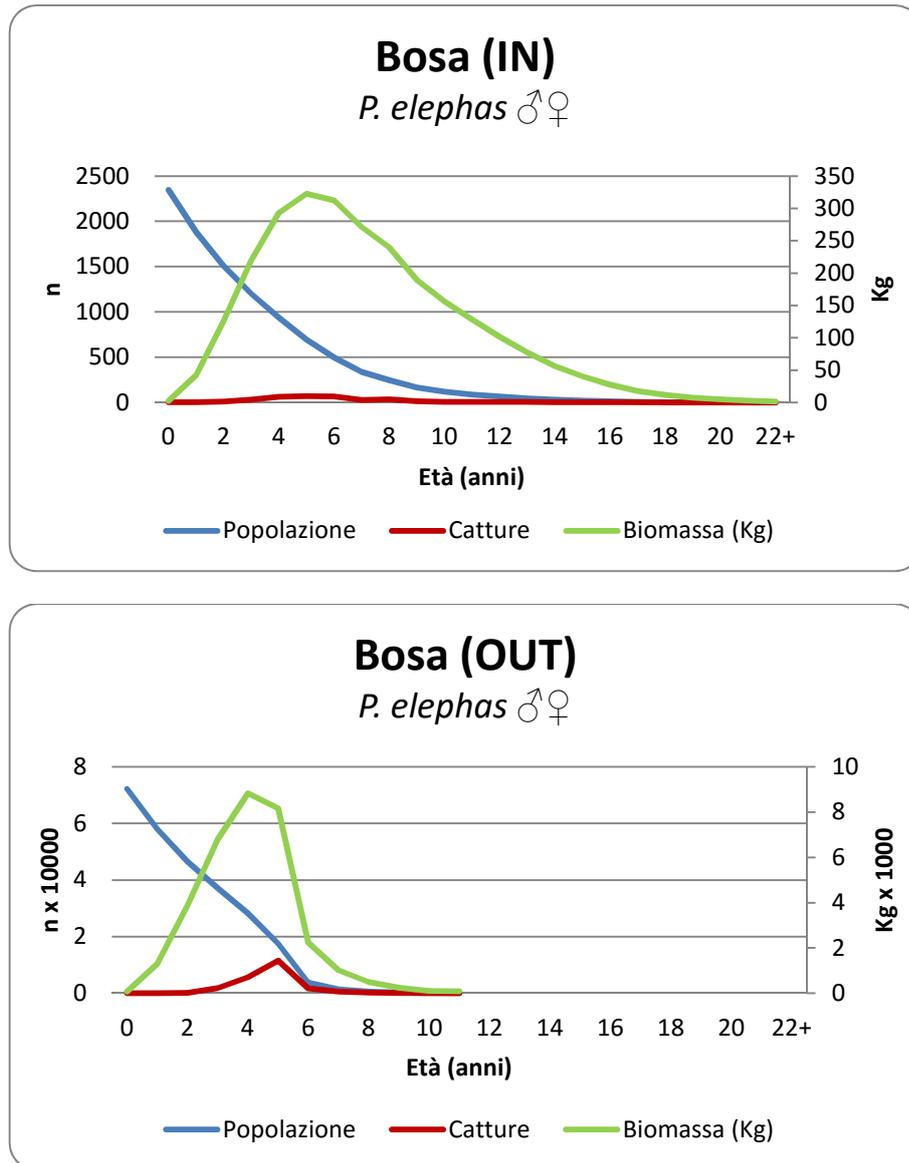


Figura 59. BOSA IN & OUT: confronto generale tra le due popolazioni. In blu la popolazione, in rosso le catture e in verde la biomassa in peso.

### 5.2.5 Jones' Length Cohort Analysis

La *length cohort analysis* è stata eseguita al fine di ottenere una rappresentazione della popolazione anche su base di taglia. Le indicazioni fornite da questa metodica sono molto utili, soprattutto perché ci permettono di ragionare direttamente dal punto di vista delle taglie. L'imposizione della taglia minima di cattura risulta, infatti, uno dei principali interventi di regolamentazione adottato per la gestione di questa specie e capire come le varie taglie sono distribuite all'interno della popolazione, risulta d'importanza cruciale.

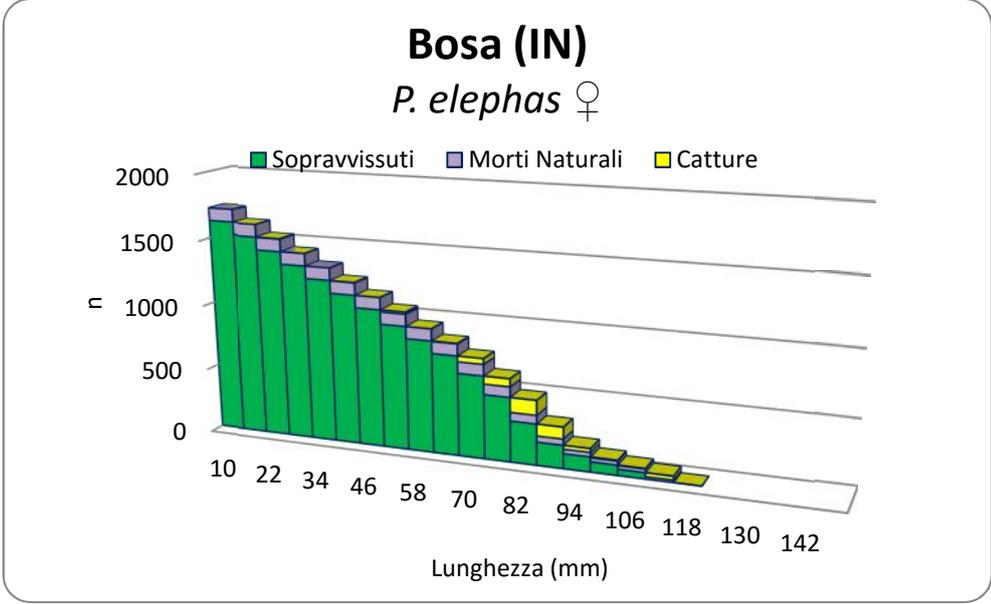
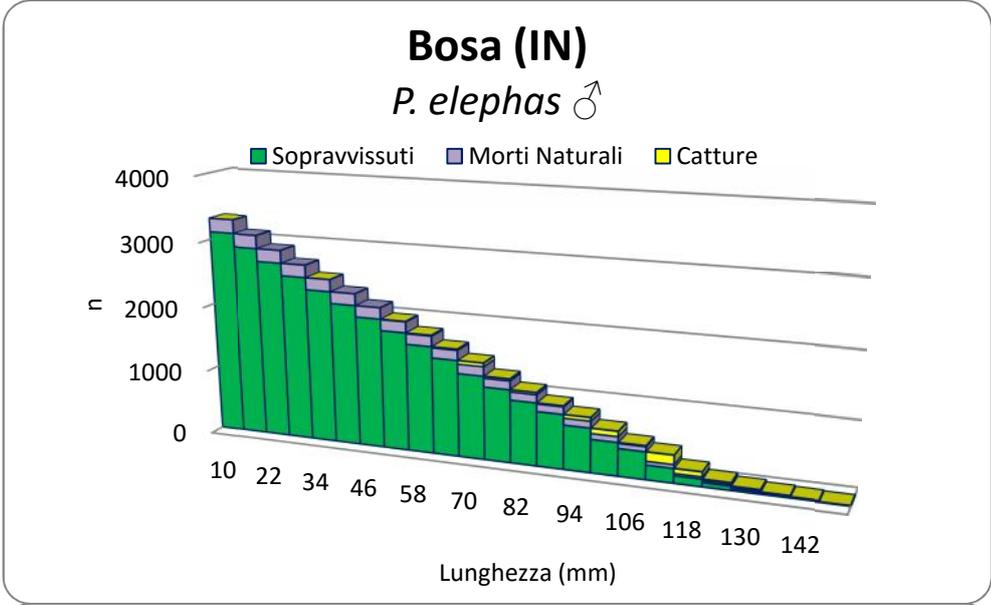


Figura 60. BOSA IN: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

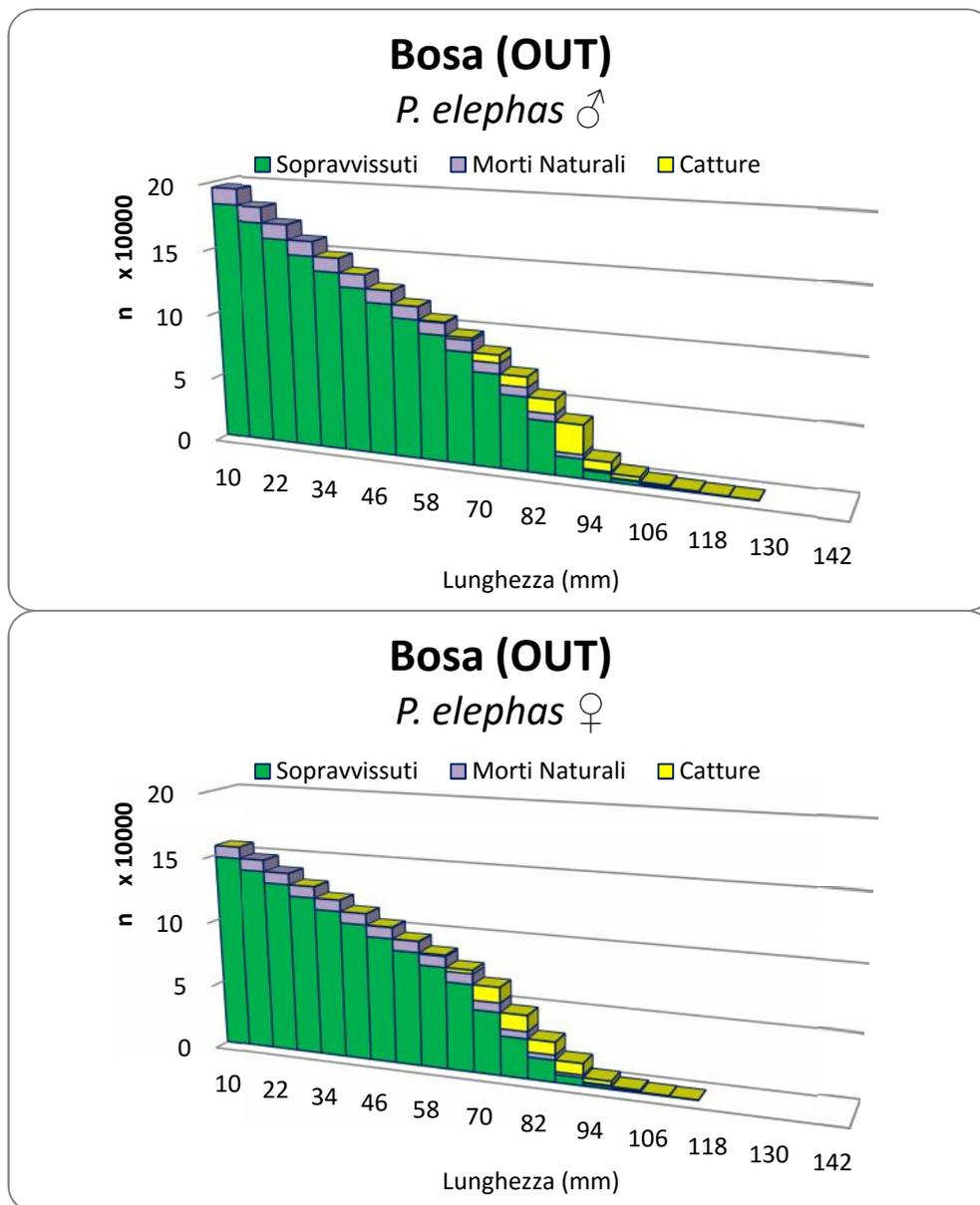


Figura 61. BOSA OUT: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

L'analisi di coorte per lunghezza evidenzia in che modo l'attività di pesca commerciale incide sulla struttura di taglia dello *stock* (Fig. 60-61). Come già visto per la *Pope's Analysis*, la protezione dalla pesca derivante dall'istituzione della *No Take Area* ci permette di osservare un tipico esempio di popolazione *unfished*. Il numero di individui per taglia cala con l'aumento delle dimensioni degli individui, per effetto della mortalità naturale che colpisce maggiormente gli individui più piccoli. Al contrario, la popolazione ricostruita attraverso le cale commerciali esibisce una struttura di taglia influenzata notevolmente dall'azione di pesca.

La mortalità da pesca incide a partire dalla taglia di 70 mm, alla quale corrispondono individui attorno i 4 anni di età e del peso di 300g, ben al di sotto della taglia minima legale posta a 90 mm di LCS (Fig. 62).

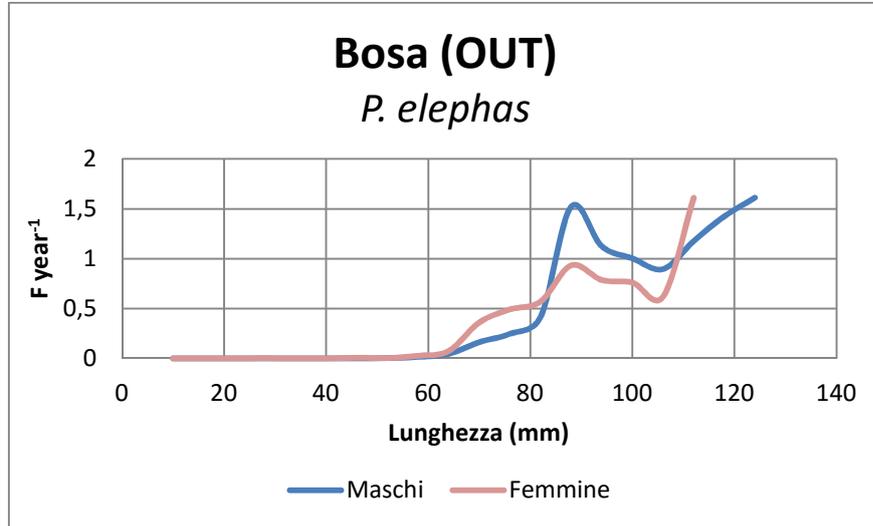
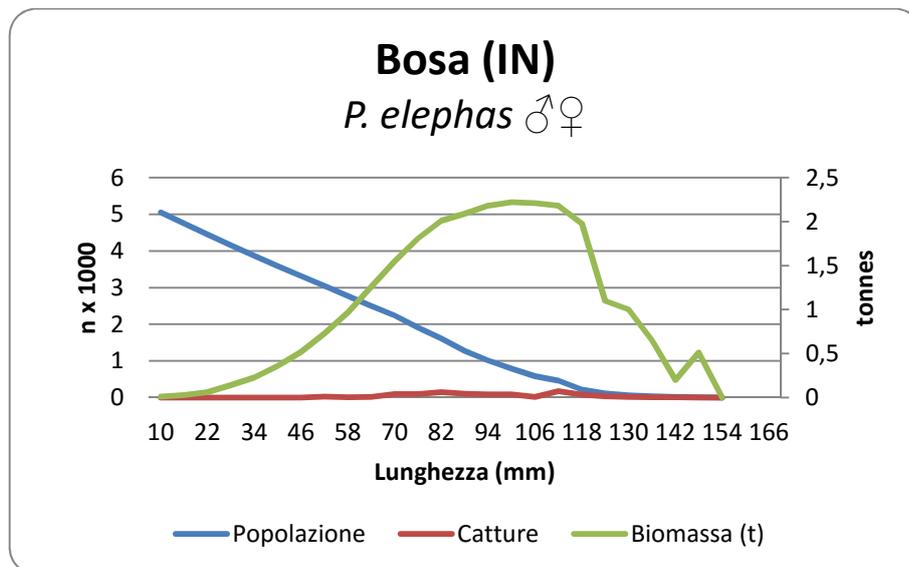


Figura 62. Valori di mortalità istantanea da pesca per lo *stock* commerciale di *P. elephas*.

La pesca di questi individui, ben al di sotto della taglia critica di Ricker, ha infatti prodotto riduzioni considerevoli della biomassa totale all'equilibrio (Fig. 63). Lo sfruttamento ottimale si realizzerebbe incidendo sugli individui al di sopra dei 100 mm di lunghezza carapace ( $T_{Ricker}$ ), dato che a questo punto la popolazione avrebbe già raggiunto il peso massimo possibile.



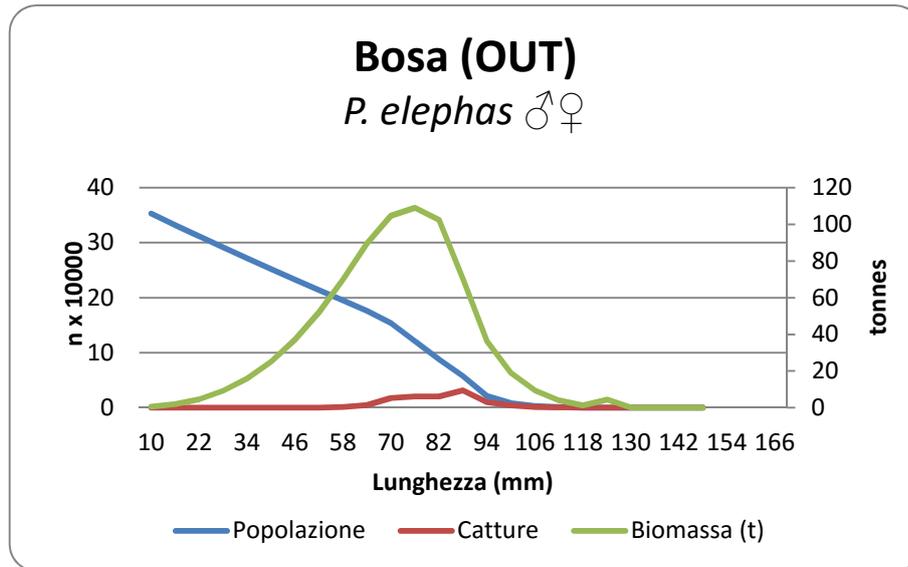


Figura 63. BOSA IN & OUT: confronto generale tra le due popolazioni. In blu la popolazione, in rosso le catture e in verde la biomassa in peso.

In sostanza, l'analisi complessiva mostra una popolazione all'interno dell'area che ha chiaramente beneficiato della protezione dalla pesca. Lo *stock* commerciale si trova invece in uno stato di sovra-sfruttamento, determinato dal fatto che l'attività di pesca ha inciso profondamente sulla biomassa degli individui di taglia media, producendo riduzioni evidenti a livello demografico.

#### 5.2.6 Thompson & Bell (1934)

Un'altra conferma sullo stato di sfruttamento dello *stock* commerciale è fornita dall'indagine bio-economica compiuta utilizzando il modello di Thompson & Bell (1934). Attraverso questa metodica è possibile visualizzare, a partire dalla situazione attuale, la variazione della biomassa in mare e quindi dei rendimenti da pesca in risposta a differenti livelli di sforzo. Osservando le proiezioni è possibile delineare una situazione sfavorevole per lo *stock* di *P. elephas*: l'attività di pesca commerciale è stata infatti condotta, nel complesso, in modo non sostenibile. Per entrambi i sessi, la situazione attuale - indicata dal vettore unitario di mortalità da pesca ( $X = 1$ ) - si colloca alla destra del *Massimo Rendimento Sostenibile* (MSY), con rendimenti totali di 316 t per i maschi e 160 t per le femmine (Fig. 64).

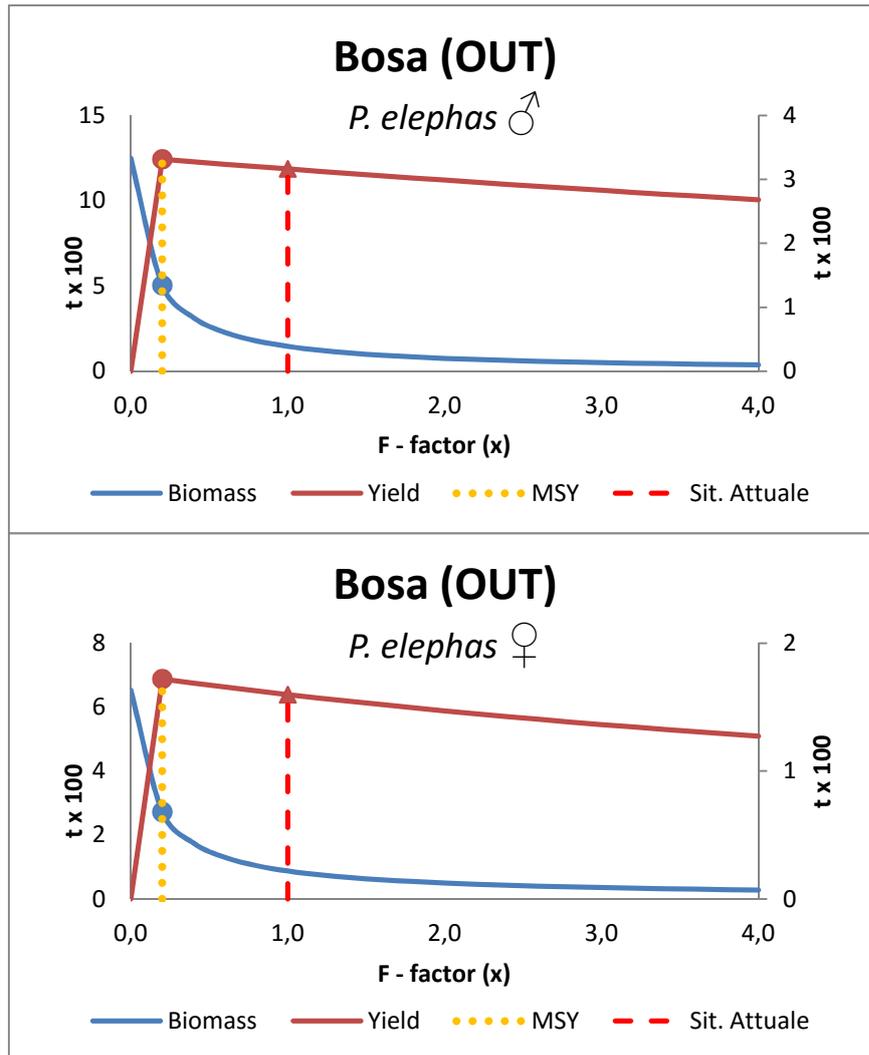


Figura 64. BOSA OUT: analisi di Thompson & Bell (1934) eseguita sui dati di cattura commerciali. Osservando i grafici è possibile visualizzare, a partire dalla situazione attuale, le possibili risposte della biomassa e dei rendimenti ai differenti livelli di sforzo da pesca esercitati.

Uno sforzo di pesca crescente produrrà nel tempo rendimenti sempre minori, proprio perché l'attività di prelievo tenderà a colpire individui più piccoli, maggiormente abbondanti all'interno della popolazione. Al contrario, una riduzione dello sforzo garantirebbe rendimenti più alti, fino ad un massimo di 332 t per i maschi e 172 t per le femmine (MSY). Per raggiungere uno scenario del genere è necessaria però, una riduzione dello sforzo veramente significativa: si dovrebbe giungere infatti, ad un valore del vettore unitario di mortalità da pesca (F- factor) di 0.2 ( $F_{MSY}$ ), pari al 20% della pressione da pesca esercitata attualmente.

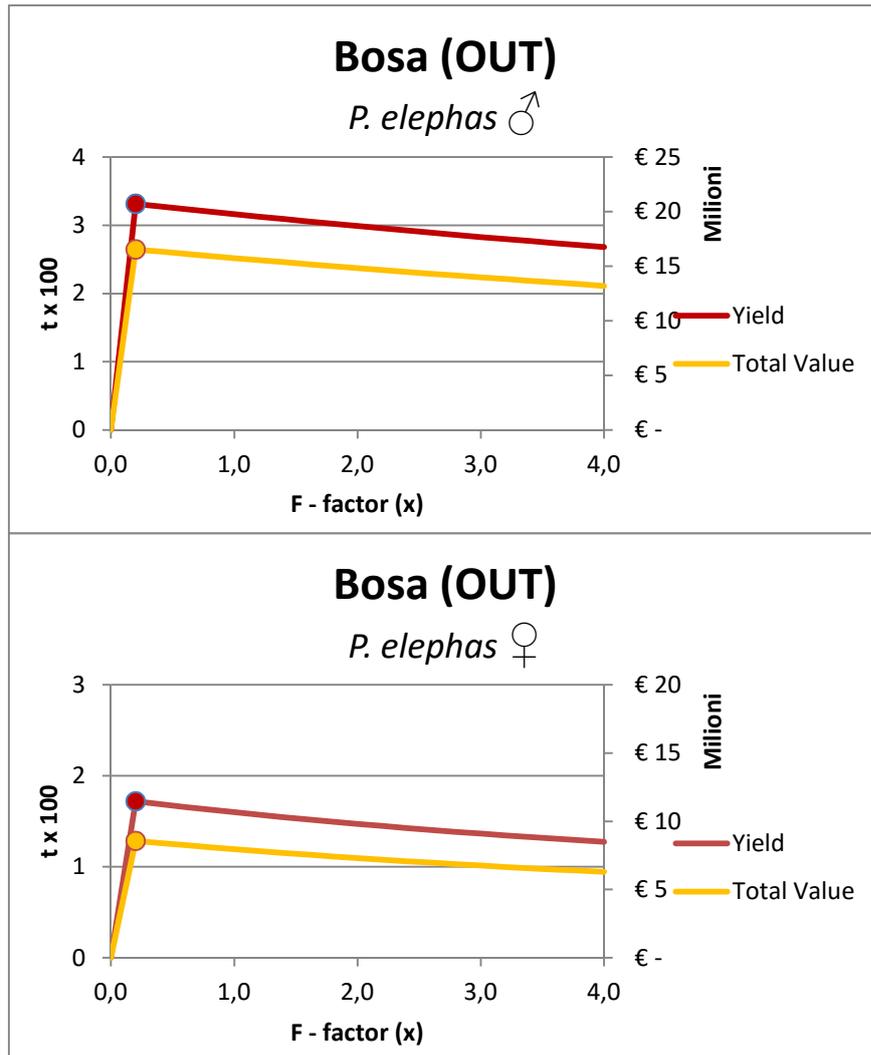


Figura 65. BOSA OUT: analisi di Thompson & Bell (1934) eseguita sui dati di cattura commerciali. Osservando i grafici è possibile visualizzare i valori di MSY e MSE per la risorsa in questione.

Lo sfruttamento eccessivo di uno *stock* oltre a rappresentare un grosso problema da un punto di vista bioecologico, costituisce un grosso rischio anche per l'attività di pesca. La diminuzione dei rendimenti e i maggiori costi derivanti dall'aumento dello sforzo, possono di fatto determinare un danno economico per tutto il settore. Un indice importante in questo caso è rappresentato dal *Massimo Rendimento Economico Sostenibile* (MSE)(Fig. 65), il massimo ricavo monetario ottenibile da un'attività di pesca sostenibile. Nel caso di *P. elephas* questo valore coincide con  $F_{MSY}$  in quanto il prezzo di mercato non è soggetto a particolari variazioni di taglia: una volta che l'individuo ha raggiunto la taglia minima legale e può quindi essere ufficialmente commerciato, il suo valore all'ingrosso rimane costante sui 50 € Kg<sup>-1</sup>. Con il livello di

sfruttamento attuale, il rendimento totale, ottenuto sommando la componente maschile e femminile, risulta essere di circa 476 tonnellate con un valore economico che si aggira sui 23 milioni di euro. Applicando un livello di sforzo sostenibile ( $F_{MSY}$ ), si arriverebbe, nel lungo termine, a un ricavo di circa 25 milioni di euro.

## 5.3 Risultati Buggerru

### 5.3.1 Analisi dei trend

L'efficacia dell'area di ripopolamento è stata testata confrontando i risultati ottenuti all'interno della *No Take Area* (IN) con quelli ricavati al suo esterno, analizzando le catture commerciali (OUT). Le CPUE mostrano all'interno della riserva un andamento crescente, con valori che da  $0.7 \text{ n} \cdot \text{pezze}^{-1}$  raggiungono i 2.5 individui nel 2014. Questo a differenza dell'esterno, dove i valori si mantengono abbastanza costanti. Le catture commerciali si sono infatti mantenute negli anni su valori medi attorno ai 0.7 individui per pezza di rete. Gli incrementi finali rispetto al 2010 (primo anno d'istituzione) sono calcolati attorno al 114% per l'interno e -37% per l'esterno (Tab. 9). Nonostante questi valori, i trend delle catture non si mostrano in ambo i casi, statisticamente significativi ( $p\text{-value} > 0.05$ ).

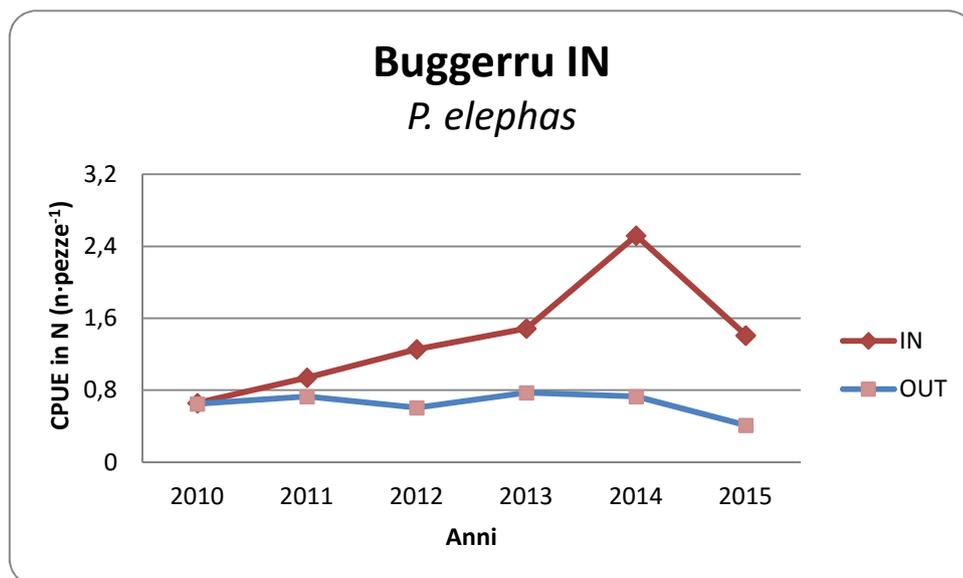


Figura 66. Progressione temporale delle CPUE in numero all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

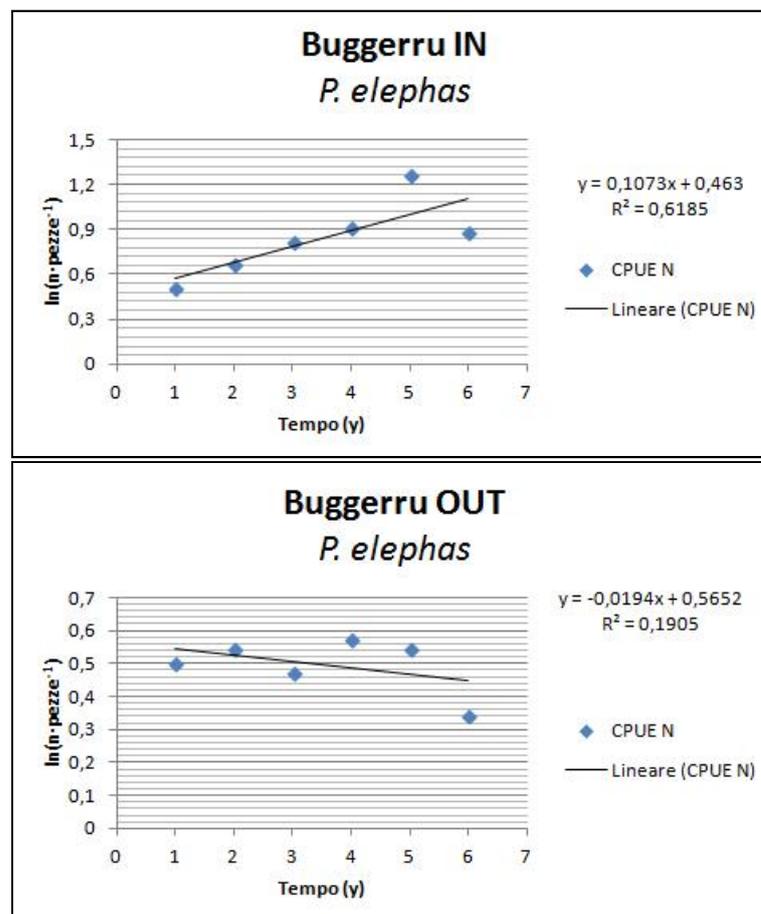


Figura 67. Modelli di regressione lineare per le CPUE in numero all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento.

Anche dal confronto tra le CPUE in peso emerge una situazione simile a quella appena rappresentata. La pesca commerciale si mantiene costante attorno valori prossimi ai  $250 \text{ g} \cdot \text{pezza}^{-1}$ , seppur con lieve decremento nell'ultimo anno (-41%). Tuttavia tale andamento non risulta significativo ( $r$  Pearson = 0.63;  $p$ -value > 0.05). All'interno dell'area si registrano invece incrementi che nel 2014 sfiorano il 350% (Tab. 9): da valori iniziali di circa  $200 \text{ g}$  si raggiungono valori prossimi ai  $900 \text{ g} \cdot \text{pezza}^{-1}$  (dato 2014)(Fig. 68). L'analisi statistica non mostra però alcuna evidenza statisticamente significativa ( $r$  Pearson = 0.76;  $p$ -value > 0.05), con la variabile tempo che spiega poco meno del 60% della varianza osservata ( $R^2 = 0.59$ )(Fig. 69).

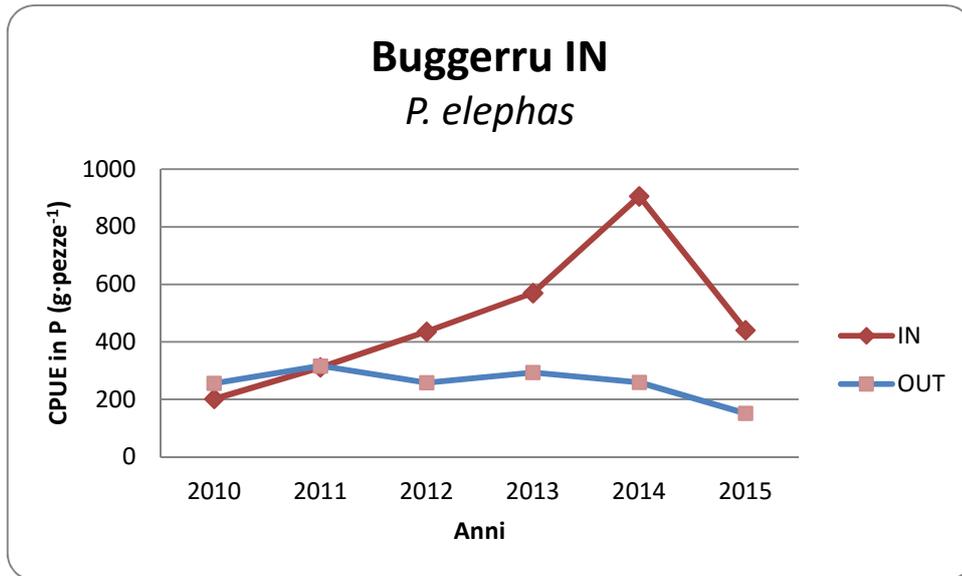


Figura 68. Progressione temporale delle CPUE in peso all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento

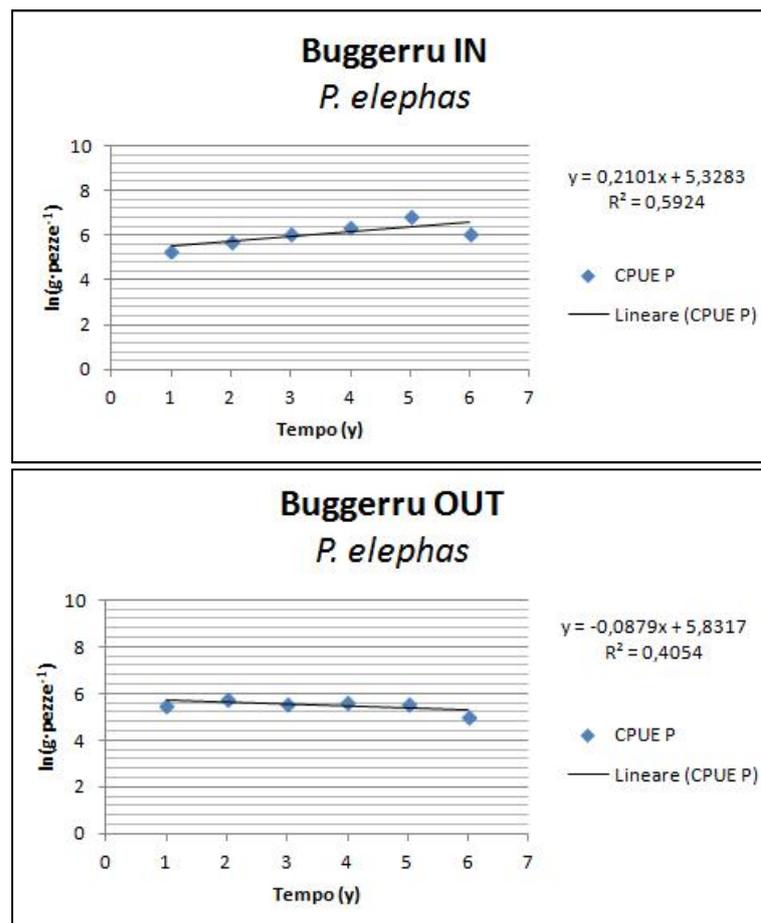


Figura 69. Modelli di regressione lineare per le CPUE in peso all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento.

L'andamento del peso medio si mantiene pressoché simile in entrambe le popolazioni (Fig. 70). Le variazioni calcolate rispetto ai valori del 2010 risultano di portata trascurabile (Tab. 9), soprattutto in considerazione del fatto che il peso medio degli individui si attesta attorno ai 350 g (Fig. 70). Per questo motivo, anche l'analisi di correlazione non rileva alcun trend significativo per entrambi i campioni di riferimento ( $p\text{-value} > 0.05$ )(Fig. 71).

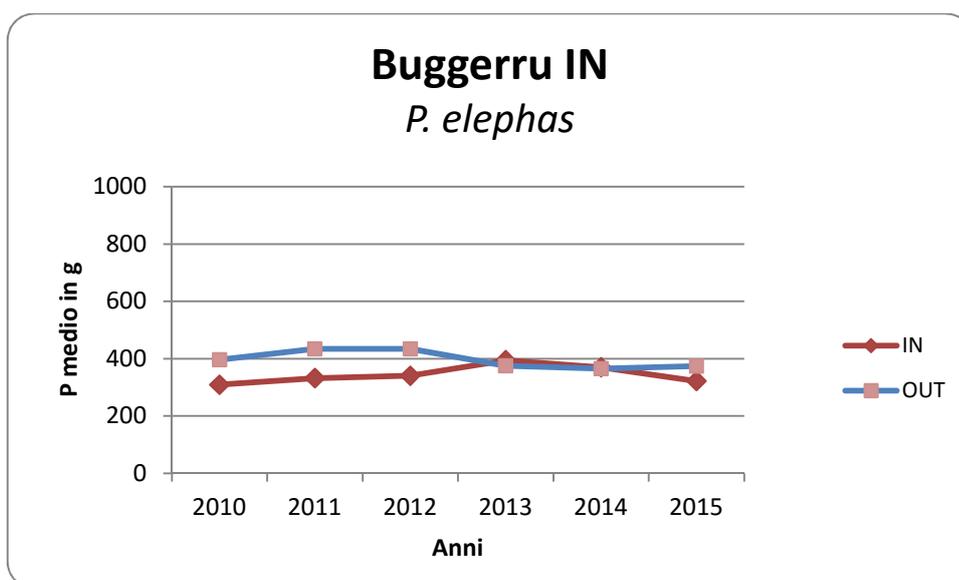


Figura 70. Progressione temporale del Peso Medio in g all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

Tabella 9. Incrementi percentuali rispetto al primo anno di indagine delle CPUE e del Peso Medio per l'interno e l'esterno dell'area di ripopolamento

| Anni | IN        |           |         | OUT       |           |         |
|------|-----------|-----------|---------|-----------|-----------|---------|
|      | CPUE in N | CPUE in P | P medio | CPUE in N | CPUE in P | P medio |
| 2010 | -----     | -----     | -----   | -----     | -----     | -----   |
| 2011 | 43%       | 54%       | 7%      | 12%       | 24%       | 10%     |
| 2012 | 91%       | 116%      | 10%     | -7%       | 1%        | 10%     |
| 2013 | 126%      | 182%      | 28%     | 19%       | 15%       | -5%     |
| 2014 | 283%      | 349%      | 20%     | 12%       | 1%        | -8%     |
| 2015 | 114%      | 118%      | 4%      | -37%      | -41%      | -6%     |

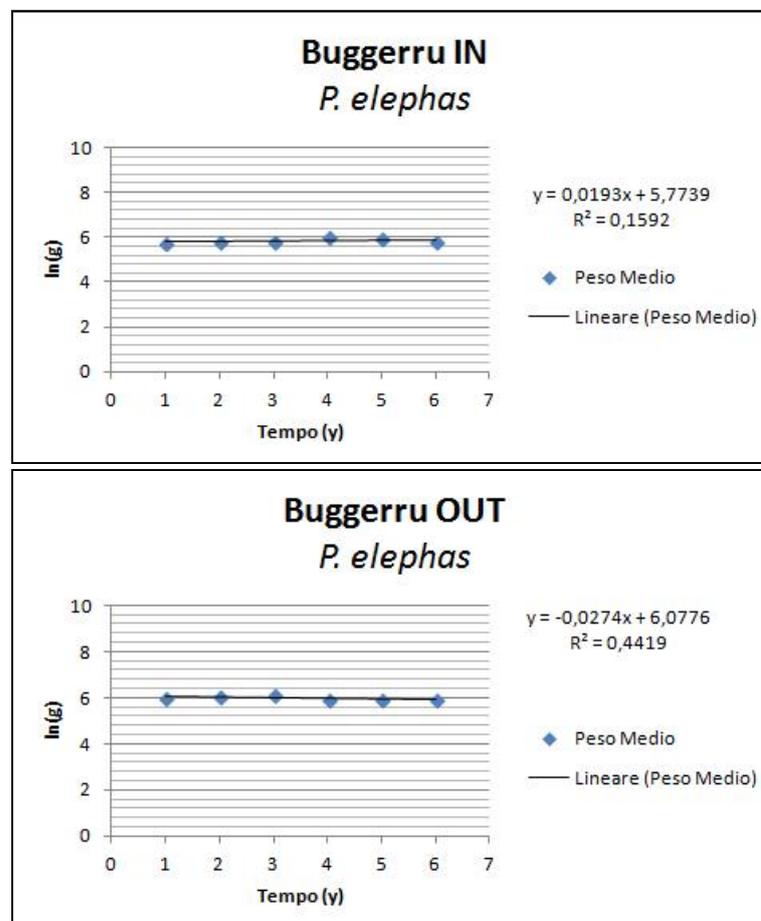


Figura 71. Modelli di regressione lineare per i pesi medi all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento.

In sostanza il confronto tra le abbondanze evidenzia alcune differenze, che seppur non significative, possono comunque segnalare un certo grado di ristrutturazione della popolazione all'interno dell'area di ripopolamento. Da sottolineare comunque che i valori registrati per questa zona si mantengono complessivamente su valori abbastanza elevati.

### 5.3.2 Distribuzioni di frequenza per taglia

Le variazioni dell'abbondanza osservate all'interno dell'area di ripopolamento sono state analizzate in dettaglio, esaminando le distribuzioni annuali delle catture per classi di taglia e di età. Durante il periodo di studio, all'interno dell'area sono stati catturati e misurati 568 esemplari di *P. elephas*, di cui 305 maschi e 263 femmine (*sex ratio* = 1.1). Nello stesso tempo, le catture commerciali sono state stimate in circa 54349 individui, divise in 21476 maschi e 32873 femmine (*sex ratio* = 0.6)(Tab. 10).

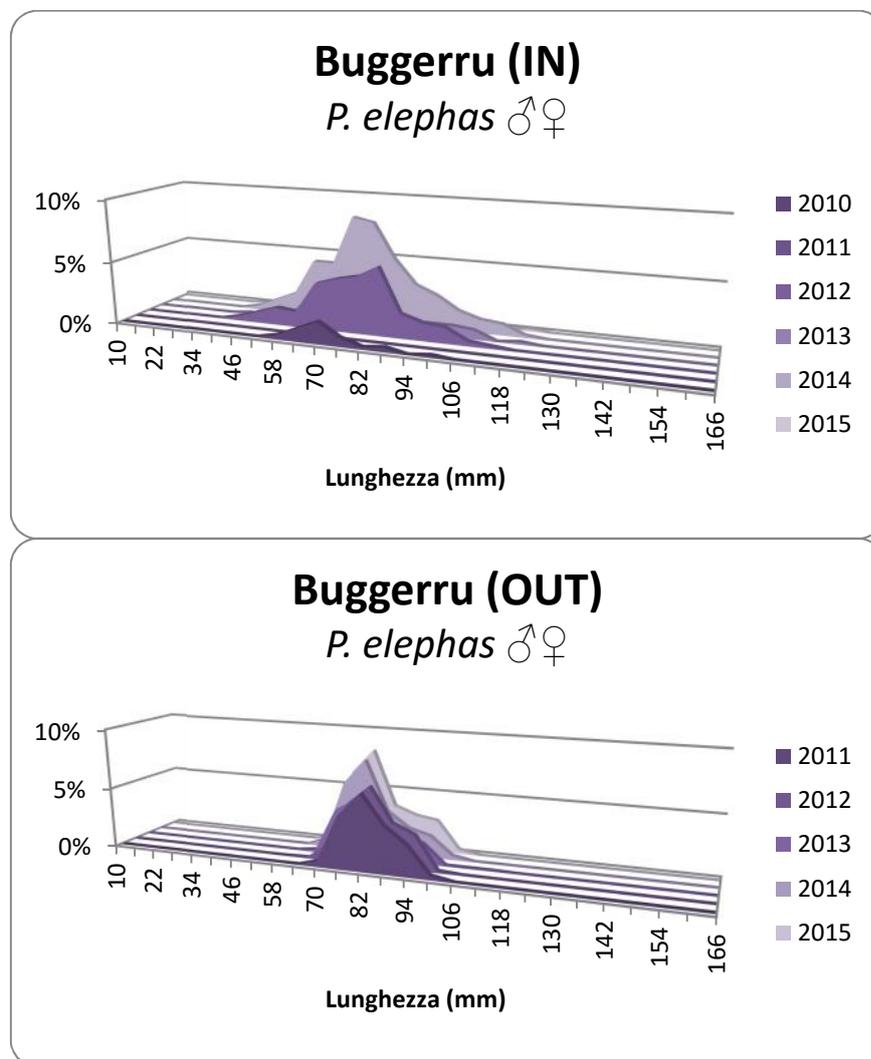


Figura 72. Distribuzioni di frequenza per taglia delle catture all'interno (sopra) e all'esterno dell'area di ripopolamento.

A differenza delle catture commerciali, collocate prevalentemente entro l'intervallo di LCS 70-100 mm, all'interno della *No Take Area* è possibile osservare distribuzioni di frequenza per taglia che coinvolgono intervalli di lunghezza molto più ampi (Fig. 72). Gli incrementi dell'abbondanza registrati in seguito all'istituzione della riserva, oltre a determinare un aumento generalizzato delle frequenze, si sono concretizzati a livello delle classi di taglia situate lungo le code delle distribuzioni. Ad ogni modo anche le catture commerciali esibiscono un discreto grado di differenziazione per taglia, che tuttavia appare minore a quello osservato per l'interno dell'area.

**Tabella 10.** Nella tabella è indicata la numerosità campionaria per l'interno e le aree commerciali, con valori divisi per anno e per sesso

|               | IN         |            |            | OUT          |              |              |
|---------------|------------|------------|------------|--------------|--------------|--------------|
|               | Maschi     | Femmine    | Totali     | Maschi       | Femmine      | Totali       |
| 2010          | 12         | 14         | 26         | .....        | .....        | .....        |
| 2011          | 0          | 0          | 0          | 2840         | 6929         | 9769         |
| 2012          | 66         | 87         | 153        | 3116         | 7468         | 10584        |
| 2013          | 55         | 18         | 73         | 3484         | 5122         | 8606         |
| 2014          | 138        | 111        | 249        | 5077,8       | 6901         | 11978        |
| 2015          | 34         | 33         | 67         | 6958,4       | 6453         | 13412        |
| <b>TOTALE</b> | <b>305</b> | <b>263</b> | <b>568</b> | <b>21476</b> | <b>32873</b> | <b>54349</b> |

Analizzando il campione maschile questo fenomeno appare abbastanza evidente, con distribuzioni di frequenza che già nel breve periodo includono un discreto numero di classi di lunghezza. Al contrario gli individui maschili commerciali presentano dimensioni poste in un intervallo più ristretto, compreso tra i 70 e 100 mm di lunghezza carapace alla spina (Fig. 73).

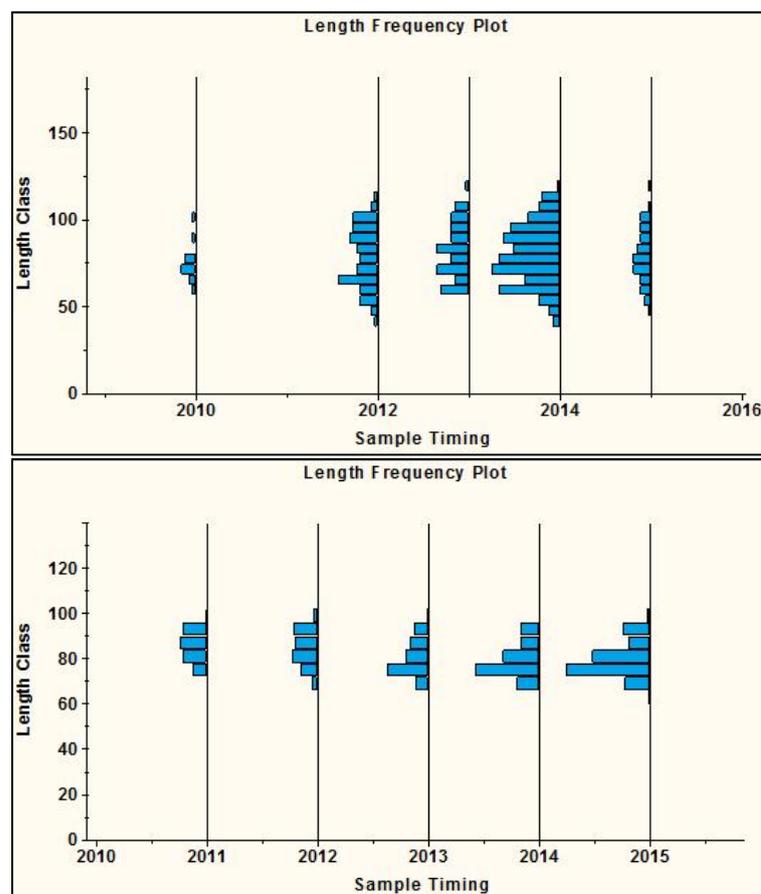


Figura 73. Buggerru (In vs OUT): confronti per taglia delle catture di sesso maschile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

Le distribuzioni campionarie femminili ricalcano in una certa misura quelle maschili. All'interno della riserva le catture mostrano taglie comprese tra i 50 e i 100 mm, con picchi modali attorno i 70 mm di LCS. All'esterno si osservano individui di dimensioni simili, con lunghezze comprese tra i 70 e i 100 mm di LCS (Fig. 74). Dato che nella pesca commerciale si verifica di solito una selezione degli individui sulla base di vincoli gestionali o di mercato, al fine di effettuare un confronto più appropriato sarebbe necessario ricostruire la struttura originaria dello *stock* attraverso tecniche di dinamica di popolazione. Solo in questo modo è possibile valutare le reali differenze demografiche tra le popolazioni studiate.

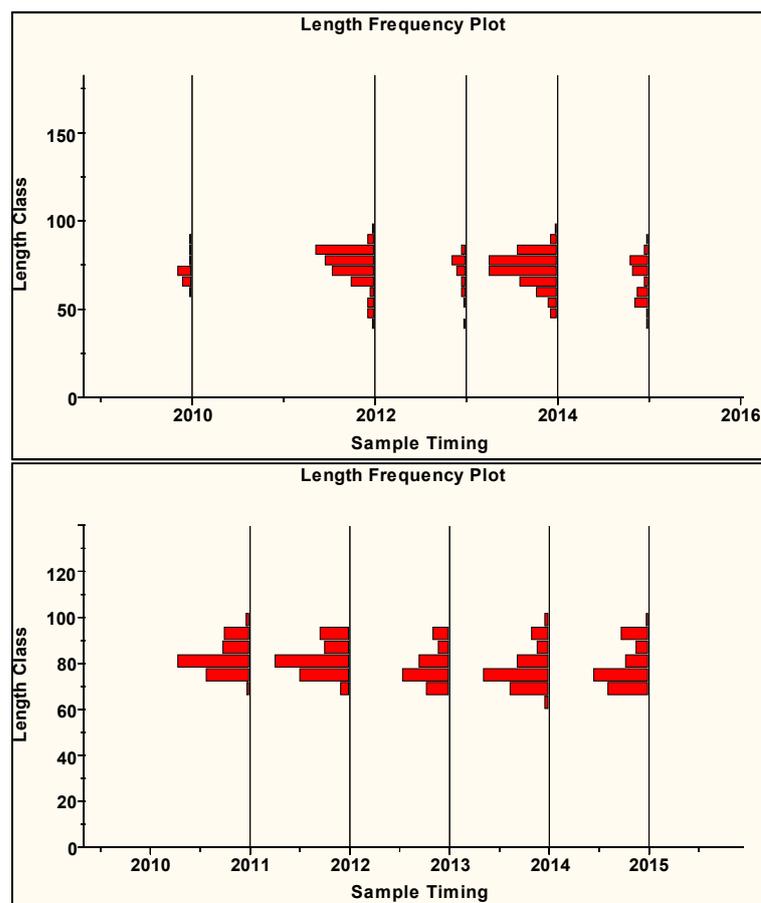


Figura 74. Buggerru (In vs OUT): confronti per taglia delle catture di sesso femminile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

### 5.3.3 Distribuzioni di frequenza per età

Lo stesso discorso può essere fatto analizzando le catture per età, ottenute attraverso il metodo di *age slicing*. Le catture all'interno dell'area di ripopolamento hanno mostrato individui di età variabile, compresa tra i 0+ e 9+ (Fig. 75).

A conferma di quanto osservato per le taglie, anche in questo caso le distribuzioni appaiono piuttosto uniformi già dopo pochi anni dall'istituzione dell'area di ripopolamento.

Le cale commerciali mostrano invece distribuzioni di frequenza più ridotte, che coinvolgono in maniera prevalente le coorti comprese tra 3+ e 7+ (Fig. 75), con picchi modali in corrispondenza delle classi di età 4+ e 5+.

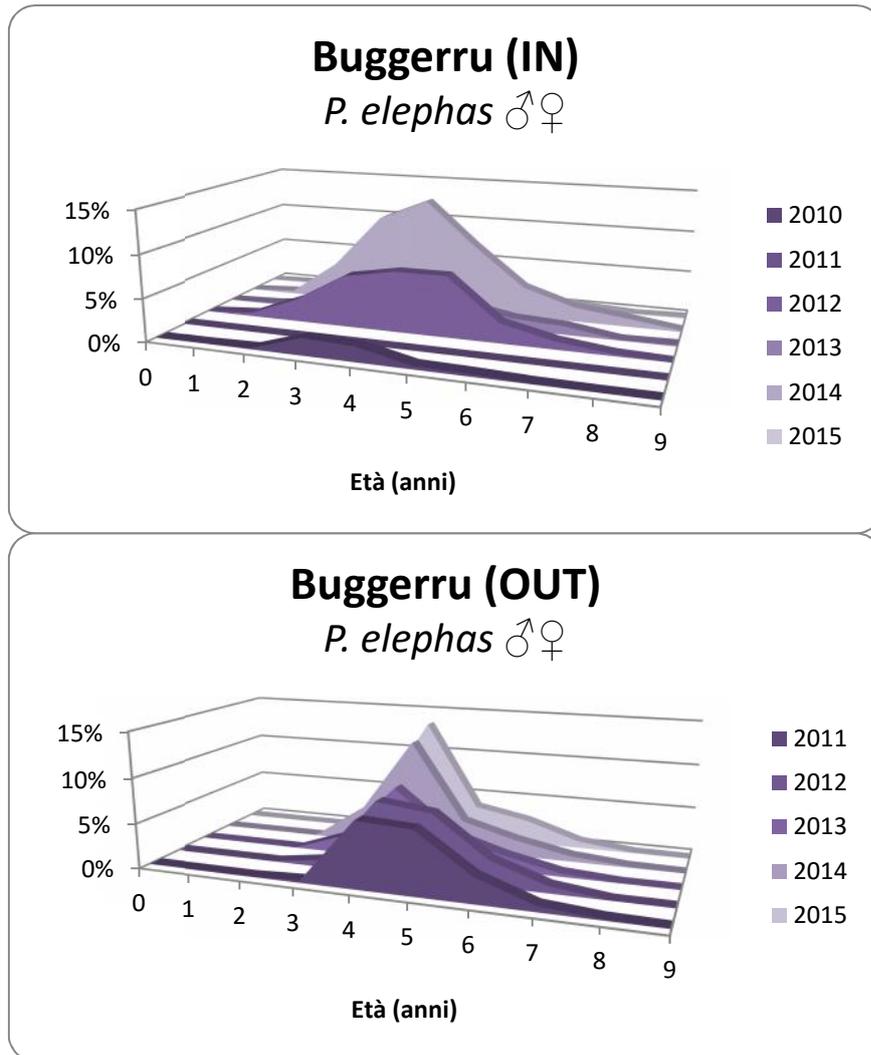


Figura 75. Distribuzioni di frequenza per età delle catture all'interno (sopra) e all'esterno dell'area di ripopolamento.

La componente maschile all'interno dell'area esibisce una struttura di età coerente con quella osservata per le lunghezze. Le catture all'interno dell'area mostrano infatti un discreto numero di coorti, con un leggero apporto di individui più adulti dopo pochi anni. Le catture commerciali invece coinvolgono in prevalenza individui di circa 4-5 anni di età (Fig. 76). In tal caso la differenza tra le due popolazioni campione risulta ben evidente.

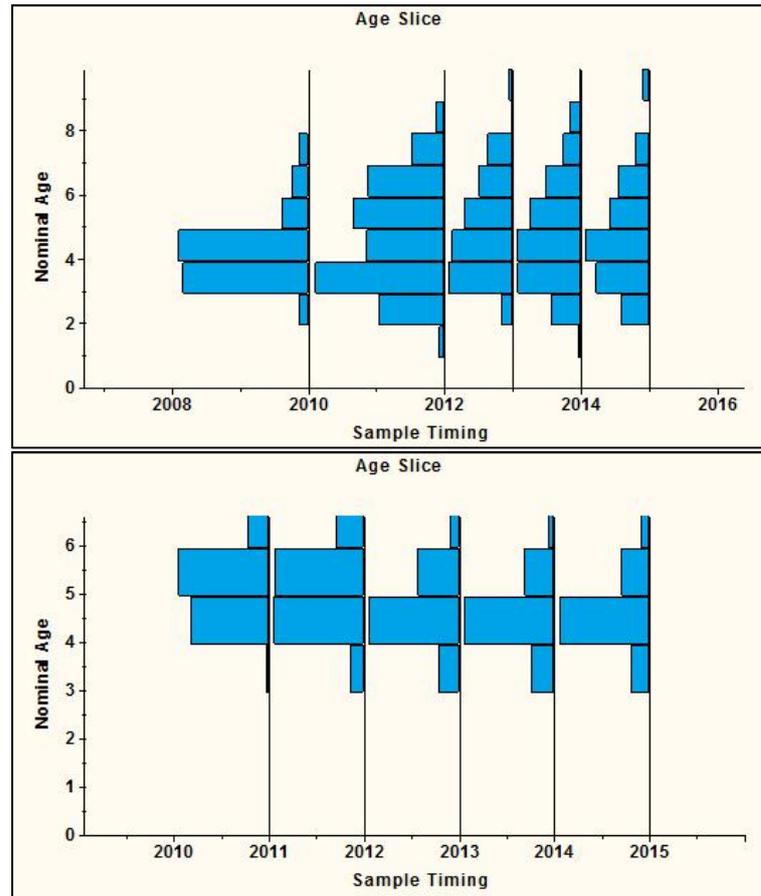


Figura 76. Buggerru (In vs OUT): confronti per età delle catture di sesso maschile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

Per quanto riguarda le catture femminile osserviamo poche differenze tra interno ed esterno della riserva (Fig. 77). Questi individui pur presentando dimensioni leggermente inferiori si collocano approssimativamente all'interno degli stessi intervalli di età riscontrati per i maschi.

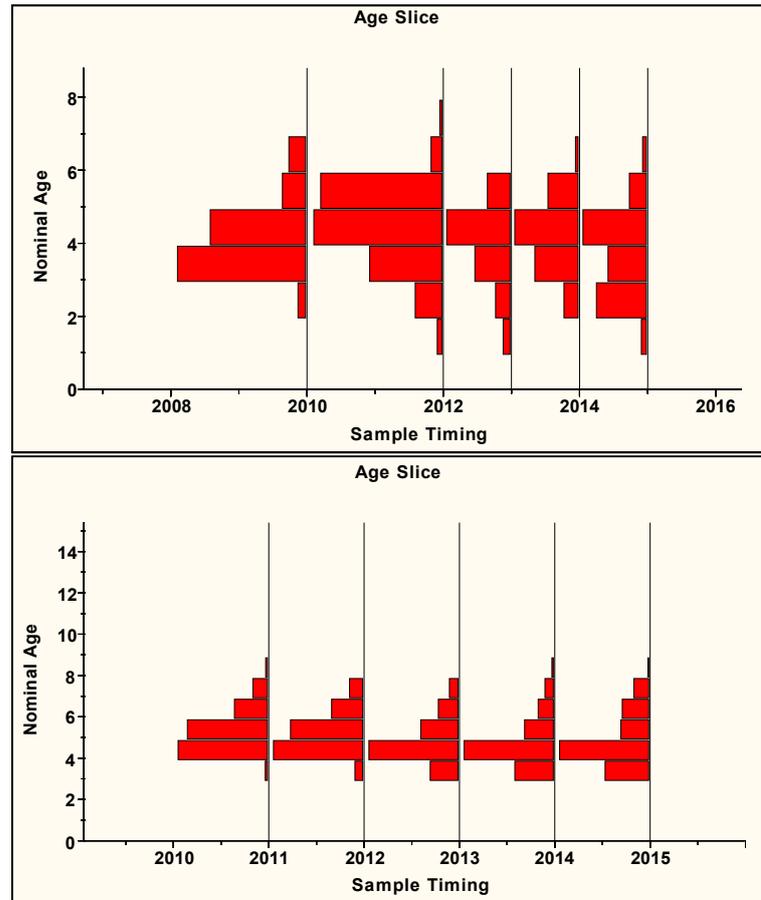


Figura 77. Buggerru (In vs OUT): confronti per età delle catture di sesso femminile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

La scomposizione delle catture in coorti ha confermato le stesse differenze osservate attraverso l'analisi delle taglie. L'istituzione della *No Take Area* sembra aver prodotto in pochi anni particolare beneficio soprattutto per la popolazione maschile, probabilmente più vulnerabile all'attività di pesca rispetto a quella femminile. In ogni caso un confronto più verosimile può essere eseguito solamente attraverso la ricostruzione dello *stock* per mezzo della *Virtual Population Analysis*.

### 5.3.4 Pope's Cohort Analysis

Le catture totali all'interno e all'esterno della *No Take Area* sono state esaminate attraverso l'analisi di popolazione virtuale (VPA). Questa tecnica ci ha consentito di ricostruire la popolazione in modo completo, evidenziando in che modo la pesca e la mortalità naturale sono in grado di incidere sulle sue componenti.

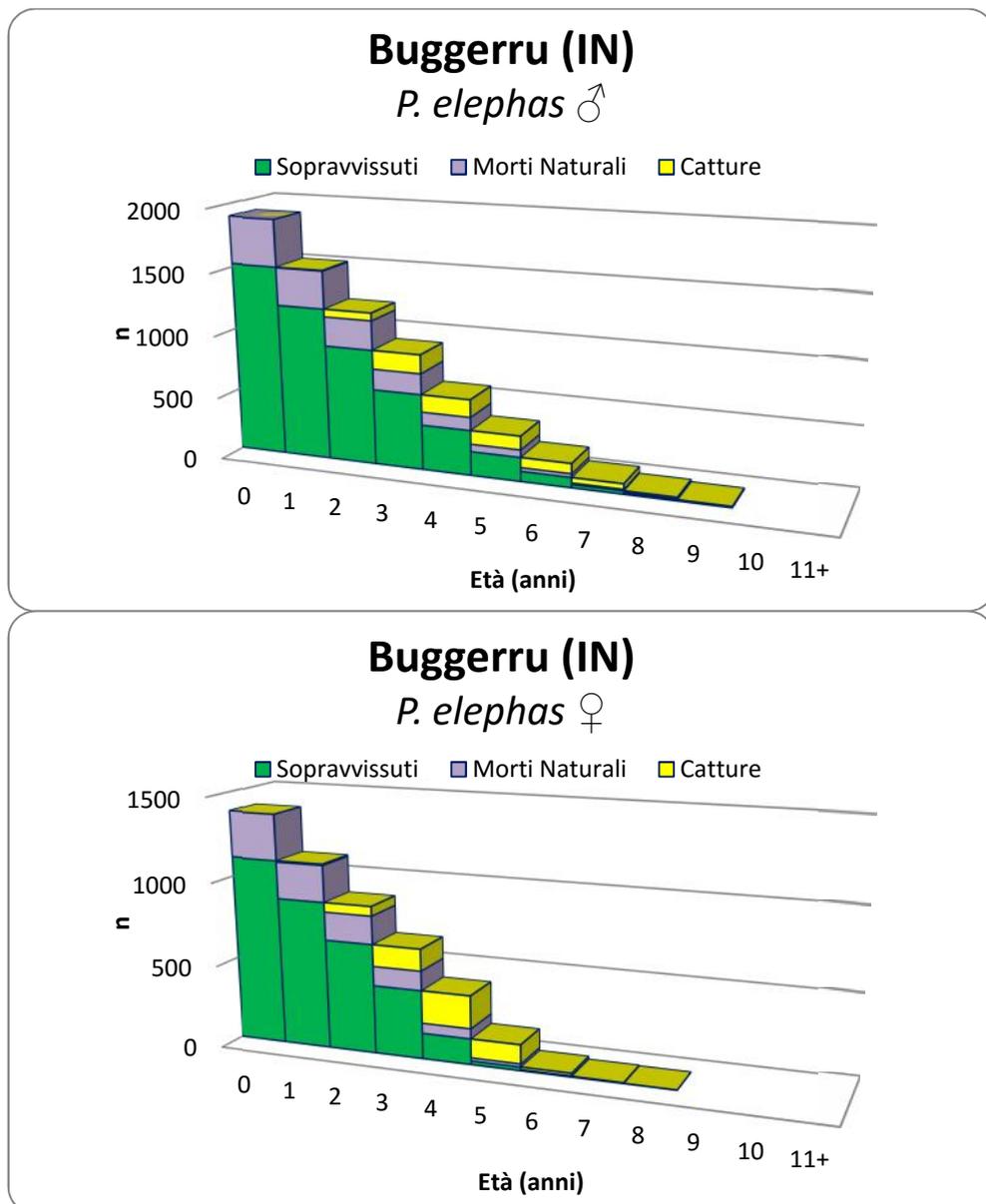


Figura 78. BUGGERRU IN: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

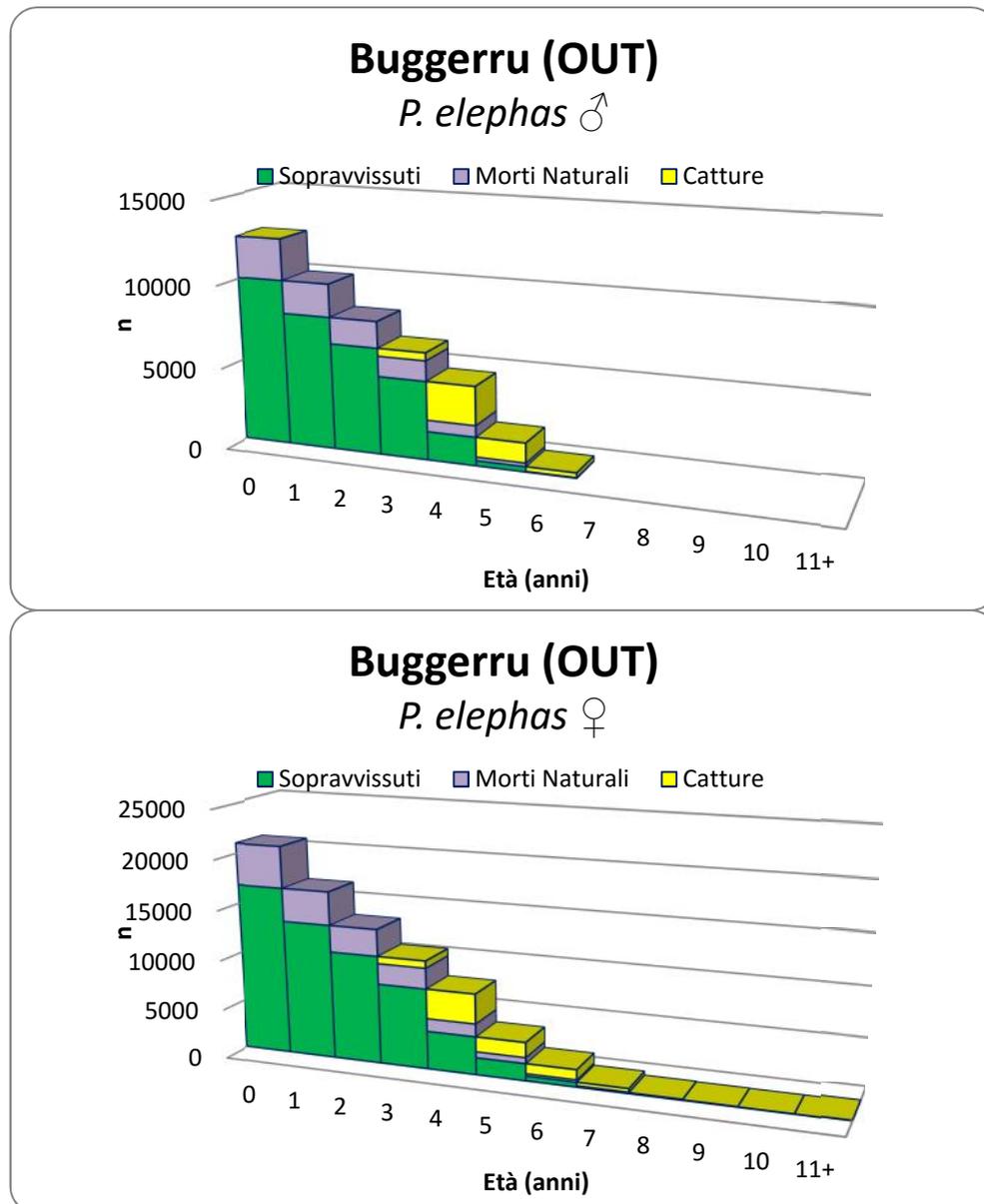


Figura 79. BUGGERRU OUT: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

Dal confronto tra l'area di ripopolamento e le zone esterne, è possibile valutare l'incidenza dell'attività di pesca sulla struttura di popolazione di *P. elephas*. Tuttavia questa sembra incidere soprattutto per la componente maschile che, all'interno dell'area dove la pesca è interdetta, presenta una struttura demografica integra. Le perdite totali sono in tal caso completamente ascrivibili all'azione della mortalità naturale. Nelle aree commerciali lo *stock* maschile risulta invece particolarmente sfruttato, con totale assenza di individui sopra i 6 anni di età (Fig. 78-79).

Le differenze che riguardano la componente femminile non sembrano invece, tutto sommato rilevanti.

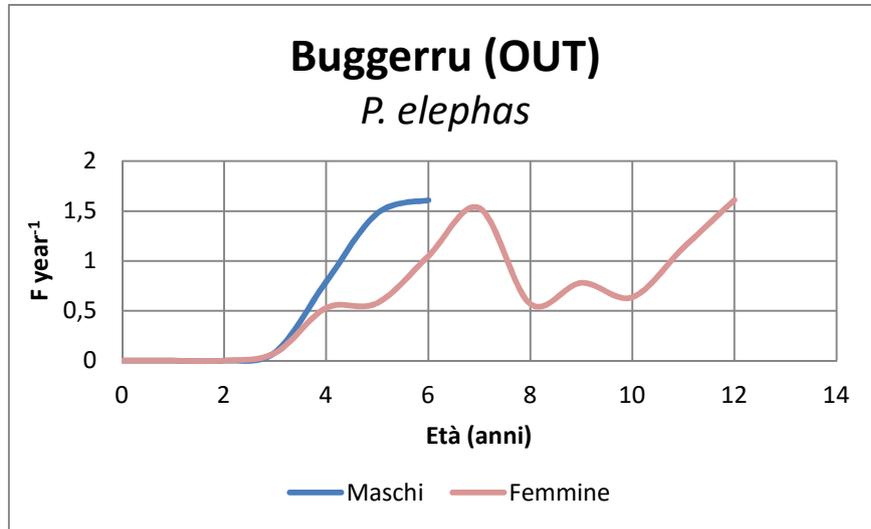
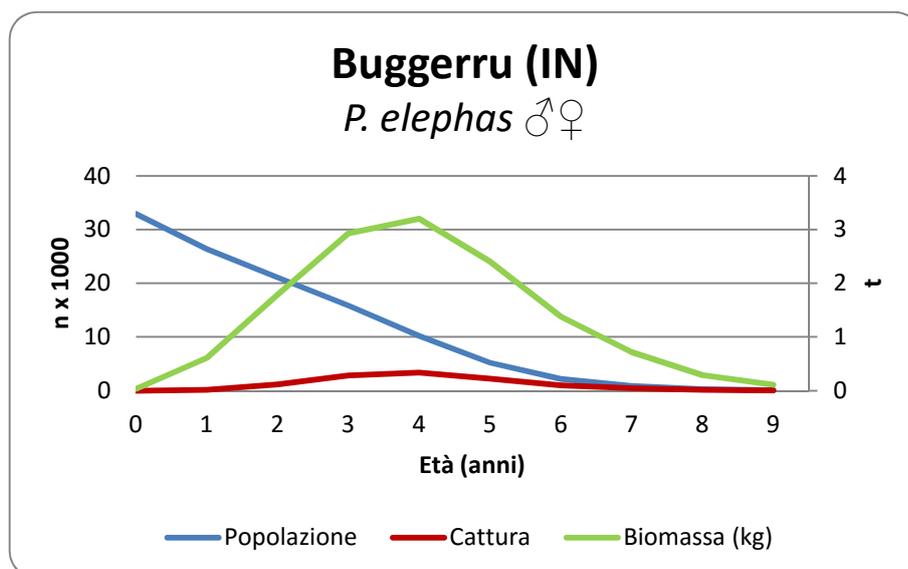


Figura 80. Valori di mortalità istantanea da pesca per lo *stock* commerciale di *P. elephas*.

Come evidenziato anche dai valori della mortalità da pesca istantanea, la popolazione femminile subisce a differenza di quella maschile, gli effetti dell'attività di pesca professionale in maniera minore (Fig. 80). Gli individui maschi raggiungono valori di mortalità davvero importanti, soprattutto quando raggiungono il 5° e il 6° anno di età.



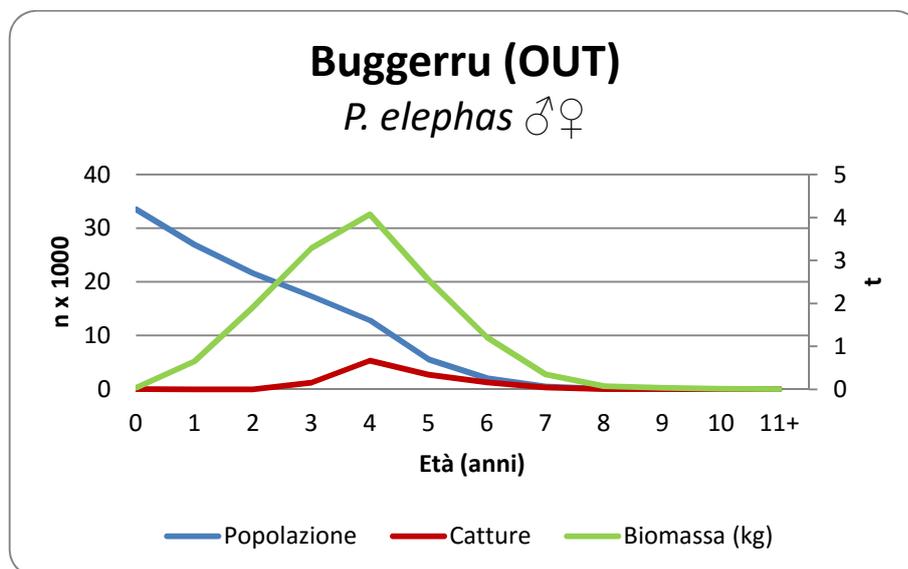


Figura 81. BUGGERRU IN & OUT: confronto generale tra le due popolazioni. In blu la popolazione, in rosso le catture e in verde la biomassa in peso.

L'interazione tra l'accrescimento e la mortalità all'interno della coorte può essere descritta attraverso la curva della biomassa. Il valore massimo raggiunto esprime la biomassa massima teorica (età critica di Ricker) della coorte ed è data dal prodotto del numero di individui ed il peso medio di ciascuno di essi. Per ottenere il massimo rendimento bisognerebbe pescare una coorte in prossimità di questa coorte perché a tal punto la popolazione avrebbe già raggiunto il massimo peso possibile.

Da questo punto di vista l'attività commerciale portata avanti a Buggerru sembra rispettare tale assunzione. Le catture sembrano infatti incidere sulla popolazione a partire dalla classe di età 4+ (Fig. 81).

### 5.3.5 Jones' Length Cohort Analysis

La *length cohort analysis* è stata eseguita al fine di ottenere una rappresentazione della popolazione anche su base di taglia. Le indicazioni fornite da questa metodica sono molto utili, soprattutto perché ci permettono di ragionare direttamente dal punto di vista delle taglie. L'imposizione della taglia minima di

cattura risulta, infatti, uno dei principali interventi di regolamentazione adottato per la gestione di questa specie, capire come la pesca influisca sulla distribuzione delle lunghezze all'interno della popolazione risulta d'importanza cruciale.

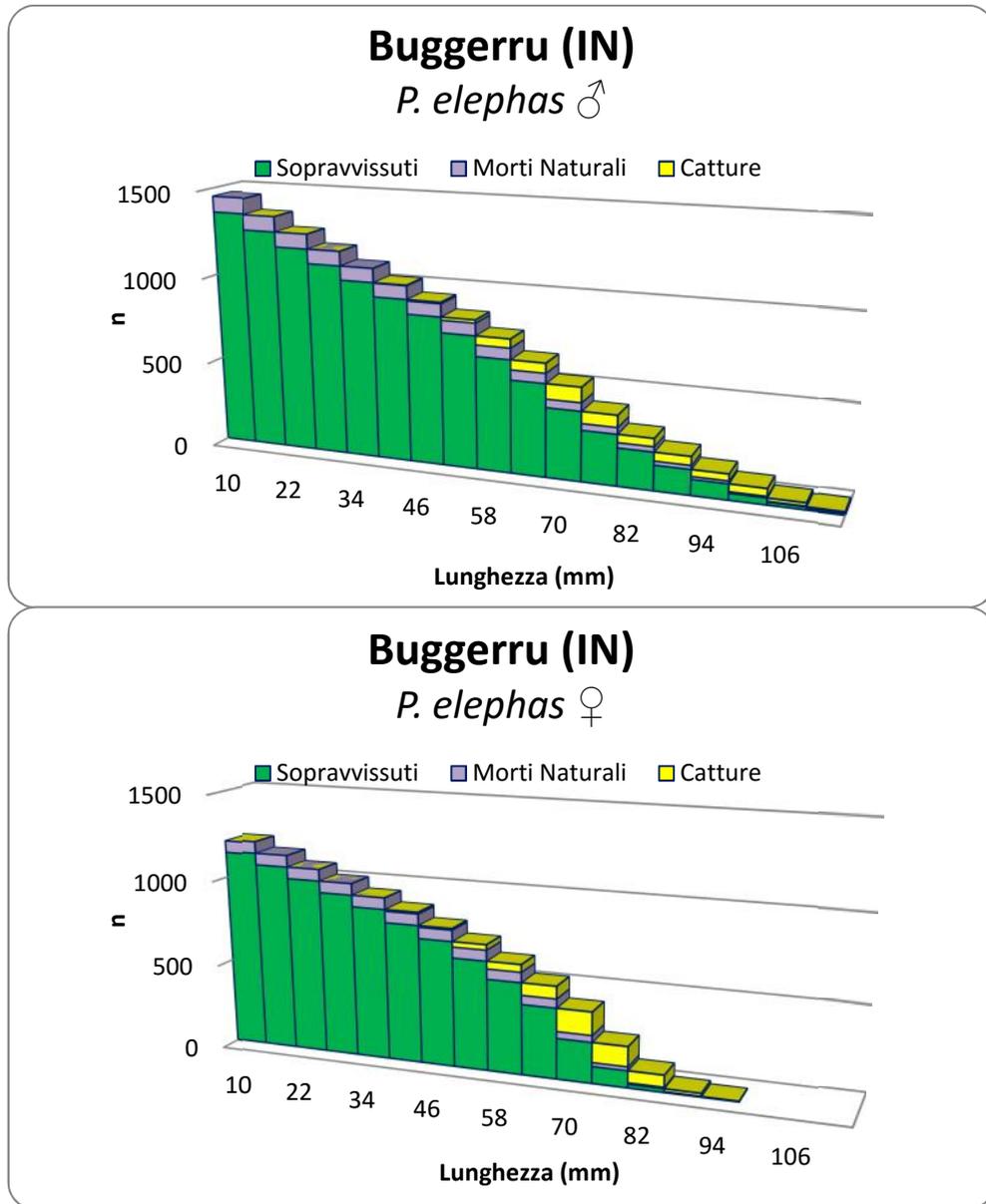


Figura 82. BUGGERRU IN: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

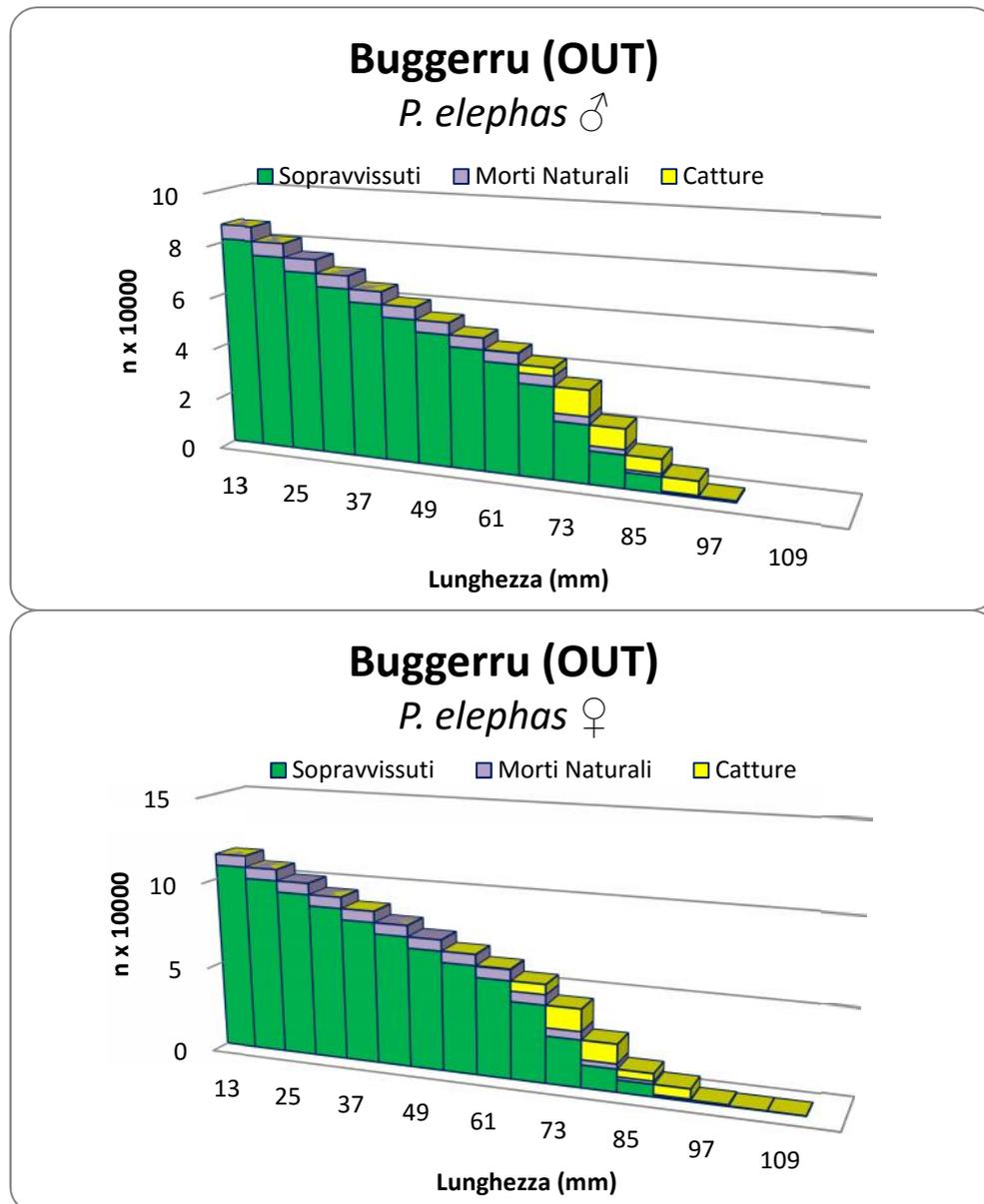


Figura 83. BUGGERRU OUT: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

L'analisi di coorte per lunghezza fornisce un quadro generale coerente con quanto visto attraverso la *Pope's Analysis*. La struttura di taglia osservata all'interno della *No Take Area* ci permette di osservare un tipico esempio di popolazione *unfished*.

Il numero di individui per taglia cala con l'aumento delle dimensioni degli individui, per effetto della mortalità naturale che colpisce maggiormente gli individui più piccoli. La popolazione ricostruita attraverso le cale commerciali esibisce una struttura di taglia influenzata notevolmente dall'azione di pesca solamente per la componente di sesso maschile (Fig. 82-83).

La mortalità da pesca incide a partire dalla taglia di 70 mm su individui di circa 4 anni di età e raggiunge valori veramente elevati attorno ai 90 mm di LCS. A questi intervalli di lunghezza la mortalità istantanea arriva a  $3.7 \text{ y}^{-1}$  con *harvest rate* del 98% (Fig. 84). Nelle femmine invece, in accordo con l'analisi per età, i valori di mortalità da pesca si mantengono su livelli inferiori, con un massimo relativo sempre in corrispondenza della taglia di 90 mm di LCS.

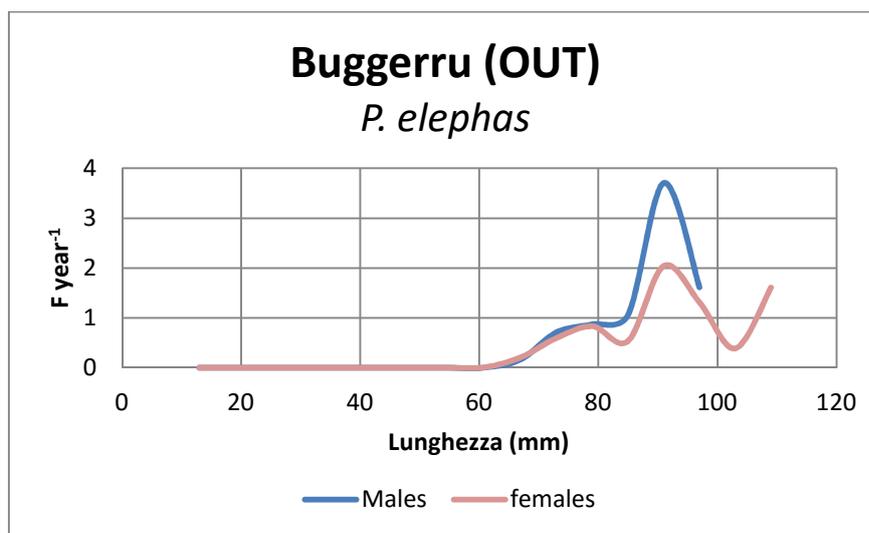


Figura 84. Valori di mortalità istantanea da pesca per lo *stock* commerciale di *P. elephas*.

La pesca realizzata a partire da individui prossimi alla taglia critica di Ricker (70 mm di LCS), ci consegna una situazione nel complesso equilibrata.

Le riduzioni maggiori della biomassa si osservano per le taglie superiori, soprattutto attorno i 90 mm di lunghezza (Fig. 85).

A livello complessivo è probabile che la situazione particolarmente positiva riscontrata per la popolazione femminile abbia mascherato l'elevato livello di sfruttamento registrato in quella maschile. In sostanza l'area di ripopolamento costituirebbe comunque un ausilio fondamentale per la conservazione e gestione dello *stock* di *P. elephas*, soprattutto in relazione alle particolari differenze strutturali osservate tra i due sessi.

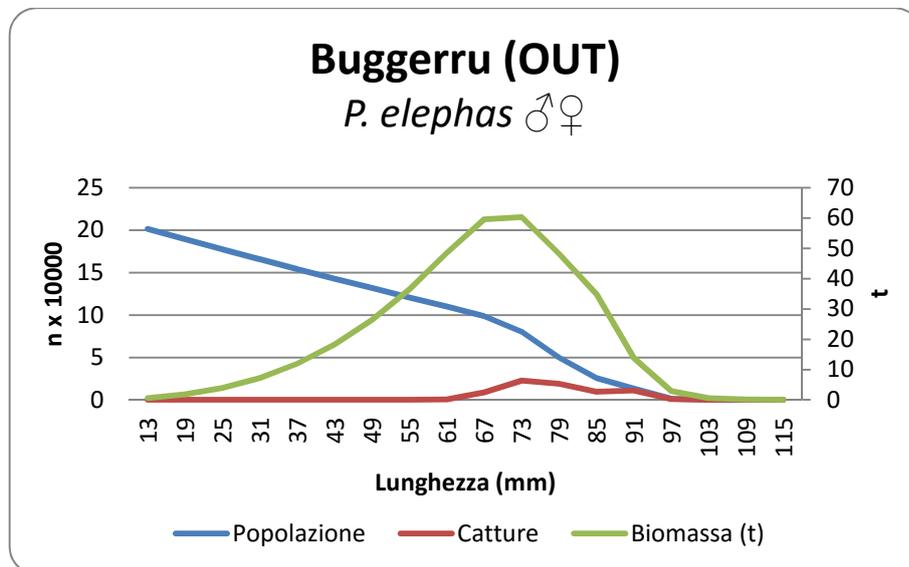
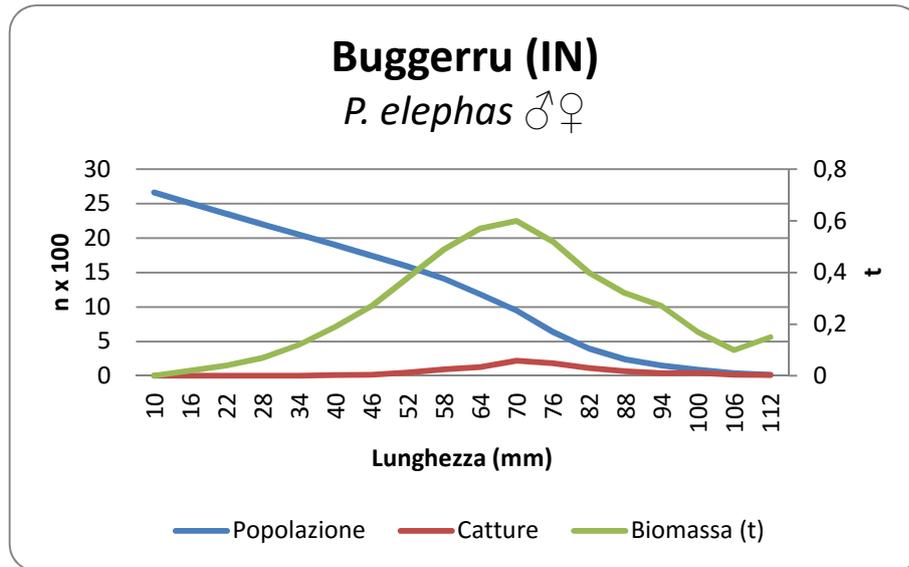


Figura 85. BUGGERRU IN & OUT: confronto generale tra le due popolazioni. In blu la popolazione, in rosso le catture e in verde la biomassa in peso.

#### 5.3.6 Thompson & Bell (1934)

Dall'indagine compiuta utilizzando il modello di Thompson & Bell (1934) è possibile osservare come l'attività di sfruttamento si ponga comunque a un livello non pienamente sostenibile. Da un punto di vista economico, a parità di catture si otterrebbero rendimenti sicuramente maggiori attraverso una riduzione dello sforzo di pesca o aumentando le taglie di reclutamento all'attrezzo. Le proiezioni ottenute

mostrano infatti che attualmente la pesca *P. elephas* si colloca a destra del *Massimo Rendimento Sostenibile* (MSY), con valori totali di 37.8 t per i maschi e 70 t per le femmine (Fig. 86). Rendimenti di questo tipo sono giustificabili se consideriamo le dimensioni degli individui prelevati: una leggera diminuzione dell'incidenza da pesca su queste taglie genererebbe nel tempo rendimenti superiori proprio perché il prelievo tenderebbe a colpire individui di peso maggiore.

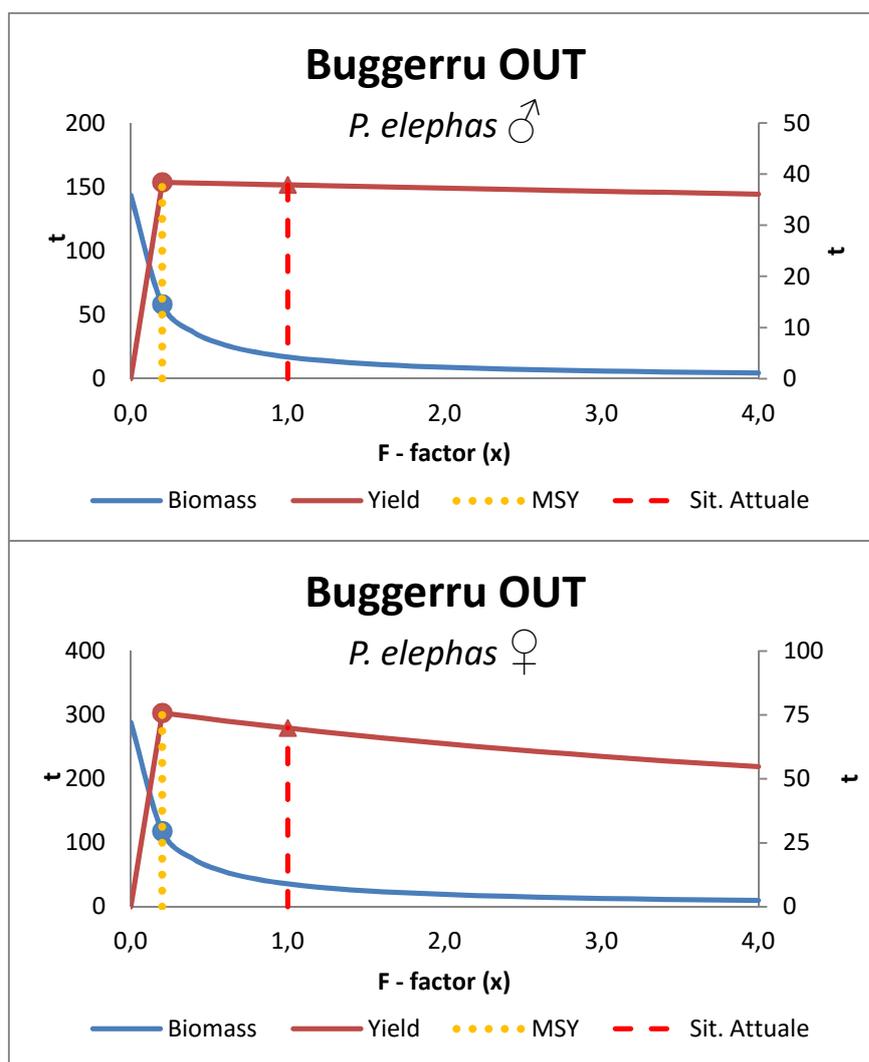


Figura 86. BUGGERRU OUT: analisi di Thompson & Bell (1934) eseguita sui dati di cattura commerciali. Osservando i grafici è possibile visualizzare, a partire dalla situazione attuale, le possibili risposte della biomassa e dei rendimenti ai differenti livelli di sforzo da pesca esercitati.

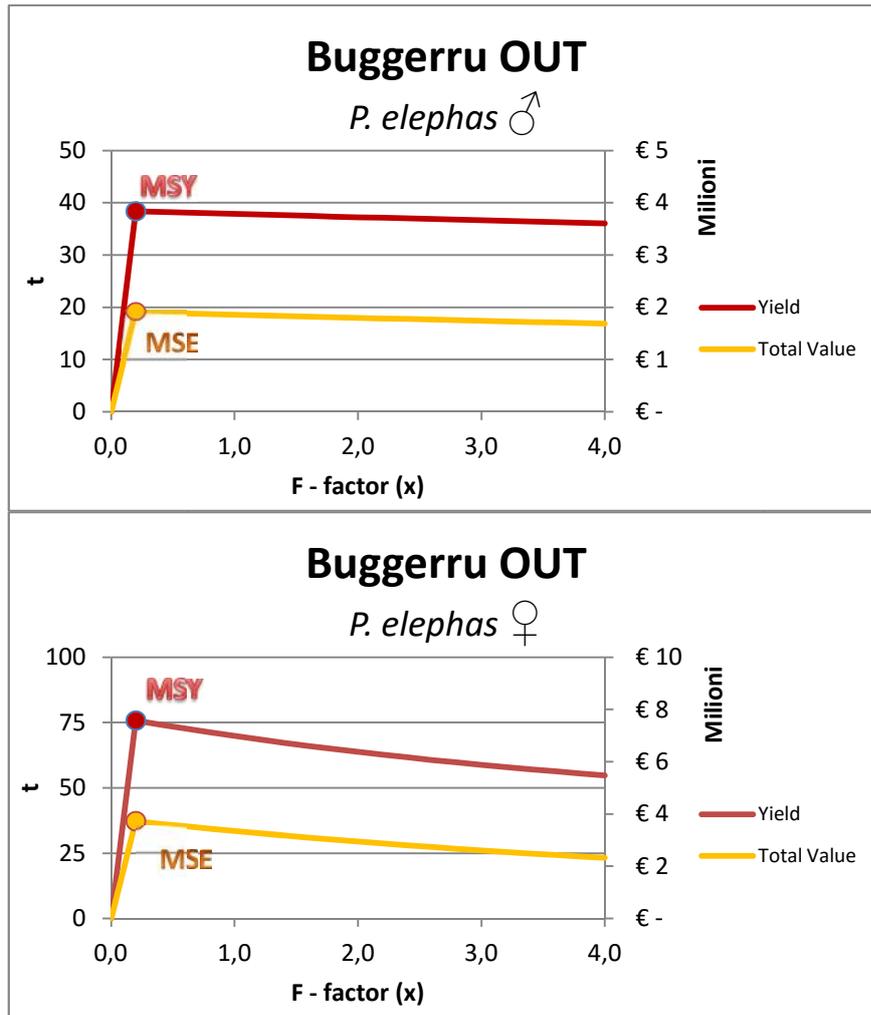


Figura 87. BUGGERRU OUT: analisi di Thompson & Bell (1934) eseguita sui dati di cattura commerciali. Osservando i grafici è possibile visualizzare i valori di MSY e MSE per la risorsa in questione.

Di conseguenza anche i rendimenti economici beneficerebbero di tale opzione: il ricavo netto sarebbe di circa 50000 €  $y^{-1}$  per i maschi e a 379000 €  $y^{-1}$  per le femmine (Fig. 87). La gestione ottimale dello *stock* dovrebbe infatti affiancare all'istituzione delle aree di ripopolamento anche una regolamentazione e controlli più severi per quanto riguarda le taglie di cattura per questo crostaceo.

## 5.4 Risultati Castelsardo

### 5.4.1 Analisi dei trend

L'efficacia dell'area di ripopolamento è stata testata confrontando i risultati ottenuti all'interno della *No Take Area* (IN) con quelli ricavati al suo esterno, analizzando le catture commerciali (OUT). All'interno della riserva le CPUE in numero di individui mostrano un incremento valutabile attorno al 244% (Tab. 11), ancor più evidente se paragonato con l'esterno, dove le variazioni risultano trascurabili. L'analisi temporale conferma statisticamente questo andamento ( $r$  Pearson,  $r = 0.88$ ,  $p\text{-value} < 0.05$ ), con la variabile tempo che spiega il 78% della varianza osservata ( $R^2 = 0.75$ ) (Fig. 88). All'esterno, le catture commerciali si sono mantenute invece costanti, con valori prossimi ai  $0.5 \text{ n} \cdot \text{pezze}^{-1}$  (Fig. 88).

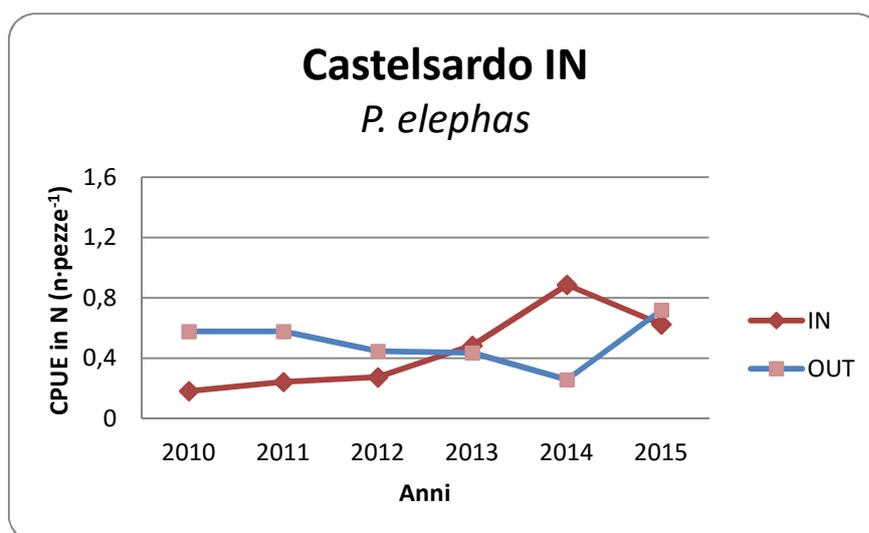


Figura 88. Progressione temporale delle CPUE in numero all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

Tabella 11. Incrementi percentuali rispetto al primo anno di indagine delle CPUE e del Peso Medio per l'interno e l'esterno dell'area di ripopolamento.

| Anni | IN        |           |         | OUT       |           |         |
|------|-----------|-----------|---------|-----------|-----------|---------|
|      | CPUE in N | CPUE in P | P medio | CPUE in N | CPUE in P | P medio |
| 2010 | -----     | -----     | -----   | -----     | -----     | -----   |
| 2011 | 33%       | 40%       | 6%      | 0%        | 4%        | -2%     |
| 2012 | 51%       | 67%       | 13%     | -23%      | -29%      | -14%    |
| 2013 | 166%      | 190%      | 3%      | -25%      | -25%      | -2%     |
| 2014 | 388%      | 499%      | 18%     | -56%      | -43%      | 13%     |
| 2015 | 244%      | 378%      | 30%     | 25%       | 14%       | -13%    |

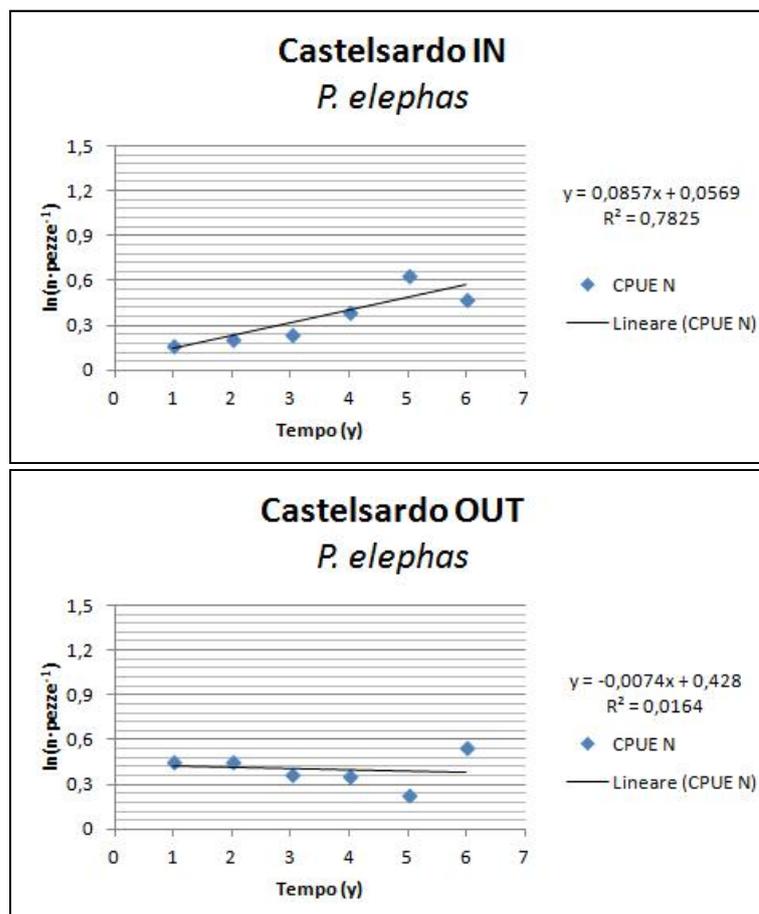


Figura 89. Modelli di regressione lineare per le CPUE in numero all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento.

Anche analizzando le CPUE in peso si rileva una situazione simile, con incrementi per l'interno prossimi al 378% (Tab. 11). Da valori iniziali di circa  $74 \text{ g} \cdot \text{pezza}^{-1}$  del 2010 si è arrivati a sfiorare i  $442 \text{ g} \cdot \text{pezza}^{-1}$  nel 2014 (Fig. 90).

L'analisi di correlazione descrive allo stesso modo un andamento significativo delle catture nel tempo ( $r$  Pearson = 0.95;  $p$ -value < 0.01), come illustrato anche dal buon livello di *fitting* indicato dal modello lineare ( $R^2 = 0.91$ ) (Fig. 91). I valori delle catture commerciali si attestano invece attorno a valori di circa  $200 \text{ g} \cdot \text{pezza}^{-1}$ , con incrementi temporali poco significativi (Fig. 90).

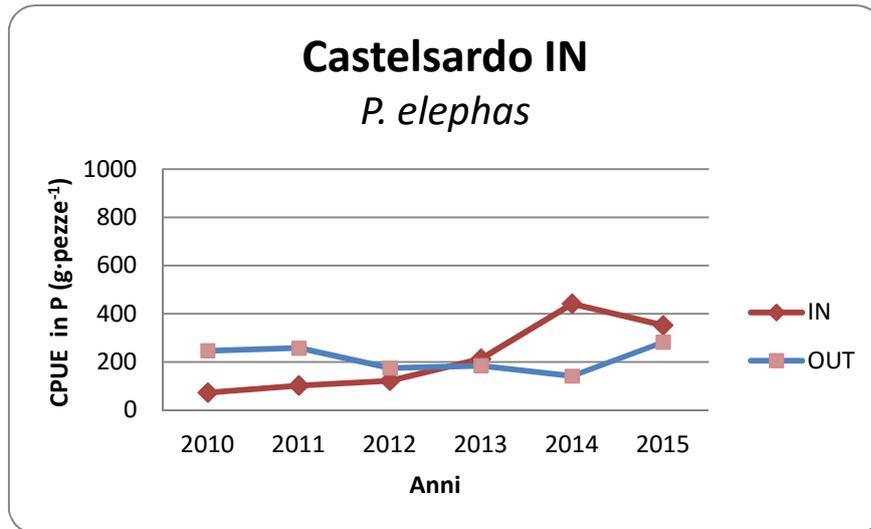


Figura 90. Progressione temporale delle CPUE in peso all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

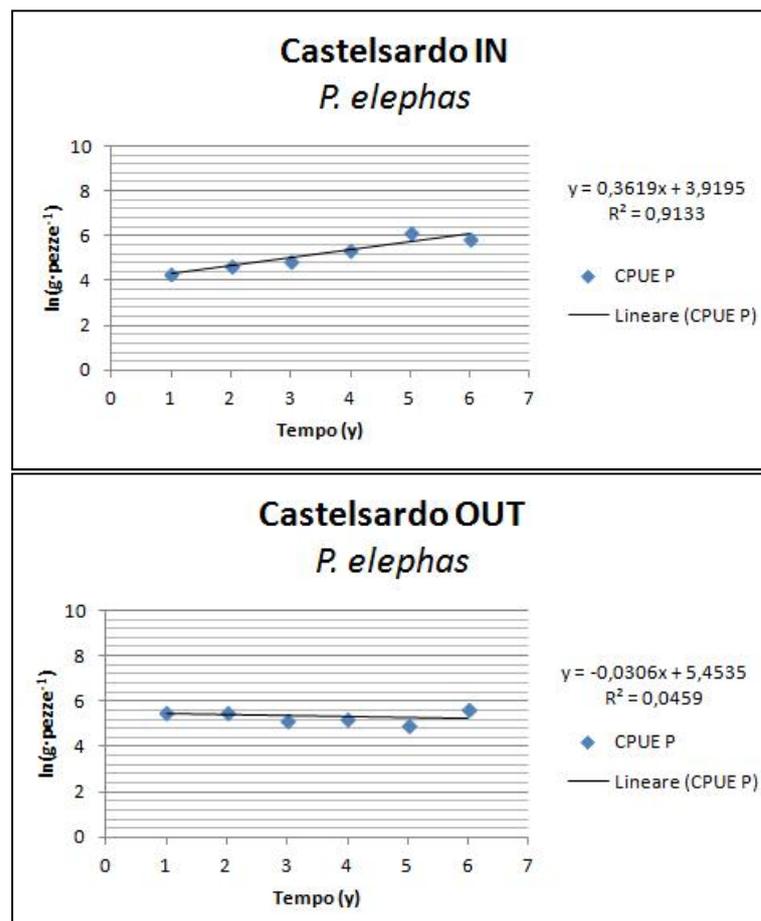


Figura 91. Modelli di regressione lineare per le CPUE in peso all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento

Sebbene i pesi medi differiscano di poco tra le due aree, si registra un andamento crescente significativo solo per gli individui posti all'interno ( $r$  Pearson = 0.83;  $p$ -value < 0.05). Tuttavia l'incremento finale non risulta particolarmente rilevante dato che si aggira attorno al 30% del peso iniziale. Allo stesso modo gli individui commerciali mostrano leggere variazioni negative, ugualmente poco rilevanti, nell'ordine del 13% (Tab. 11).

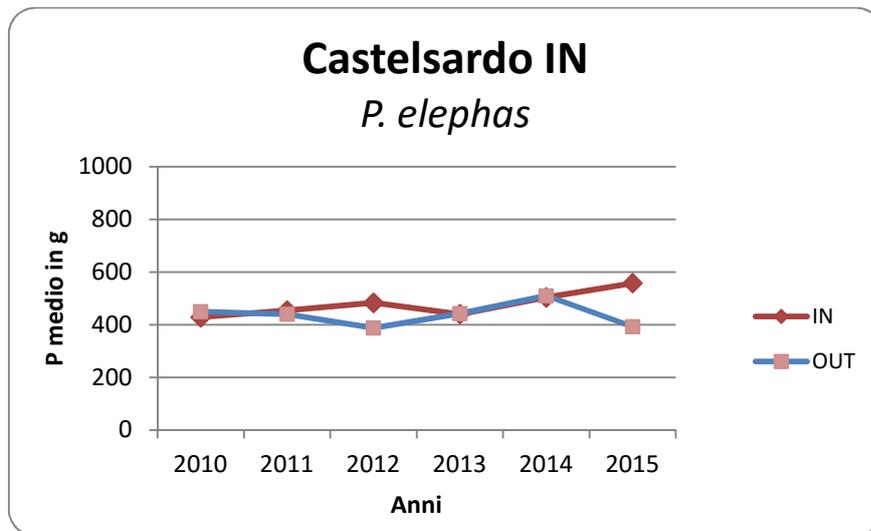


Figura 92. Progressione temporale del Peso Medio in g all'interno e all'esterno della zona di ripopolamento.

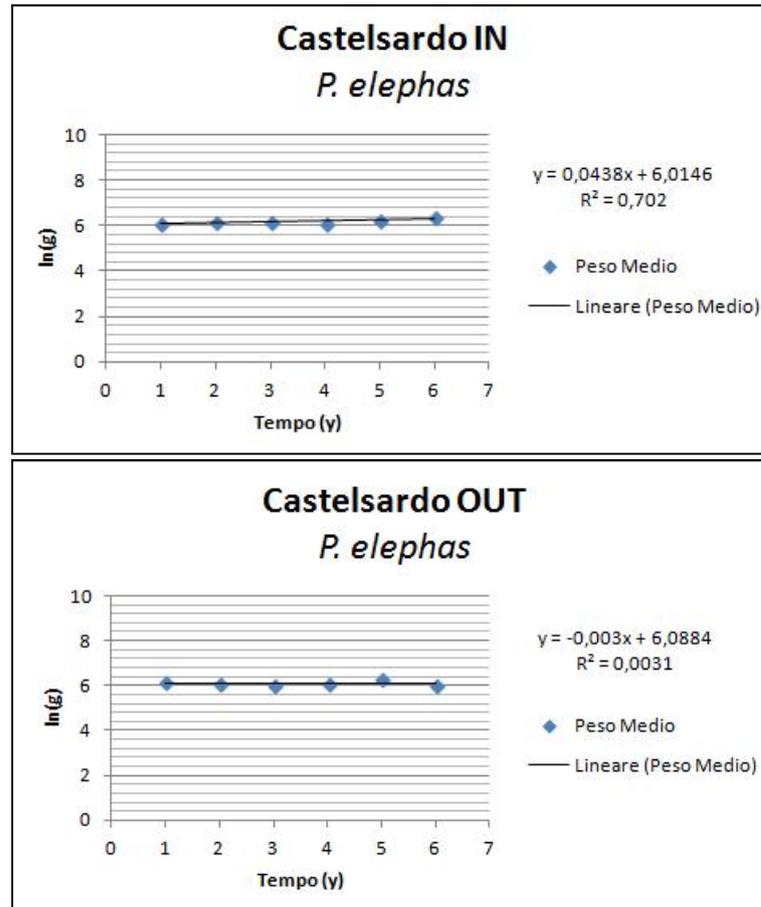


Figura 93. Modelli di regressione lineare per i pesi medi all'interno (sopra) e all'esterno (sotto) dell'area di ripopolamento.

Dal confronto si evidenzia un effetto benefico a favore della popolazione all'interno della *No Take Area* in termini di abbondanza. Tuttavia occorre considerare che i valori di partenza iniziali si situavano al di sotto delle medie commerciale. Questo fatto potrebbe aver in qualche modo influenzato la velocità di recupero della popolazione all'interno dell'area. Questa analisi tuttavia non è in grado di rilevare i cambiamenti dinamici a livello di struttura di popolazione, fenomeni indagabili solamente attraverso un esame più approfondito dei dati di cattura.

#### 5.4.2 Distribuzioni di frequenza

Le variazioni dell'abbondanza osservate all'interno dell'area di ripopolamento sono state analizzate in dettaglio, esaminando le distribuzioni annuali delle catture per classi di taglia e di età. Durante il periodo di studio, all'interno dell'area sono stati catturati e misurati 260 esemplari di *P. elephas*, di cui 156 maschi e 104 femmine (*sex ratio* = 1.5). Nello stesso tempo, le catture commerciali sono state stimate in circa 95534 individui, divise in 43003 maschi e 52531 femmine (*sex ratio* = 0.8)(Tab. 12).

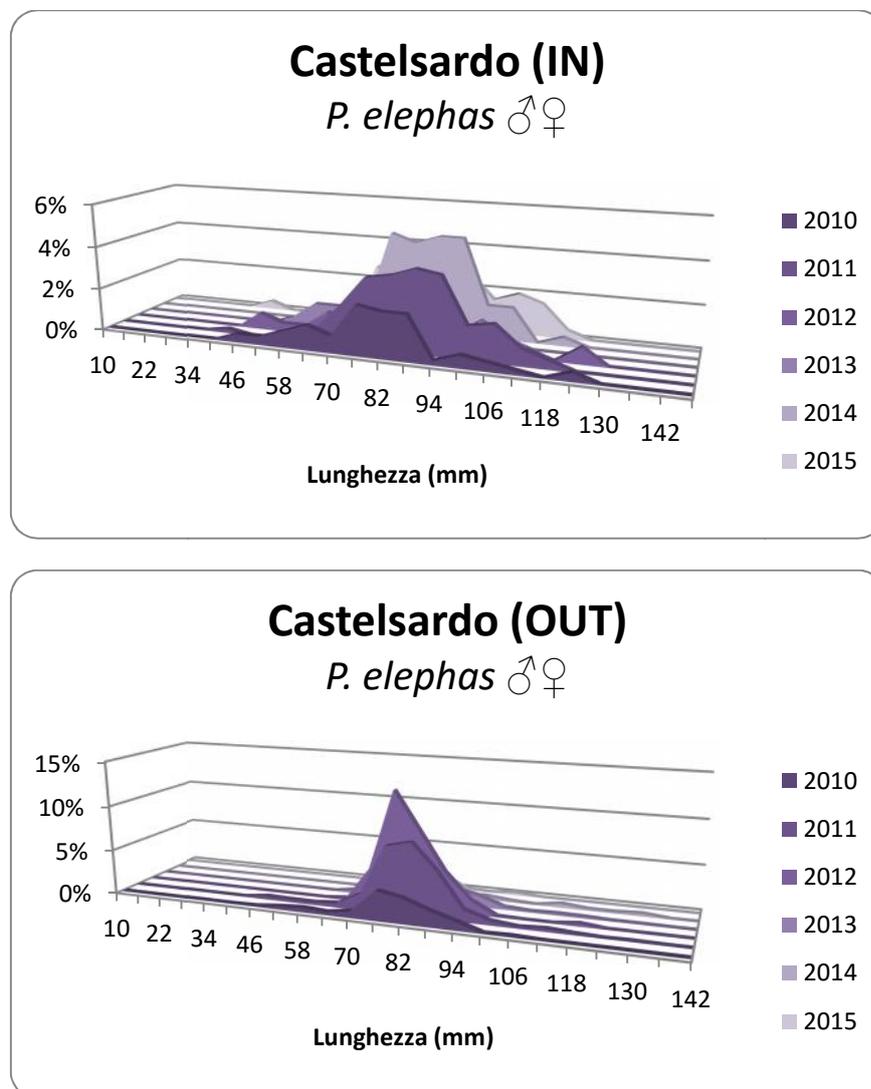


Figura 94. Distribuzioni di frequenza per taglia delle catture all'interno (sopra) e all'esterno dell'area di ripopolamento.

A differenza delle catture commerciali, collocate prevalentemente entro l'intervallo di LCS 70-100 mm, all'interno della *No Take Area* è possibile osservare distribuzioni di frequenza per taglia che coinvolgono intervalli di lunghezza molto più ampi.

Gli incrementi dell'abbondanza registrati in seguito all'istituzione della riserva hanno riguardato esclusivamente le frequenze degli individui. Piuttosto si nota fin dall'inizio una struttura delle catture abbastanza completa.

Le catture commerciali si mostrano concentrate invece entro un intervallo di lunghezza più ristretto, minore col passare del tempo (Fig. 94).

**Tabella 12.** Nella tabella è indicata la numerosità campionaria per l'interno e le aree commerciali, con valori divisi per anno e per sesso.

|               | IN         |            |            | OUT          |              |              |
|---------------|------------|------------|------------|--------------|--------------|--------------|
|               | Maschi     | Femmine    | Totali     | Maschi       | Femmine      | Totali       |
| 2010          | 20         | 11         | 31         | 4700         | 5650         | 10350        |
| 2011          | 32         | 24         | 56         | 9684         | 15268        | 24952        |
| 2012          | 21         | 10         | 31         | 14921        | 15491        | 30413        |
| 2013          | 19         | 11         | 30         | 9467         | 10962        | 20429        |
| 2014          | 36         | 26         | 62         | 1950         | 3120         | 5070         |
| 2015          | 28         | 22         | 50         | 2280         | 2040         | 4320         |
| <b>TOTALE</b> | <b>156</b> | <b>104</b> | <b>260</b> | <b>43003</b> | <b>52531</b> | <b>95534</b> |

Analizzando il campione maschile questo fenomeno appare abbastanza evidente, con distribuzioni di frequenza che già inizialmente mostrano un discreto numero di classi di lunghezza. Queste vanno da una soglia minima poco sotto i 50 mm per arrivare a valori vicini ai 130 mm di LCS (Fig. 95). Al contrario gli individui commerciali si presentano con dimensioni comprese per lo più tra i 70 e 100 mm di lunghezza carapace alla spina (Fig. 95).

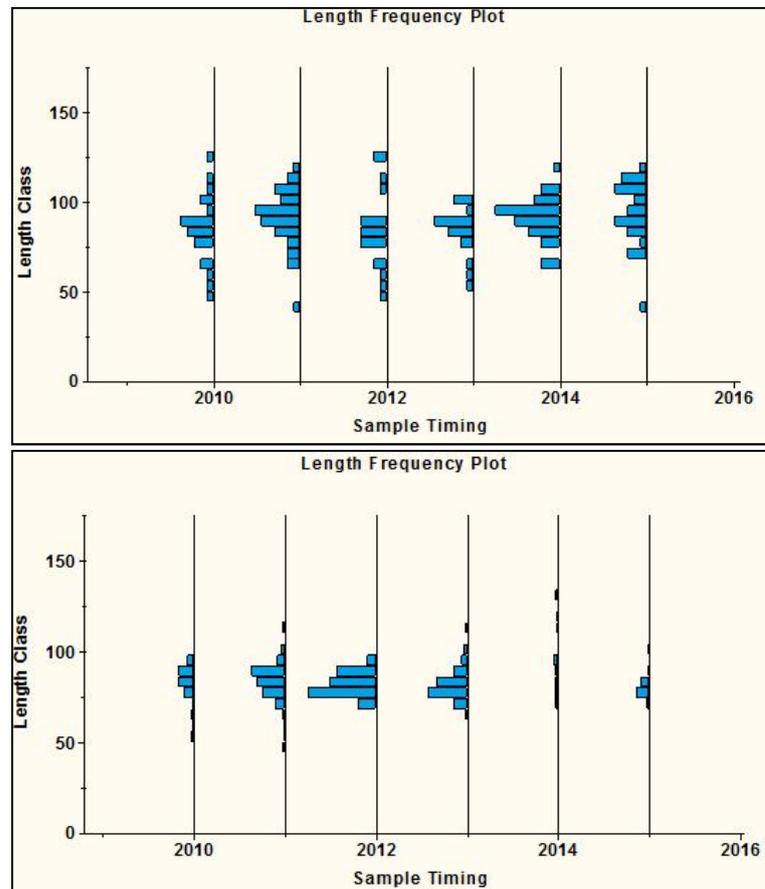


Figura 95. Castelsardo (In vs OUT): confronto di taglia per le catture di sesso maschile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

Le distribuzioni campionarie femminili ricalcano in una certa misura quelle maschili. Notiamo poche variazioni nel tempo per le distribuzioni delle catture all'interno della riserva, con taglie poste tra i 45 e i 110 mm di LCS (Fig. 96).

All'esterno si osservano invece catture con lunghezze comprese entro un intervallo più ristretto, che si estende dai 50 ai 100 mm di LCS. Anche in questo caso, come per i maschi, le distribuzioni di frequenza commerciali mostrano riduzioni importanti negli ultimi anni d'indagine (Fig. 96).

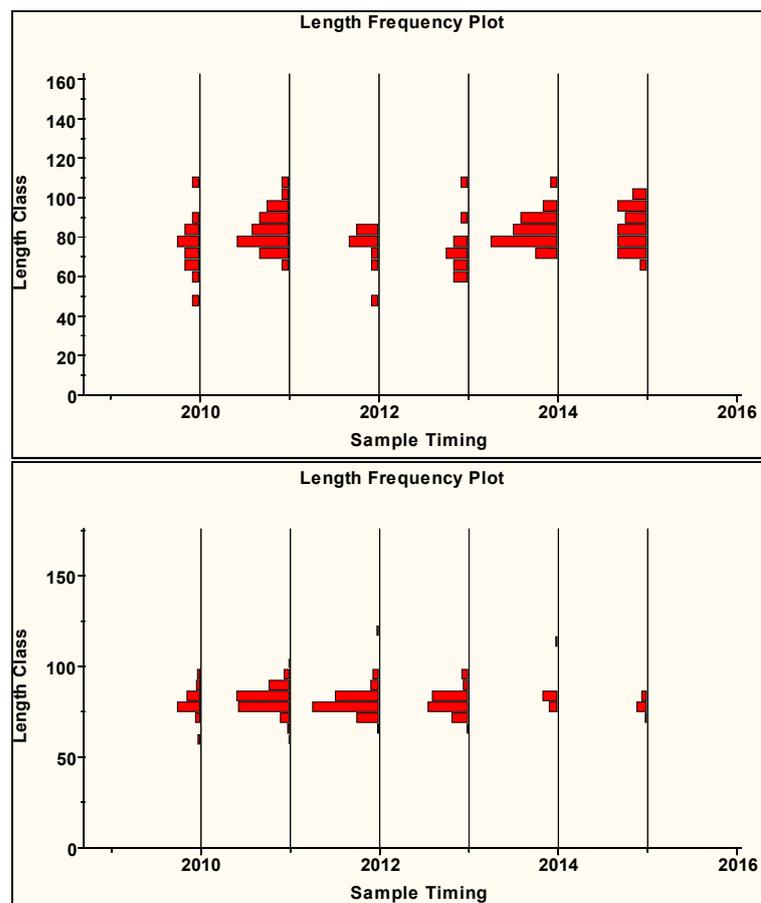


Figura 96. Castelsardo (In vs OUT): confronto di taglia per le catture di sesso femminile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

Un'attività di pesca commerciale insostenibile potrebbe aver determinato soprattutto negli ultimi anni delle diminuzioni generalizzate nelle frequenze di cattura, sia per i maschi che per le femmine. Per chiarire tuttavia questo fenomeno si è reso necessario approfondire l'indagine a livello strutturale, prima con la scomposizione delle catture in coorti ed in seguito con la ricostruzione dell'intera popolazione attraverso la VPA.

### 5.4.3 Distribuzioni di frequenza per età

Lo stesso discorso può essere fatto analizzando le catture per età, ottenute attraverso il metodo di *age slicing*. Le catture all'interno dell'area di ripopolamento hanno mostrato un buon numero di individui che presentavano età variabili, compresa tra i 0+ e 12+ (Fig. 97).

Anche in questo caso le distribuzioni appaiono subito piuttosto uniformi a differenza di quelle osservate per le cale commerciali, che mostrano invece un numero di coorti inferiori comprese per lo più tra 3+ e 7+ (Fig. 97).

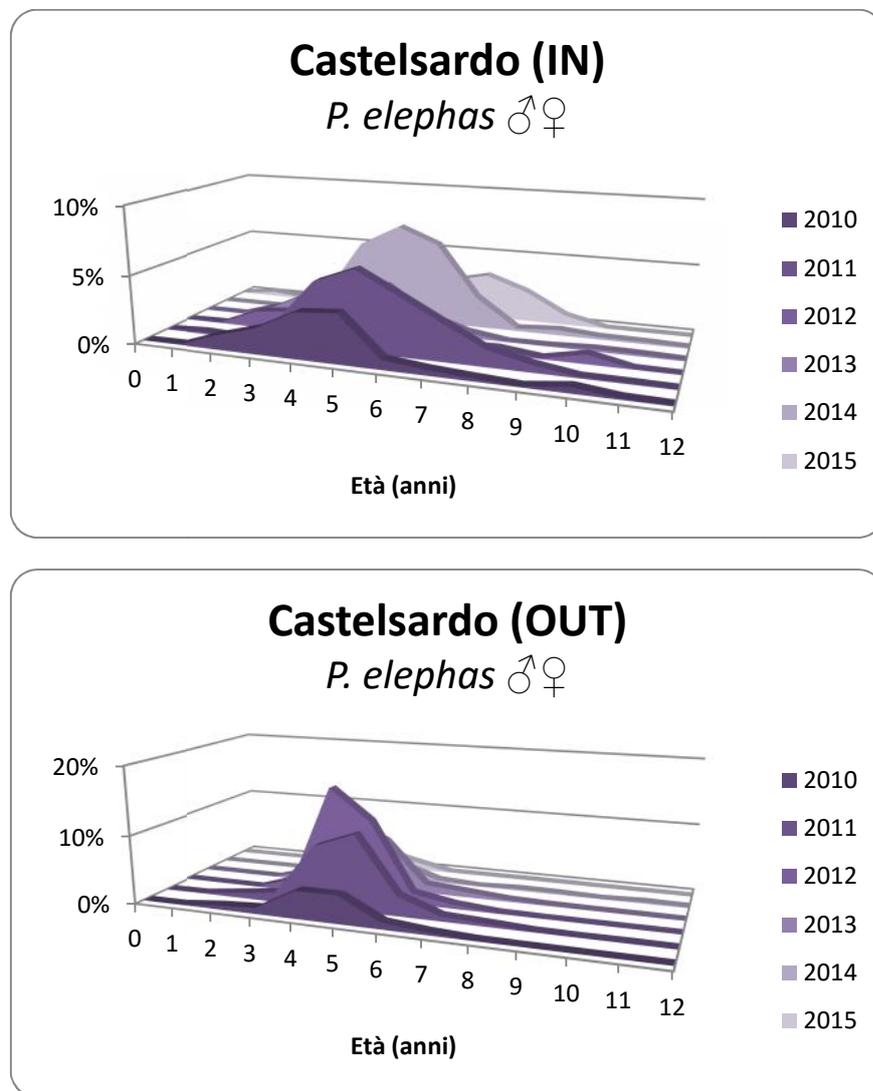


Figura 97. Distribuzioni di frequenza per età delle catture all'interno (sopra) e all'esterno dell'area di ripopolamento.

La situazione è ancor più evidente analizzando separatamente i sessi. La componente maschile all'interno dell'area esibisce una struttura di età coerente con quella osservata per le lunghezze, con un buon numero di coorti rappresentate già in partenza (Fig. 98). All'esterno dell'area invece le catture si traducono prevalentemente in individui di circa 4-5 anni di età.

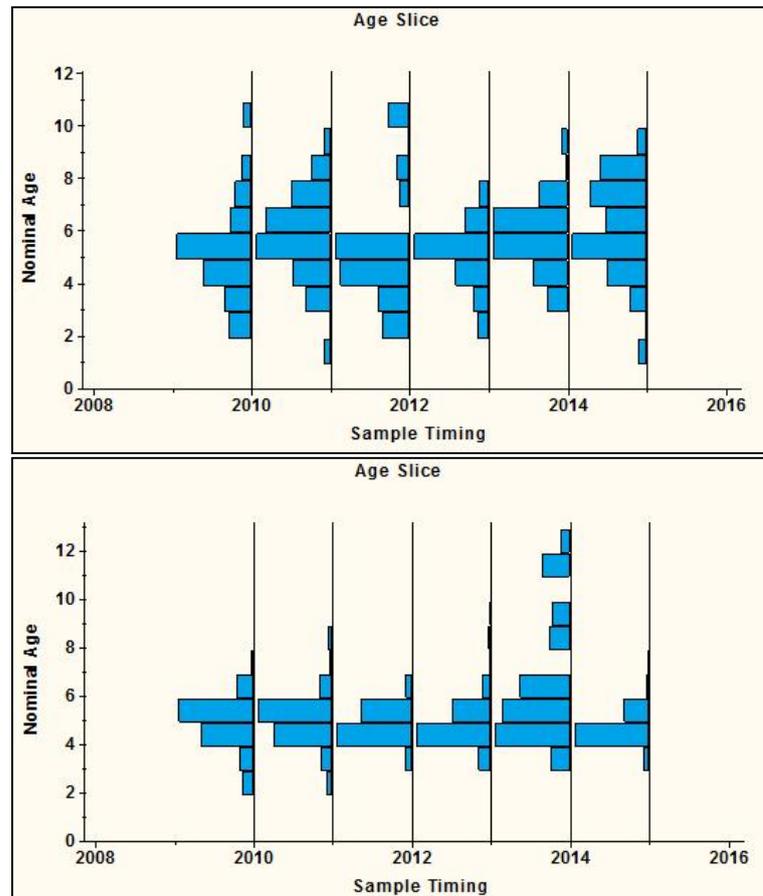


Figura 98. Castelsardo (In vs OUT): confronti per età delle catture di sesso maschile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

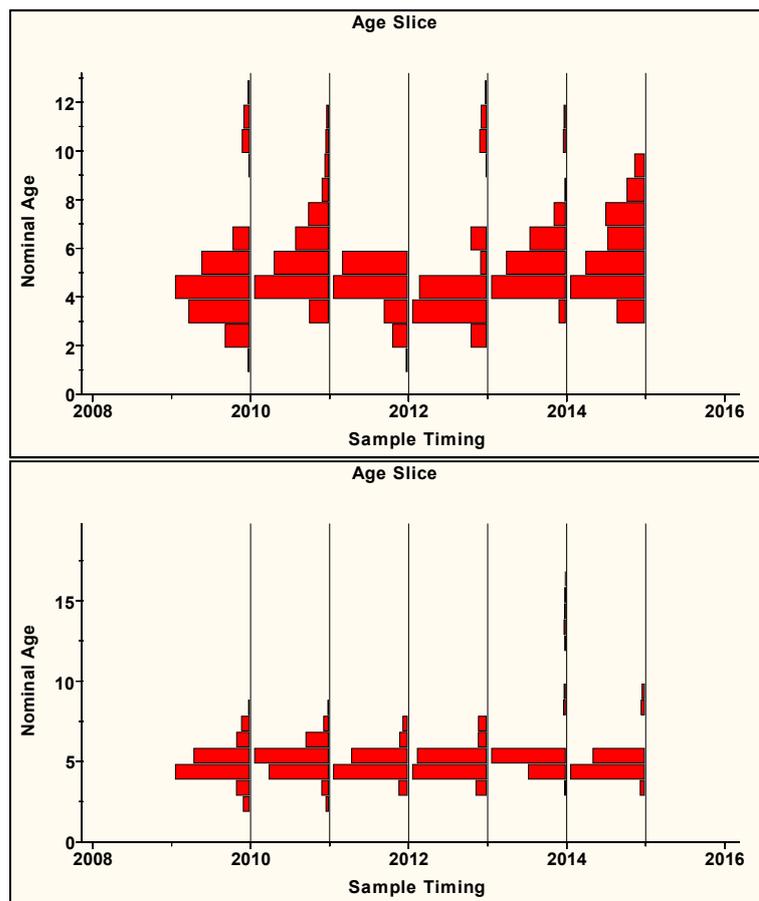


Figura 99. Castelsardo (In vs OUT): confronti per età delle catture di sesso femminile; in alto osserviamo le catture registrate all'interno dell'area di ripopolamento e in basso quelle nelle cale commerciali.

Per quanto riguarda le catture femminili osserviamo tra interno ed esterno le stesse differenze riscontrate per i maschi. Le catture all'interno rappresentano una struttura di popolazione piuttosto completa, con individui appartenenti a classi di età che vanno da 1+ a 13+ (Fig. 99). La pesca commerciale sembra invece colpire in prevalenza gli individui tra i 4 e i 5 anni di età (Fig. 99).

La scomposizione delle catture in coorti ha confermato le stesse differenze osservate attraverso l'analisi delle taglie. L'istituzione della *No Take Area* sembra aver prodotto un incremento generalizzato delle frequenze di cattura già presenti nell'area. All'esterno si osservano invece negli ultimi anni delle diminuzioni delle abbondanze traducibili anche a livello di frequenze di taglia e di età. In ogni caso un confronto più verosimile può essere eseguito solamente attraverso la ricostruzione completa dello *stock* per mezzo della *Virtual Population Analysis*.

#### 5.4.4 Pope's Cohort Analysis

Le catture totali all'interno e all'esterno della *No Take Area* sono state esaminate attraverso l'analisi di popolazione virtuale (VPA). Questa tecnica ci ha consentito di ricostruire la popolazione in modo completo, evidenziando in che modo la pesca e la mortalità naturale sono in grado di incidere sulle sue componenti.

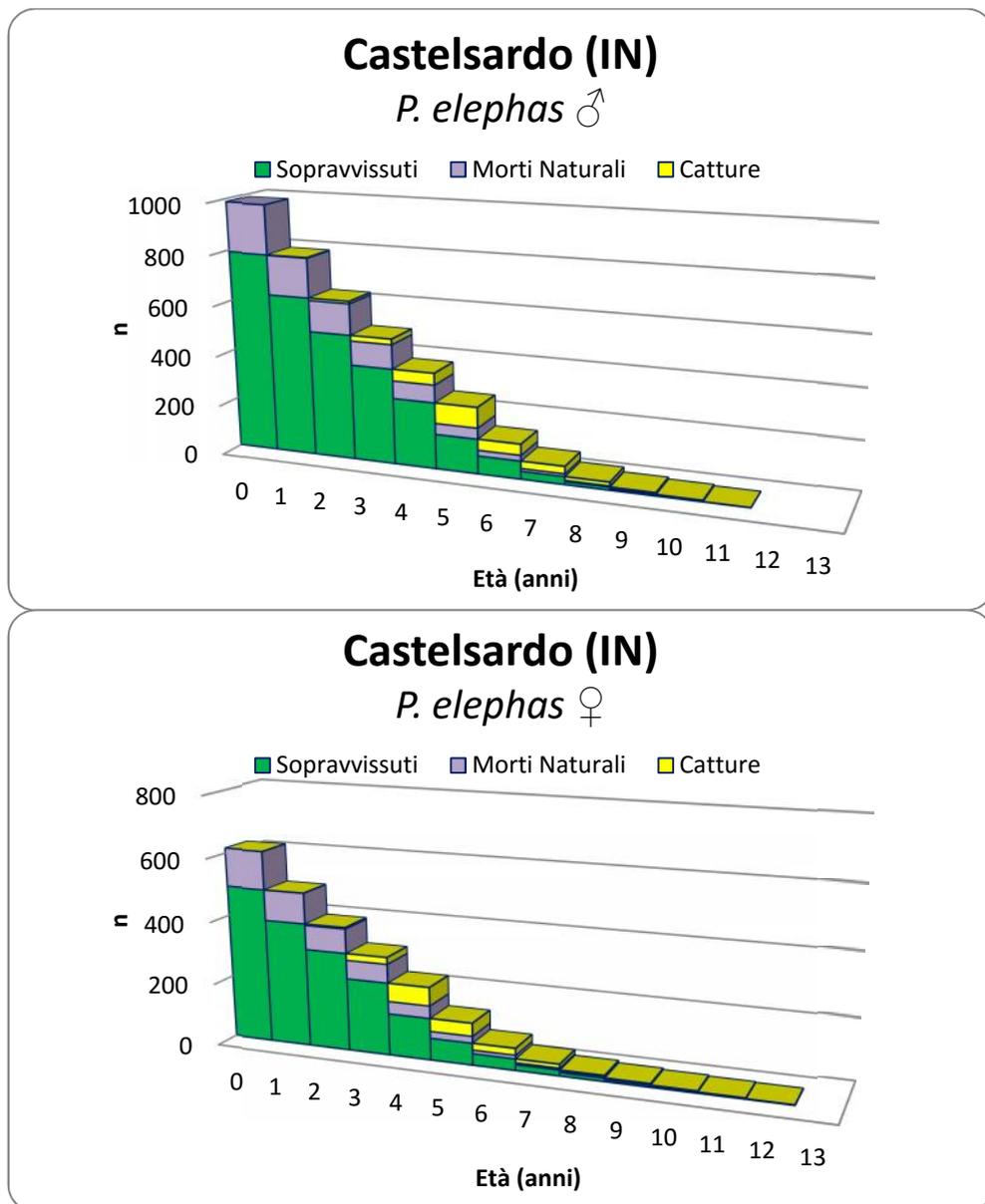


Figura 100. CASTELSARDO IN: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

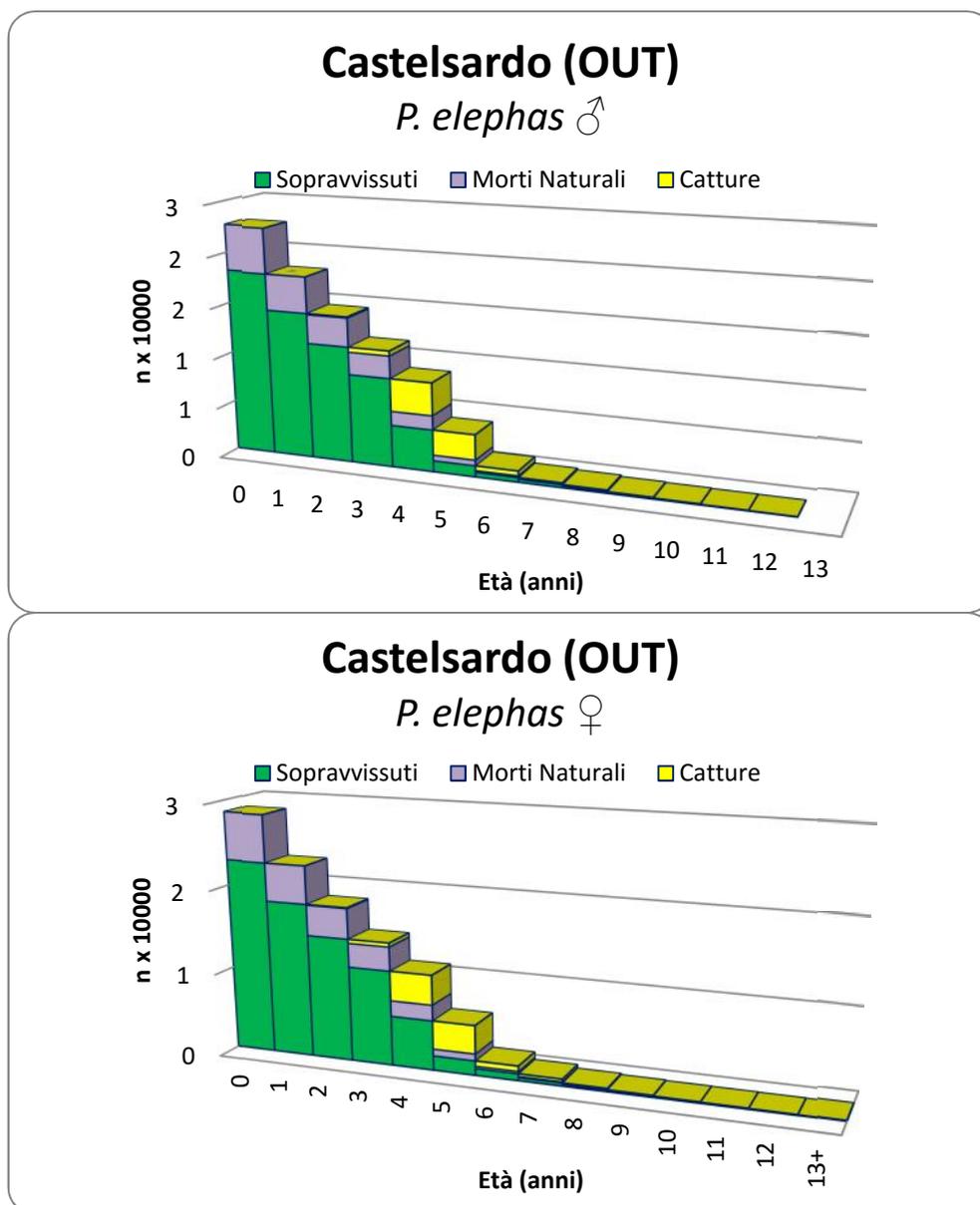


Figura 101. CASTELSARDO OUT: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

Dal confronto tra l'area di ripopolamento e le zone esterne, è possibile valutare l'incidenza dell'attività di pesca sulla struttura di popolazione di *P. elephas*. Tuttavia questa non sembra incidere in modo particolare in nessuna delle sue componenti. Nelle aree commerciali le perdite da pesca non sembrano incidere in maniera particolare sul numero di sopravvissuti delle classi coinvolte (Fig. 100-101).

Per questo motivo l'immagine generale che ne deriva risulta piuttosto simile alla situazione presente all'interno dell'area, tipico esempio di popolazione *unfished*.

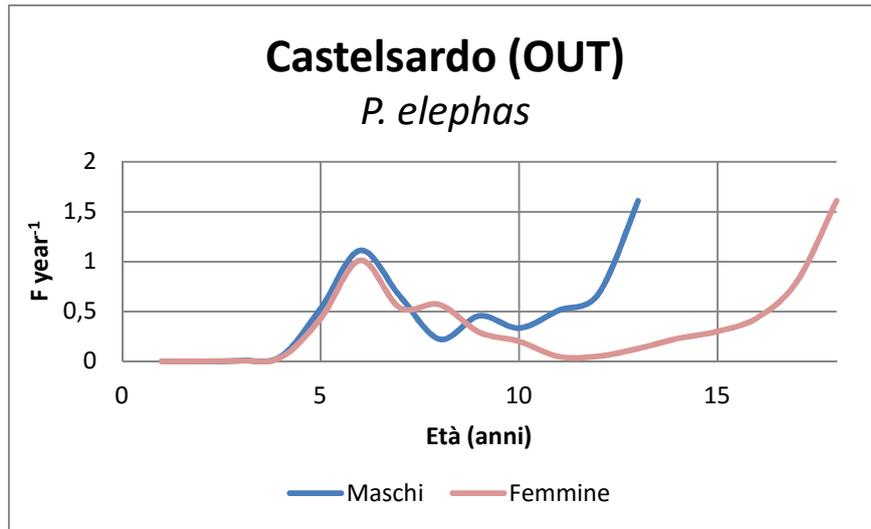
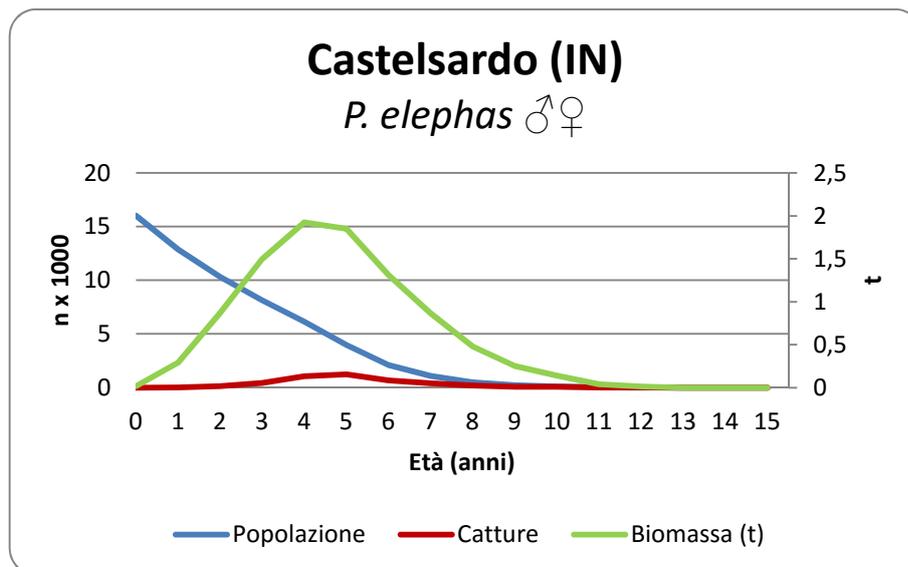


Figura 102. Valori di mortalità istantanea da pesca per lo *stock* commerciale di *P. elephas*.

Come evidenziato anche dai valori della mortalità da pesca istantanea, la popolazione commerciale subisce per entrambi i sessi un'incidenza da pesca maggiore attorno al 6° anno di età (Fig. 102). I valori di *harvest rate* si calcolano approssimativamente vicino al 65% ( $F_6 \approx 1.1$ ). Si osserva anche come la popolazione femminile risenta di meno per gli individui più grandi della mortalità da pesca, in accordo con le ben note abitudini della specie che le vede spesso rintanate durante la fase riproduttiva.



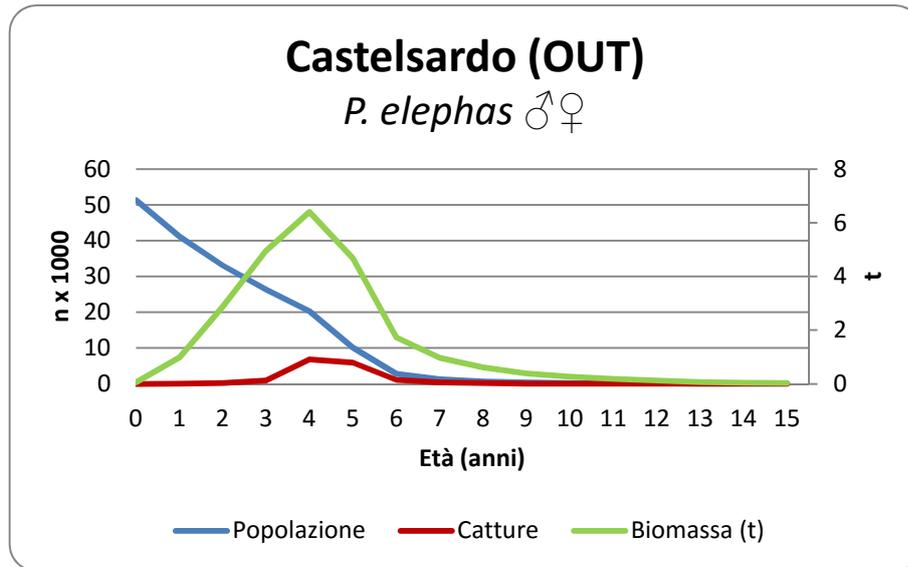


Figura 103. CASTELSARDO IN & OUT: confronto generale tra le due popolazioni. In blu la popolazione, in rosso le catture e in verde la biomassa in peso.

L'interazione tra l'accrescimento e la mortalità all'interno della coorte può essere descritta attraverso la curva della biomassa. Il valore massimo raggiunto esprime la biomassa massima teorica (età critica di Ricker) della coorte ed è data dal prodotto del numero di individui ed il peso medio di ciascuno di essi. Per ottenere il massimo rendimento bisognerebbe pescare una coorte in prossimità di questa coorte perché a tal punto la popolazione avrebbe già raggiunto il massimo peso possibile.

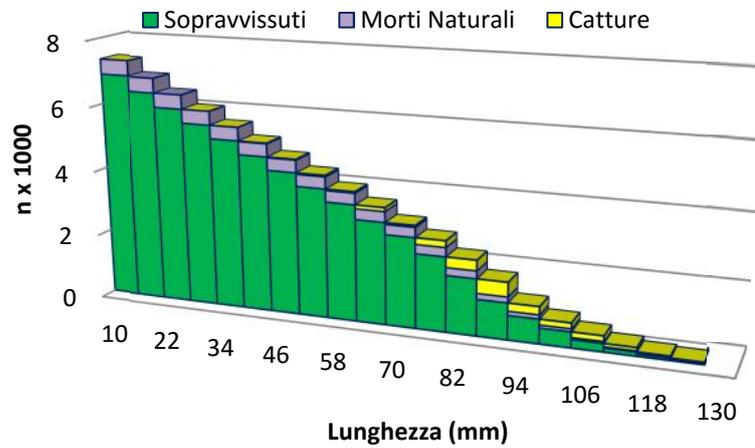
Da questo punto di vista l'attività commerciale sembra rispettare tale assunzione. Le catture incidono sui livelli di biomassa a partire dalla classe di età 4+ (Fig. 103).

#### 5.4.5 Jones' Length Cohort Analysis

La *length cohort analysis* è stata eseguita al fine di ottenere una rappresentazione della popolazione anche su base di taglia. Le indicazioni fornite da questa metodica sono molto utili, soprattutto perché ci permettono di ragionare direttamente dal punto di vista delle taglie. L'imposizione della taglia minima di cattura risulta, infatti, uno dei principali interventi di regolamentazione adottato per la gestione di questa specie, capire come la pesca influisca sulla distribuzione delle lunghezze all'interno della popolazione risulta d'importanza cruciale.

### Castelsardo (IN)

*P. elephas* ♂



### Castelsardo (IN)

*P. elephas* ♀

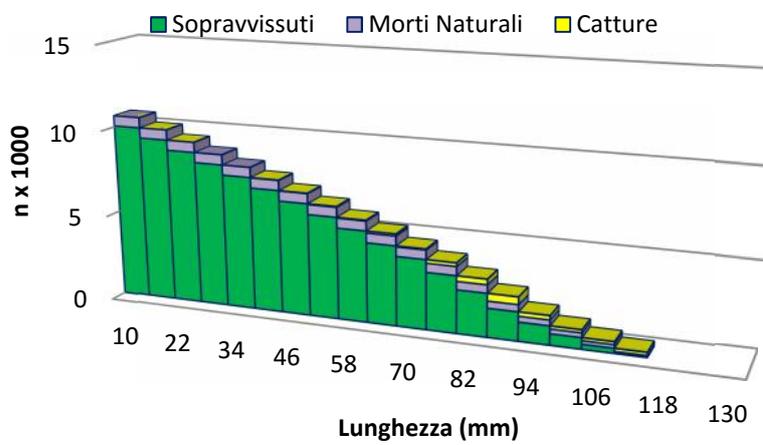


Figura 104. CASTELSARDO IN: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

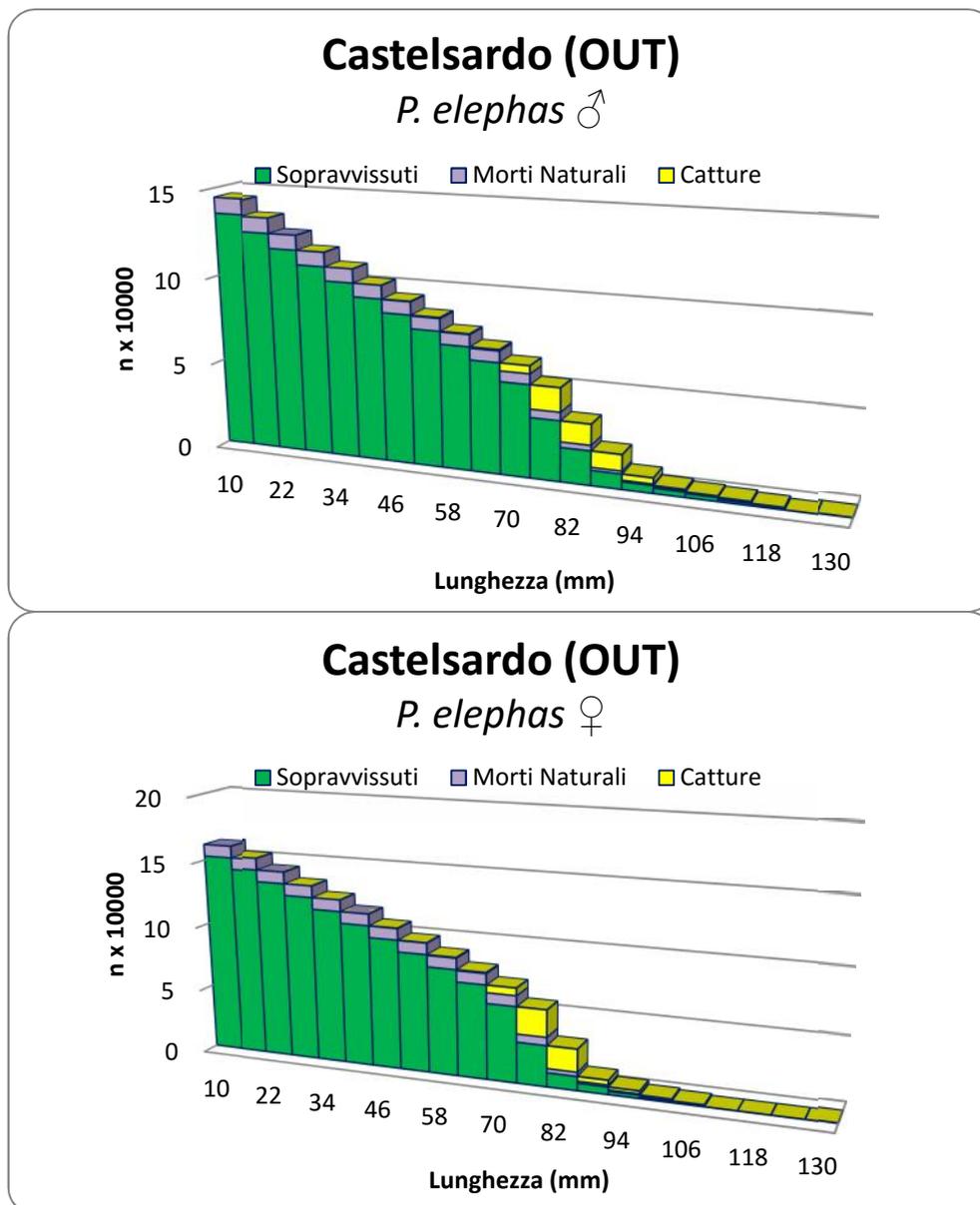


Figura 105. CASTELSARDO OUT: la popolazione maschile (in alto) e femminile a confronto.

La struttura di taglia osservata all'interno della *No Take Area* ci permette di osservare un tipico esempio di popolazione *unfished*. Il numero di individui per taglia cala con l'aumento delle dimensioni degli individui, per effetto della mortalità naturale che colpisce maggiormente gli individui più piccoli. Nella popolazione commerciale invece allo stato attuale, la struttura di taglia risulta ancora intatta.

Tuttavia è presumibile che negli anni a seguire l'attività di prelievo possa indurre comunque sensibili riduzioni a ridosso delle classi sopra i 70 mm di LCS. Questo fenomeno è perfettamente visibile sia per i maschi che per le femmine (Fig. 104-105).

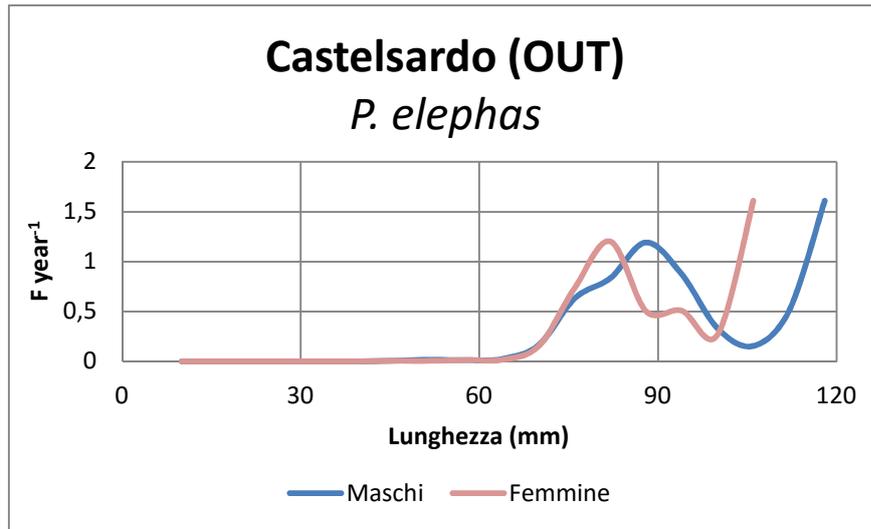
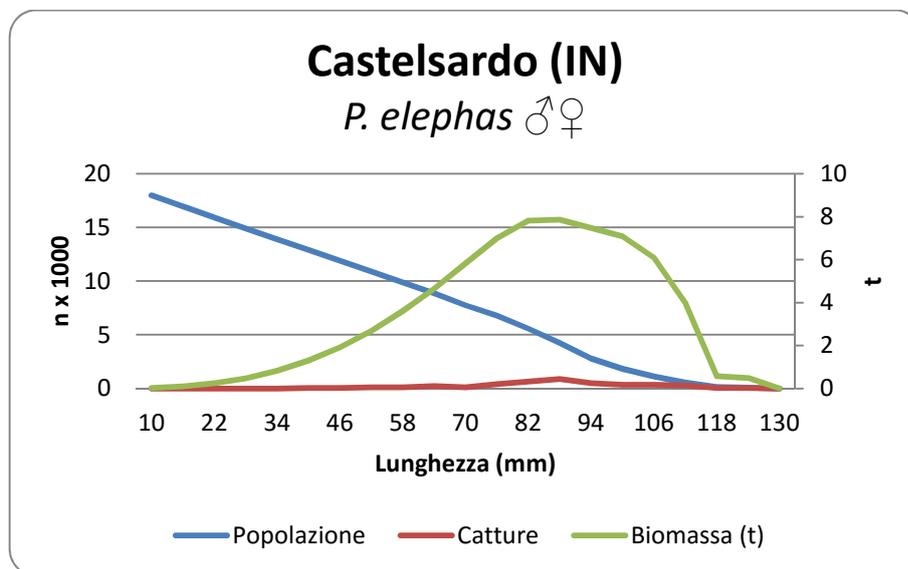


Figura 106. Valori di mortalità istantanea da pesca per lo *stock* commerciale di *P. elephas*.

La mortalità da pesca sebbene raggiunga i valori più elevati per le classi di taglia terminali, inizia ad incidere notevolmente sulla popolazione già attorno alla taglia di 80 mm. A questa lunghezza la mortalità istantanea arriva a 1.2 y<sup>-1</sup> con *harvest rate* del 70% (Fig. 106).



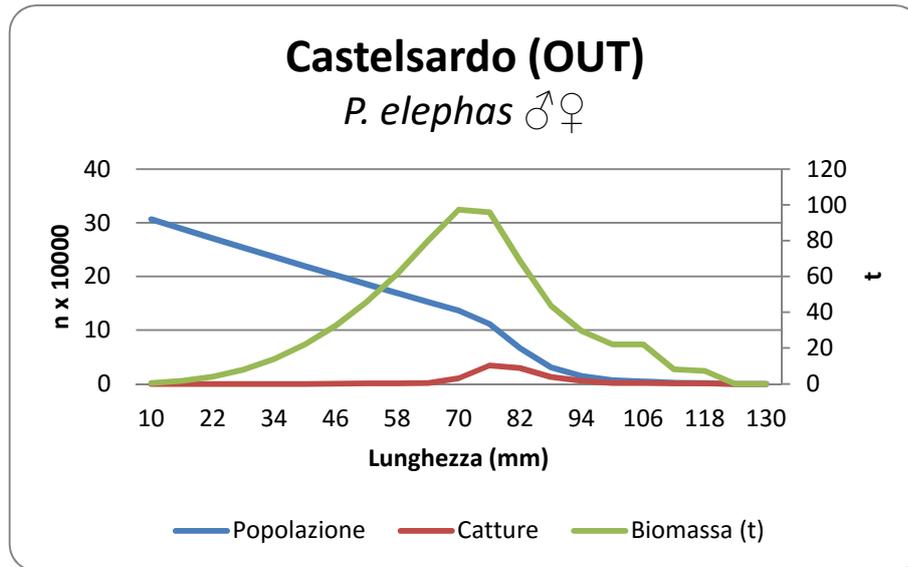


Figura 107. CASTELSARDO IN & OUT: confronto generale tra le due popolazioni. In blu la popolazione, in rosso le catture e in verde la biomassa in peso.

Riduzioni della biomassa si osservano per le aree commerciali proprio a partire dalla misura di 80 mm di LCS. Prendendo come riferimento la curva elaborata per l'interno dell'area di ripopolamento, osserviamo che la taglia ottimale di cattura corrisponde a circa 90 mm di lunghezza carapace (Fig. 107). Questa differenza conferma quindi che l'attività di pesca, nonostante l'assenza di particolari variazioni demografiche, sta comunque incidendo sulla popolazione, proprio come mostrato dall'analisi delle CPUE e delle frequenze di cattura. L'area di ripopolamento costituisce per questo motivo un valido punto di riferimento per la gestione ottimale della risorsa in questione.

#### 5.4.6 Thompson & Bell (1934)

Confermano questa visione anche i risultati prodotti per mezzo del modello di Thompson & Bell (1934). Le proiezioni bioeconomiche mostrano un'attività di pesca condotta attualmente in modo non sostenibile. I rendimenti ottenuti si collocano infatti alla destra del *Massimo Rendimento Sostenibile* (MSY), con valori totali di 130 t per i maschi e 116 t per le femmine (Fig. 108). Il prelievo di individui al di sotto della taglia critica di Ricker ( $t_{Ricker}$ ) produce rendimenti minori di quelli

raggiungibili adottando misure di cattura superiori. Tuttavia i rendimenti ottenuti sarebbero comunque piuttosto esigui dato che si arriverebbe a valori di 133 t per i maschi e 121 t per le femmine.

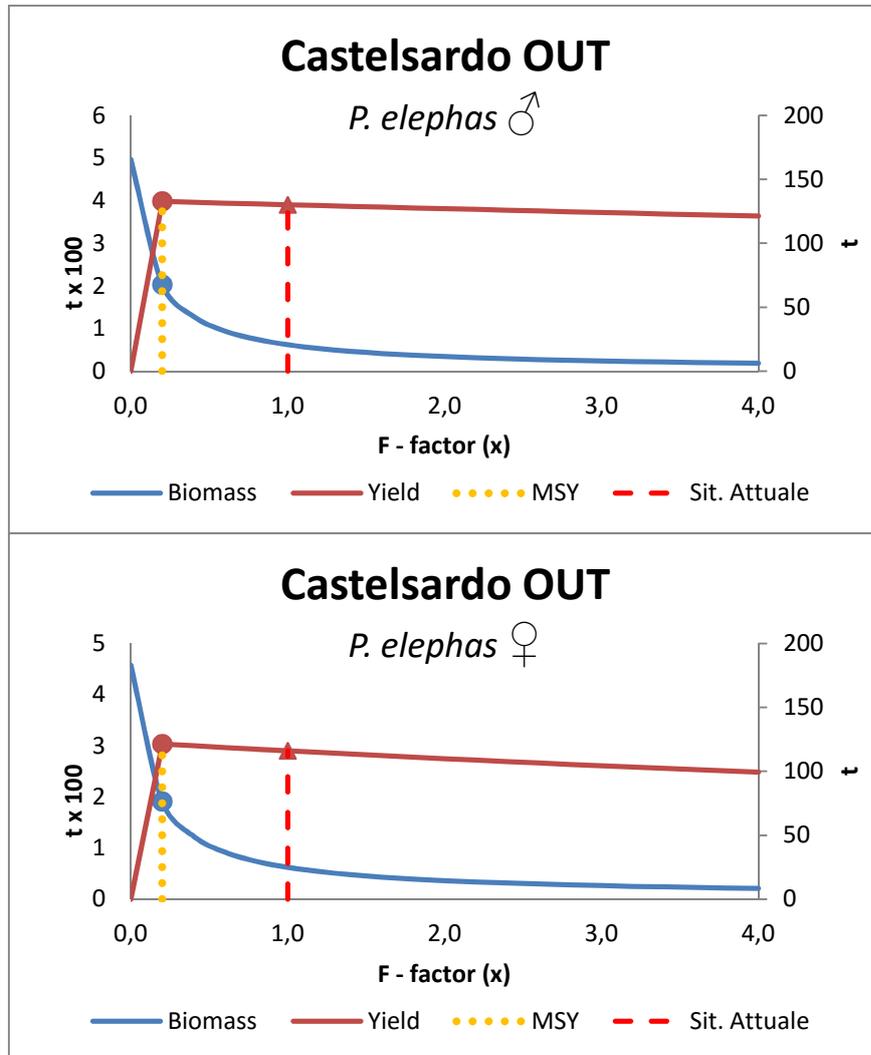


Figura 108. CASTELSARDO OUT: analisi di Thompson & Bell (1934) eseguita sui dati di cattura commerciali. Osservando i grafici è possibile visualizzare, a partire dalla situazione attuale, le possibili risposte della biomassa e dei rendimenti ai differenti livelli di sforzo da pesca esercitati.

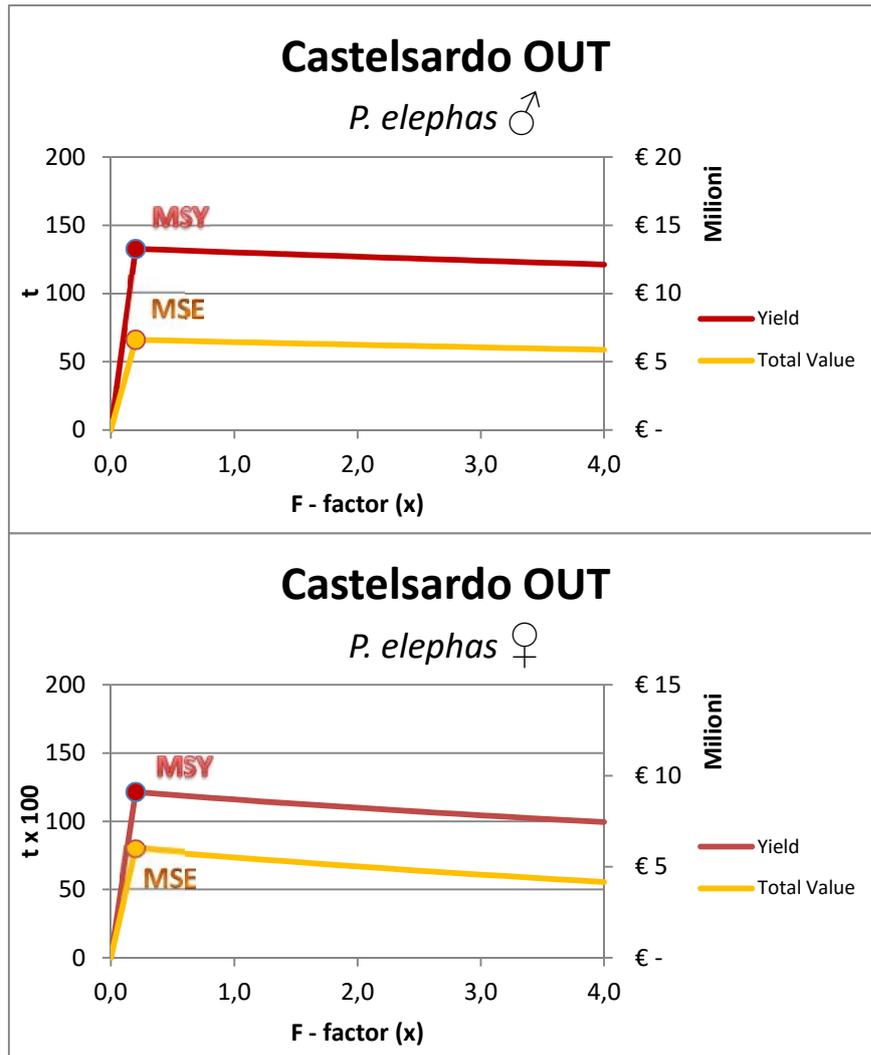


Figura 109. CASTELSARDO OUT: analisi di Thompson & Bell (1934) eseguita sui dati di cattura commerciali. Osservando i grafici è possibile visualizzare i valori di MSY e MSE per la risorsa in questione.

In sostanza l'analisi bioeconomica rileva una situazione da sovrasfruttamento non particolarmente preoccupante allo stato attuale. Nonostante questo una gestione ottimale delle taglie di catture produrrebbe comunque un surplus monetario calcolabile in circa 163000 €  $y^{-1}$  per i maschi e 432000 €  $y^{-1}$  per le femmine (Fig. 109). Per tutti questi motivi appare evidente come l'istituzione della *No Take Area* sia in grado solamente di mitigare, in determinate condizioni, l'effetto dell'attività da pesca a livello dello *stock*. Tale strumento dovrebbe, infatti, essere collocato all'interno di un piano di management complessivo in grado di garantire uno sfruttamento razionale della risorsa.

## 6. CONCLUSIONI GENERALI

Nel Mar Mediterraneo, come per la maggior parte delle aree costiere di tutto il mondo, le aree marine protette (MPAs) costituiscono da alcuni anni uno degli strumenti principali per la conservazione e gestione della biodiversità marina (Coll et al., 2012). Nonostante gli sforzi e l'enorme quantità di informazioni accumulate negli ultimi decenni, gli strumenti di gestione tradizionali si sono rivelati spesso insufficienti nel prevenire le conseguenze ecologiche prodotte da un'attività di pesca eccessiva (Roberts & Polunin, 1993; Badalamenti et al., 2000; Vandeperre et al., 2008).

Le aree marine protette garantiscono da un lato la funzionalità degli ecosistemi e la ristrutturazione delle popolazioni sfruttate (Mouillot et al., 2008; Libralato et al., 2010), e dall'altro favoriscono l'attività di pesca (Russ et al., 2004), attraverso la migrazione degli individui adulti nelle aree commerciali circostanti (Dugan & Davis, 1993; Rakitin & Kramer, 1996; Guenette et al., 1998; Rowe, 2001; Kelly et al., 2002; McGarvey, 2004; Follesa et al., 2007). L'implementazione delle riserve marine ha sicuramente prodotto in questi anni un incremento delle conoscenze sulle popolazioni non soggette a pressione di pesca (*unfished*), al punto che oggi rappresentano un modello di base per l'elaborazione delle strategie gestionali (Guidetti et al., 2010).

Di assoluto rilievo appaiono i risultati raggiunti in seguito all'istituzione delle aree di ripopolamento per l'aragosta rossa *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787), nei mari circostanti la Sardegna. Il collasso delle catture registrato ultimamente in questa regione, ha portato all'introduzione di un piano di salvaguardia mirato per questa specie dall'elevato valore commerciale (Follesa, 2011). Risultati particolarmente positivi sono stati raccolti in questi anni per quanto riguarda l'area di Su Pallosu, che protraendosi da più tempo è quella che ha prodotto il maggior numero di evidenze (Follesa et al., 2007; Follesa et al., 2009; Follesa et al., 2011; Bevacqua et al., 2010); tuttavia poco si conosce circa gli effetti prodotti a livello strutturale nella popolazione in seguito all'attività di ripopolamento.

In questo lavoro, per la prima volta, si sono indagati i risultati ottenuti in 4 specifiche marinerie isolate (Su Pallosu, Bosa, Buggerru e Castelsardo) da un punto di vista strettamente demografico, utilizzando modelli di dinamica di popolazione.

Attraverso l'analisi di coorte è stato possibile valutare in che modo gli *stock* commerciali affrontano la pressione di pesca e rispondono di fronte a determinati interventi di protezione.

In linea generale e per tutte le zone indagate, si sono osservati risultati piuttosto interessanti, con variazioni locali imputabili a differenti fattori. Lo stato della risorsa al punto iniziale e l'estensione temporale delle misure protezione, sembrano essere per esempio determinanti a fini della sperimentazione, con tempi di recupero più lunghi per le popolazioni maggiormente sfruttate.

Come rilevato da diversi autori, il reale potenziale delle aree protette risulta, infatti, particolarmente evidente solo più a lungo termine, generalmente dopo alcune decadi (McClanahan et al., 2007; Claudet et al., 2008).

L'area di Su Pallosu per esempio, dopo quasi vent'anni di protezione, ha evidenziato dopo un *restocking* iniziale, un fenomeno di *spillover* piuttosto importante. La migrazione degli esemplari adulti in direzione delle aree di pesca commerciali ha di fatto modificato la struttura demografica dello *stock* di *P. elephas*, al punto che le differenze oggi osservate tra le due popolazioni risultano poco significative. Questo fatto assume ancora più rilevanza, soprattutto se consideriamo che nel frattempo l'attività di pesca commerciale è continuata in modo non sostenibile, incidendo sulle classi di età medio - piccole.

Nell'area di Bosa, al contrario, le differenze osservate tra la popolazione protetta e quella commerciale risultano apprezzabili. La ristrutturazione demografica questa volta ha interessato solamente la popolazione situata all'interno della *No Take Area*, riportandola nel giro di 5 anni ad un livello *unfished*. A differenza di Su Pallosu, il meccanismo dello *spillover* non sembra per il momento particolarmente rilevante, soprattutto in ragione del minore arco temporale interessato.

Una situazione ancora diversa è stata osservata per Buggerru, con differenze tra i siti rilevanti per la porzione maschile della popolazione. La ristrutturazione osservata all'interno dell'area di ripopolamento appare in questo caso alquanto evidente, con pieno recupero nel giro di pochi anni delle coorti adulte. Queste appaiono infatti completamente assenti nella popolazione sottoposta alla pesca commerciale, in ragione di una mortalità da pesca particolarmente incidente a livello delle classi di età media. La porzione femminile della popolazione non sembra subire variazioni significative, ma presenta piuttosto una struttura demografica integra per entrambi i

siti studiati. Questa differenza tra i sessi è riscontrabile, seppur in modo minore, per tutte le zone indagate. Gli individui di sesso maschile sembrano risentire maggiormente dell'azione di pesca rispetto alle femmine, le quali risultano di fatto meno vulnerabili all'attività di prelievo. Tale fenomeno è sicuramente riconducibile alla particolare etologia della specie, con le femmine che durante la fase riproduttiva tendono a stazionare per più tempo all'interno delle tane (Goñi et al., 2003).

Nel complesso è possibile rilevare anche in questo caso un effetto positivo sulla popolazione, particolarmente evidente soprattutto a livello delle abbondanze. La minore pressione da pesca registrata a Buggerru in confronto a Bosa, spiega probabilmente le minori variazioni strutturali riscontrate a livello demografico.

La zona che invece presenta le differenze di struttura minori tra la popolazione protetta e quella commerciale, è sicuramente Castelsardo.

Questa località risulta essere, assieme a Buggerru, quella con abbondanze maggiori per quanto riguarda lo *stock* commerciale (circa 200 g pezza<sup>-1</sup>). Per questo motivo anche l'analisi di coorte ha evidenziato un profilo demografico particolarmente intatto. L'azione dell'area di ripopolamento sembra perciò essersi concretizzata soprattutto in termini di abbondanze, dato che la struttura di popolazione è risultata in partenza già ben assortita. Occorre in ogni caso fare molta attenzione perché visibili comunque alcuni segni di sovrasfruttamento. Come evidenziato dal modello di Thompson & Bell (1934), l'attività di prelievo sembra svolta anche in questo caso in maniera non ottimale, andando ad incidere soprattutto a livello delle classi di età intermedie.

Un'analisi complessiva dello stato di sfruttamento degli *stock* commerciali per tutte le zone studiate, ha infatti evidenziato come l'attività di pesca vada ovunque a colpire individui ben al di sotto della taglia minima legale (90 mm di LCS). E' tuttavia possibile distinguere tra le varie località quelle che più si avvicinano a questo limite (Castelsardo e Bosa), rispetto a quelle che incidono a partire da individui più piccoli (Su Pallosu e Buggerru). Il settore della pesca artigianale presenta infatti un elevato grado di eterogeneità (Battaglia et al., 2010), che nel nostro caso può dipendere da differenze nel numero di operatori, nella tipologia di barche e nella misura degli attrezzi (dimensioni della maglia del tramaglio)(osservazione personale).

Proprio per tutti questi motivi, gli effetti prodotti dal piano di ripopolamento hanno rispettato le attese: l'istituzione delle aree di ripopolamento ha infatti sempre

prodotto risultati importanti, che vanno dal *restocking* delle popolazioni selezionate fino alla ristrutturazione degli *stock* commerciali circostanti.

In questo ultimo frangente proprio l'esperienza di Su Pallosu ha permesso di delineare un quadro di riferimento valido per le altre marinerie: altri anni di protezione potrebbero probabilmente portare anche le altre località, ai risultati fin qui osservati.

In conclusione dall'esperienza condotta in Sardegna è stato possibile valutare in che modo un programma di ripopolamento del genere possa rappresentare un valido modello di gestione. L'integrazione tra le riserve marine e le misure di gestione tradizionali - legate per esempio alla regolamentazione dello sforzo, periodi di fermo e taglie minime di cattura - rappresenta però una valida opzione solo se ben progettata. Da questo punto di vista assume un ruolo fondamentale la capacità di attuazione delle misure proposte, soprattutto attraverso la reale cooperazione tra le autorità di controllo e gli operatori della pesca. E' infatti ampiamente riconosciuto che in molte aree nel mondo le attività di controllo siano presenti solo sulla carta (*paper parks*) (Guidetti et al., 2008). In casi del genere, qualsiasi disegno di tutela e gestione della risorsa risulterà del tutto inefficace, andando di fatto a mancare quella che è la principale componente di protezione che sta alla base di questi progetti.

Si auspica quindi che iniziative come questa possano essere proseguite e sostenute con convinzione in Sardegna e nel resto del Mediterraneo: si pensa infatti che simili sperimentazioni, unitamente alle norme gestionali in vigore, contribuiscano fortemente al miglioramento della regolamentazione della risorsa nell'intero bacino.

## BIBLIOGRAFIA

- Badalamenti, F., Sanchez Lizaso, J., Mas, J., Voultziadou, E., DiAnna, G., Pipitone, P., Ramos Esplà, A., Ruiz, J. and Riggio, S. (2000). Cultural and socioeconomic effects of marine reserves in the Mediterranean. *Environmental Conservation*, 27(2): 110:125.
- Battaglia, P., Romeo, T., Consoli, P., Scotti, G., & Andaloro, F. (2010). Characterization of the artisanal fishery and its socio-economic aspects in the central Mediterranean Sea (Aeolian Islands, Italy). *Fisheries Research*, 102(1-2), 87–97.
- Bevacqua, D., Melià, P., Follesa, M. C., De Leo, G. A., 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(3), 543–549.
- Bombace, G., Lucchetti, A. (2011). Elementi di biologia della pesca, Edagricole, 2011
- Castino, M., Roletto, E. (1991). Statistica Applicata. ed. Piccin. 494p.
- Claudet J., Osenberg C. W., Benedetti-Cecchi L., Domenici P., García-Charton J. A., Pérez-Ruzafa A., Badalamenti F., Bayle- Sempere J., Brito A., Bulleri F., Culioli J. M., Dimech M., Falcón J. M., Guala I., Milazzo M., Sánchez-Meca J., Somerfield P. J., Stobart B., Vandeperre F., Valle C. & Planes S. (2008). Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters* 11(5): 481-489.
- Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W. W. L., Christensen, V., ... Pauly, D. (2012). The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 465–480.
- Cooper, A. B. (2006). A guide to fisheries stock assessment: from data to recommendations, 44. *New Hampshire Sea Grant, Durham, NH*. 44 p.
- 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.

- D'Onghia, G., Capezzuto, F., Mytilineou, C., Maiorano, P., Kapiris, K., Carlucci, R., ... Tursi, A. (2005). Comparison of the population structure and dynamics of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) between exploited and unexploited areas in the Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, 76(1), 22–38.
- Dekker, W. (1975). Length-based Virtual Population Analysis. *Netherlands Institute for Fisheries Research RIVO*. 13p.
- De Vincenzi, G. (2014). Risposte comportamentali a stimoli acustici nell'Aragosta Mediterranea *Palinurus elephas*. Tesi di Laurea. Università di Bologna 2014.
- Dugan, J. E., Davis, G. E. (1993). Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 50: 2029- 2042.
- D'Udekem d'Acoz, C., (1999). Inventaire et distribution des crustacés décapodes de l'Atlantique nord-oriental, de la Méditerranée et des eaux continentales adjacentes au nord de 25 °N. *Collection 'Patrimoines Naturels' (Mus. natn. Hist, nat.)*, Paris, 40: 1-383.
- Falciai, L., Minervini, R. (1992). Guida dei Crostacei decapodi d ' Europa. Franco Muzzio Ed., 282p.
- Ferretti, M., Tarulli, E., Palladino, S. (2002) - Classificazione e descrizione degli attrezzi da pesca in uso nelle marinerie italiane con particolare riferimento al loro impatto ambientale. *Quaderni ICRAM*, 3: 126 pp.
- Fiorentino, F., Lembo, G. (2011). La ricerca nella valutazione dello stato delle risorse alieutiche: metodi consolidati. (In CATAUDELLA S., SPAGNOLO M. Editors, 2011) – *Lo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani*. Pubblicazione MIPAAF. 875pp.
- Follesa, M. C., (2011). La duplice valenza delle aree di ripopolamento attivo di *Palinurus elephas*: utili siti di sperimentazione e potenti strumenti gestionali. Tesi di Dottorato. Università degli Studi di Cagliari 2011.
- Follesa, M. C., Cuccu, D., Cannas, R., Cabiddu, S., Murenu, M., Sabatini A. & Cau A. (2008). Effects of marine reserve protection on spiny lobster (*P. elephas* Fabr., 1787) in a central western Mediterranean area. *Hydrobiologia*, 606(1), 63–68.

- Follesa, M. C., Cuccu, D., Cannas, R., & Cau, A. (2007). On the growth of the European spiny lobster, *Palinurus elephas* from Sardinian waters (central western Mediterranean Sea). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 41(4), 377–383.
- 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(3), 499–506.
- Gayanilo, F.C., Sparre P., Pauly D. (1997). FISAT: FAO-ICLARM Stock Assessment tools. User's manual. *FAO Computerised information series*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 262 p.
- 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). *Cabiers de Biologie Marine* 46, 127-142.
- Goñi, R., Quetglas, A., & Reñones, O. (2003). Differential catchability of male and female European spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) in traps and trammelnets. *Fisheries Research*, 65(1-3), 295–307.
- Gonzalez-Cano, J. (1991). Migration and refuge in the assessment and management of the spiny lobster *Panulirus argus* in the Mexican Caribbean. Ph. D. thesis, Imperial College, University of London, London, U.K.
- Guidetti, P., Bussotti, S., Pizzolante, F., & Ciccolella, A. (2010). Assessing the potential of an artisanal fishing co-management in the Marine Protected Area of Torre Guaceto (southern Adriatic Sea, SE Italy). *Fisheries Research*, 101(3), 180–187.
- Guidetti, P., Milazzo, M., Bussotti, S., Molinari, A., Murenu, M., Pais, A., ... Tunesi, L. (2008). Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biological Conservation*, 141(3), 699–709.
- Guenette, S., T. Lauck and C. Clark. (1998). Marine reserve: from Beverton and Holt to the present. *Rev. Fish. Biol. Fish.*, 8: 251-272.

- Gulland, J.A., Rosenberg, A.A., (1992). A review of length-based approaches to assessing fish stocks. *Food and Agriculture Organization*. Rome. 100 pp.
- Haddon, M. (2011). Modelling and Quantitative Methods in Fisheries. *CRC Press*, 2001, 424.
- Hawkins, J. P. and Roberts, C. M. (2004), Effects of Artisanal Fishing on Caribbean Coral Reefs. *Conservation Biology*, 18: 215–226.
- Hewitt D. A., Hoenig, J. M. (2005). Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. *Fishery Bulletin*, 103: 433-437.
- Hewitt, D. A., Lambert, D. M., Hoenig, J. M., Lipcius, R. N. (2007). Direct and Indirect Estimates of Natural Mortality for Chesapeake Bay Blue Crab. *Transaction of the American Fisheries Society* 136: 1030-1040.
- Hilborn, R. (2003). The state of the art in stock assessment: where we are and where we are going. *Scientia Marina*, 67, 15–20.
- Hilborn, R., Walters, C. J., (1992). Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. *Springer Science & Business Media*, 1992. 540p
- Hoggarth, D. D., Abeyasekera, S., Arthur, R. I., Beddington, J. R., Burn, R. W., Halls, A. S., Kirkwood, G. P., McAllister, M., Medley, P., Mees, C. C., Parkes, G. B., Pilling, G. M., Wakeford, R. C., Welcomme, R. L. (2006). Stock assessment for fishery management – A framework guide to the stock assessment tools of the Fisheries Management Science Programme (FMSP). *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 487. Rome, FAO. 2006. 261p.
- Holthuis, L.B. (1991). Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries known to date. *FAO species catalogue*. Vol. 13. *FAO Fisheries Synopsis*. No. 125, Vol. 13. Rome, FAO. 1991. 292 p.
- Jones, R. (1976). Growth of fishes. In: *Cushing D.H., Walsh J.J., editors. The Ecology of the Sea*. London: *Blackwell*; 1976. p. 251-279. 476 pp.

- Jones, R., Van Zalinge, N. P. (1981). Estimates of mortality rate and population size for shrimps in Kuwait waters. *Kuwait Bull, Mar, Sci*, 2: 273-288.
- Kelly, S., D. Scott and A.B. MacDiarmid (2002). The value of a spillover fishery for spiny lobsters around a marine reserve in Northern New Zealand. *Coast. Manag.*, 30: 153-166.
- Kirkwood, G.P., Aukland, R. and Zara, S.J. (2001). Length Frequency Distribution Analysis (LFDA). *Version 5.0 MRAG Ltd, London, UK (http://www.mrag.co.uk)*
- Lassen, H., & Medley, P. (2001). Virtual Population Analysis - A Practical Manual for stock assessment (FAO, Ed.) *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 400. Rome, FAO. 2001. 129p.
- Libralato, S., Coll, M., Tempesta, M., Santojanni, A., Spoto, M., Palomera, I., Arneri, E. & Solidoro, C. (2010). Food-web traits of protected and exploited areas of the Adriatic Sea. *Biological Conservation*, 143, 2182–2194.
- Lloret, J., Muñoz, M., Casadevall, M. (2012). Threats posed by artisanal fisheries to the reproduction of coastal fish species in a Mediterranean marine protected area. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 113: 133–140.
- Macpherson, E., (2000). Fishing effects on trophic structure of rocky littoral fish assemblages. In: Fishing down the Mediterranean food webs? *CIESM Workshop Series No. 12*
- Marin, J. (1987). Exploitation, biologie et dynamique du stock de langouste rouge de Corse, *Palinurus elephas*, Fabricius. Thèse, Université Aix-Marseille, Faculté des Sciences de Luminy.
- McClanahan, T. R., Graham, N. A. J., Calnan, J. M., MacNeil, M. A. (2007). Toward pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications* 17, 1055–1067.
- McGarvey, R. (2004). Estimating the emigration rate of fish stocks from marine sanctuaries using tag-recovery data. *Fishery Bulletin* 102, 464-472.

- Megrey, B. a. (1983). Review and Comparison of Three Methods of Cohort Analysis, *Northwest and Alaska Fisheries Center*. (July), 29.
- Mouillot, D., Culioli, J. M., Pelletier, D. & Tomasini, J.A. (2008). Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biological Conservation*, 141, 1569–1580.
- Pauly, D. (1984). Fisheries Science in Tropical Developing Countries: some observations relevant to scientometry. *Prepared for the International Workshop to Assess the Coverage of the Scientific Output of the Third World*, c/o Michael J. Moravcik, Institute of Theoretical Science, University of Oregon, Eugene, Oregon 97403, USA.
- Planes, S., García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A. (Coord.)(2006). Ecological effects of Atlanto-Mediterranean Marine Protected Areas in the European Union. EMPAFISH Project, Booklet n° 1. 158 pp
- Prado, J., (1990). Guida pratica del Pescatore. *XFEDERCOOPESCA*, FAO. 204p.
- Punt, A. E., Huang, T., & Maunder, M. N. (2013). Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusk species. *ICES Journal of Marine Science*, 70, 734–742.
- Quinn, T. J., Deriso, R. B. (1999). Quantitative Fish Dynamics. *Biological Resource Management Series*. Oxford University Press, USA, 1999. 560p
- Ragonese, S., Abella, A., Fiorentino, F., Spedicato, M.T. (2006) - Metodi per la stima del tasso istantaneo di mortalità naturale (M) nella scienza alieutica con particolare riferimento alla realtà mediterranea. *Biol. Mar. Mediterr.*, 13(3): 151 pp.
- Rakitin, A. and D.L. Kramer. (1996). Effect of marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 131: 97-113.
- 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*

- Roberts, C.M., Polunin, N.V.C. (1991). Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Review of Fish Biology and Fisheries* 1 (1): 65–91.
- Rowe, S. (2001). Movement and harvesting mortality of American lobsters (*Homarus americanus*) tagged inside and outside no take reserves in Bonavista Bay, Newfoundland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 1336-1346.
- Russ, G. R., Alcala, A. C., Maypa, A. P., Calumpong, H. P. & White, A. T. (2004). Marine reserve benefits local fisheries. *Ecological Applications*, 14, 597–606.
- Russell, E. S. (1931). Some theoretical considerations on the "overfishing" problem. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 6: 3-20.
- Sparre, P., & Venema, S. C. (1998). *Introduction to Tropical Fish Stock Assessment*. (FAO, Ed.). FAO Fisheries Technical Paper 306/1.
- Stobart, B., Warwick, R., González, C., Mallol, S., Díaz, D., Reñones, O., & Goñi, R. (2009). Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 384, 47–60.
- Vandeperre, F., Higgins, R., Santos, R. S., Marcos C. & Pérez-Ruzafa A. (Coord.)(2008). Fishery Regimes in Atlanto-Mediterranean European Marine Protected Areas. EMPAFISH Project, Booklet n° 2. Editum. 108 pp.
- Vetter, E. F. (1988). Estimation of natural fishing mortality in fish stocks: a review. *Fishery Bulletin*, Vol. 86, NO 1, 1988.

## **SITI WEB**

<http://www.itis.gov/>

<http://www.iucn.it/>

<http://www.fao.org/>

<http://www.federcoopesc.it/>

<http://www.marinespecies.org/>

<http://www.noaa.gov/>