



MARITTIMO - IT FR - MARITIME
TOSCANA - LIGURIA - SARDEGNA - CORSE

GIONHA

GOVERNANCE AND INTEGRATED OBSERVATION
OF MARINE NATURAL HABITAT

FASE 2: Studio sullo stato ambientale e sulla tendenza evolutiva degli ecosistemi marino costieri caratterizzanti il Santuario dei cetacei

**Azione 2.2: Analisi della distribuzione geografica
regionale delle popolazioni di cetacei**

**Elaborazione dati sulla presenza e distribuzione di
tursiope (*Tursiops truncatus*) nelle acque
dell'Arcipelago Toscano, Bocche di Bonifacio e
mar Ligure**

**Servizio affidato a DIPTERIS-Dipartimento per lo Studio
del Territorio e delle sue Risorse-Università di
Genova**

Dicembre 2011





Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse

GIONHA
Governance and Integrated Observation of marine Natural Habitat.

Contratto Arpat – Dip.Te.Ris

**Elaborazione dati sulla presenza e distribuzione di tursiope (*Tursiops truncatus*)
nelle acque dell’Arcipelago Toscano, Bocche di Bonifacio e Mar Ligure**

Relazione finale

Dicembre 2011.



Oggetto: Contratto ARPAT-Dip.Te.Ris. (ex DIBIO) del 15 Maggio 2011: Elaborazione dati sulla presenza e distribuzione di alcune specie di mammiferi marini, progetto GIONHA. Importo: euro 16.000, 00 (sedicimila) più IVA.

Cofinanziamento Associazione Promozione Sociale "MENKAB: il respiro del mare"
10.000 € IVA compresa, pari al 30% del costo totale impiegato.

Relazione finale, 20 Dicembre 2011

a cura di: Dott.ssa Jessica Alessi, Dott.ssa Cristina Fiori, Prof. Maurizio Würtz –
(Dip.Te.Ris), Dr. PhD Mehdi Aissi (APS MENKAB)

Fotografie di : Jessica Alessi, Mehdi Aissi, Cristina Fiori.

La presente relazione è composta da 101 pagine ed è un documento ad uso interno di ARPAT e del Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris) dell'Università di Genova. Ogni uso e diffusione deve essere preventivamente concordato con gli autori.

Abstract.....	4
1. Premessa	5
2. Campagne Gionha - Raccolta Dati	6
2.1 Cooperativa Pelagos (PE)	6
2.2 Office de l'Environnement de la Corse (OEC)	9
2.3 A.P.S. MENKAB: il respiro del mare.....	12
2.3.1 Campagna A	14
2.3.2. Campagna B	16
2.3.3 Campagna C	20
3. Dati integrativi.....	24
3.1 Dati integrativi delle campagne di ricerca svolte dal Dip.Te.Ris, nel periodo 2005 – 2009.	24
4. Stima della popolazione di tursiope	30
4.1 Tecniche di cattura-ricattura tramite la foto-identificazione	30
4.1.1 Stima della popolazione totale.....	32
4.1.2 Modelli di popolazione chiusa	33
4.1.3 Foto-identificazione.....	36
4.1.4 Vantaggi e svantaggi nell'uso dei natural mark	38
4.1.5 Matching	40
4.2 Risultati.....	41
4.2.1 Stima di abbondanza sulla popolazione - area Liguria-Arcipelago Toscano.	41
4.2.2 Stima di abbondanza sulla popolazione - Area Sud Corsica – Nord Est Sardegna	52
4.3 Conclusioni.....	58
5. Struttura della popolazione e social analysis	59
5.1 Network Analysis	59
5.1.1 Relazione tra gli individui.....	60
5.1.2 Struttura della popolazione	61
5.2 Risultati.....	63
5.2.1 Indici di associazione e cluster analisi.....	65
5.2.2. Struttura sociale.....	68
5.2.3 Analisi temporale.....	70
5.3 Conclusioni.....	72
6. Trawlers e Non Trawlers. Confronto tra Arcipelago Toscano – mar Ligure e Area delle Bocche di Bonifacio.	73
6.1 Risultati e Conclusioni	74
7. Distribuzione spaziale.....	80
7.1 La Geostatistica.....	80
7.1.1 Modelli per l'analisi dei dati spaziali.....	81
7.1.2 L'approccio probabilistico: il variogramma.....	83
7.1.3 Ricostruzione spaziale dei fenomeni tramite stima	84
7.2 Il Kriging	85
7.3 SURFER®	86
7.4 Risultati.....	87
7.5 Conclusioni.....	91
8. Conclusioni generali.....	92
Bibliografia	94
Allegato 1	97

Abstract

La seguente relazione rappresenta uno studio a tutto tondo sulla popolazione di tursiopi che vive lungo le coste dell'Arcipelago Toscano, della Liguria e della Corsica. I dati raccolti in ambito del progetto GIONHA ed estrapolati dalla piattaforma INTERCET sono stati, in alcuni casi, integrati con il *database* storico del DIPTERIS. L'obiettivo dell'elaborazione è quello di stimare l'abbondanza della popolazione nelle tre aree, indagare diversi aspetti legati alla struttura sociale e definire, con dettaglio 1 miglio nautico, la distribuzione spaziale.

La stima di abbondanza è stata eseguita separatamente per i dati riguardanti l'area Mar Ligure- Arcipelago Toscano e Corsica-Sardegna, poiché dal confronto dei cataloghi fotografici non è emersa alcuna ricattura. A questi due dataset si sono applicati modelli di popolazione chiusa ed aperta. I dati utilizzati comprendono l'intero set di dati GIONHA ed i dati integrativi messi a disposizione da DIPTERIS.

La struttura sociale è stata invece analizzata interamente per i dati GIONHA ottenendo la rappresentazione grafica della rete sociale dei tursiopi nell'intera area di studio. Una particolare attenzione è stata focalizzata sul ruolo giocato dalle interazioni dei tursiopi con i pescherecci a strascico nel determinare la struttura sociale. Il risultato di questa analisi è un inquadramento istantaneo della struttura sociale. Per ottenere una visione più a lungo termine le stesse analisi sono state effettuate sul data-base storico del DIPTERIS. Quest'ultimo, riferendosi a cinque anni di monitoraggio (2005-2010), ha inoltre consentito di integrare lo studio della struttura sociale con le analisi temporali.

Infine tramite tecniche geostatistiche è stata indagata la distribuzione spaziale della popolazione. Sono stati utilizzati i recenti dati derivanti dalle campagne GIONHA in maniera integrata con i dati storici del DIPTERIS, al fine di evidenziare particolari zone a maggiore concentrazione. La definizione di tali aree incrementa le conoscenze a fini gestionali, in considerazione del fatto che la specie in oggetto è inclusa in allegato II della Direttiva Habitat (92/43 CE).

1. Premessa

Su incarico dell'ARPAT, il Dip.Te.Ris ha svolto l'elaborazione dei dati sulla presenza e la distribuzione del tursiope (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) presente nelle acque liguri e nell'Arcipelago Toscano, nell'ambito del progetto GIONHA.

In base all'art.2 dal contratto in oggetto, il Dipartimento ha ricevuto l'incarico per eseguire:

- L'analisi della popolazione dei cetacei, con particolare riferimento alla specie *Tursiops truncatus* nell'area transfrontaliera considerata dal progetto GIONHA. Tale analisi comprende: la stima di abbondanza; l'analisi della struttura sociale tramite *Half-weight index*, algoritmo di Girvan-Newman e misure di *centralità* al fine di evidenziare il ruolo giocato da alcuni individui nel mantenere coesa la popolazione; analisi temporale delle associazioni per valutare come variano le relazioni tra gli individui nel tempo.
- La cartografia per habitat mapping e definizione di eventuali zone speciali di conservazione (ZSC).

L'attività ha avuto durata semestrale e si è svolta da Giugno a Dicembre 2011.

Come previsto da contratto, il Dip.Te.Ris mette a disposizione i dati storici (2005 - 2009), descritti nella presente relazione, per ulteriori elaborazioni. In particolare questo set di dati, che riguardano la popolazione di tursiope (*Tursiops truncatus*) presente nelle acque dell'Arcipelago Toscano e del mar Ligure, sarà utilizzato per :

- La stima dell'abbondanza della popolazione (capitolo 4).
- L'identificazione delle ZSC, tramite l'applicazione di tecniche geostatistiche (capitolo 8).

2. Campagne Gionha - Raccolta Dati

2.1 Cooperativa Pelagos (PE)

Complessivamente in **36** uscite giornaliere sono state percorse circa **1500** miglia nautiche ed effettuati **27** avvistamenti di tursiopi durante **16** uscite giornaliere (Tabella 1). Sono stati foto-identificati 212 individui, di cui 60 sono ricatture, registrando quindi **152** esemplari differenti (Tabella 2).

Le figure 1 e 2 illustrano, in sintesi, le rotte seguite durante i campionamenti e la distribuzione degli avvistamenti di tursiope nella totalità delle campagne GIONHA.

Tabella 1– PE, dettaglio del numero di avvistamenti per Uscita giornaliera

Data	N. Avvistamenti
02/02/2011	1
09/04/2011	2
10/04/2011	1
21/04/2011	2
22/04/2011	1
13/05/2011	1
24/05/2011	4
21/06/2011	1
22/06/2011	2
23/06/2011	1
30/07/2011	1
31/07/2011	3
01/08/2011	1
15/09/2011	1
16/09/2011	2
17/09/2011	2
TOT	27

Tabella 2 - PE, numero di esemplari foto-identificati per uscita giornaliera.

Data - Uscita	N. Individui Foto-Identificati	N° Ricatture
02/02/2011	5	
09/04/2011	7	
10/04/2011	3	
21/04/2011	7	
22/04/2011	2	
13/05/2011	9	
24/05/2011	64	23
21/06/2011	2	
22/06/2011	12	
23/06/2011	6	1
30/07/2011	10	
31/07/2011	30	21
01/08/2011	17	9
15/09/2011	14	3
16/09/2011	18	
17/09/2011	6	3
Totale	212	60

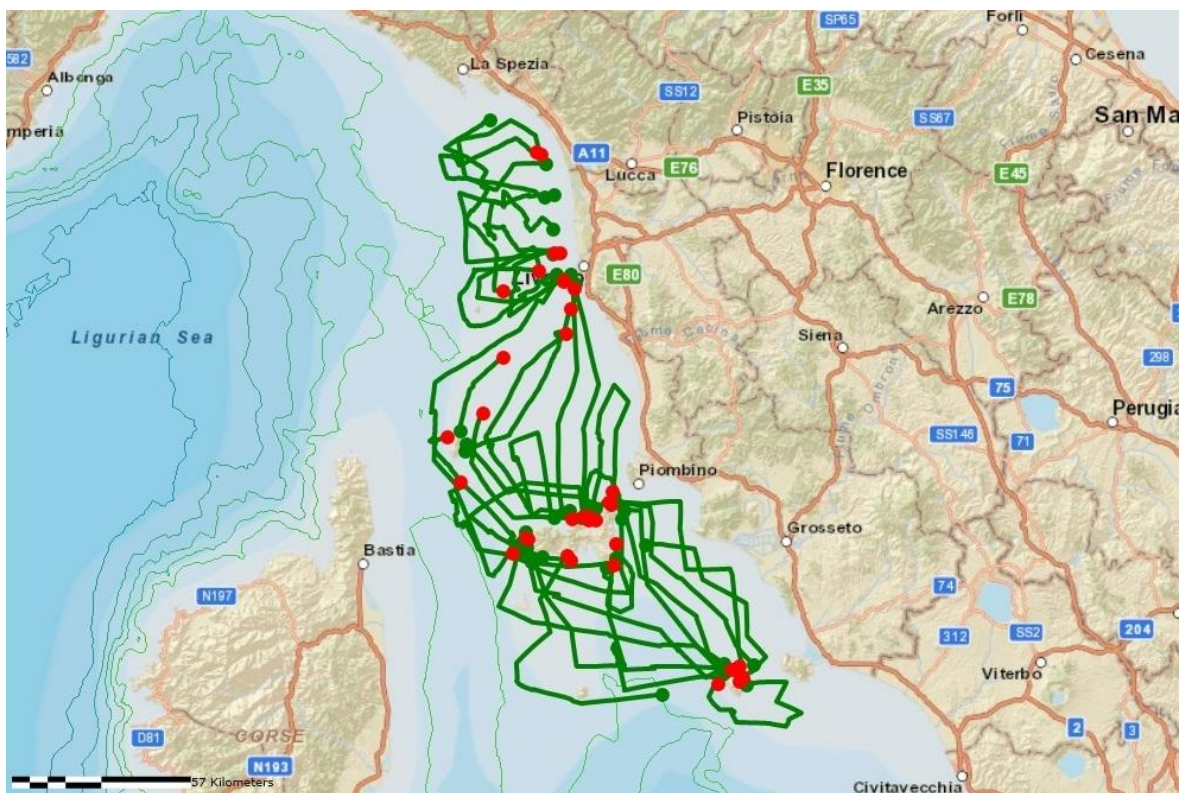


Figura 1. Percorsi seguiti durante i campionamenti effettuati dalla Coop. Pelagos

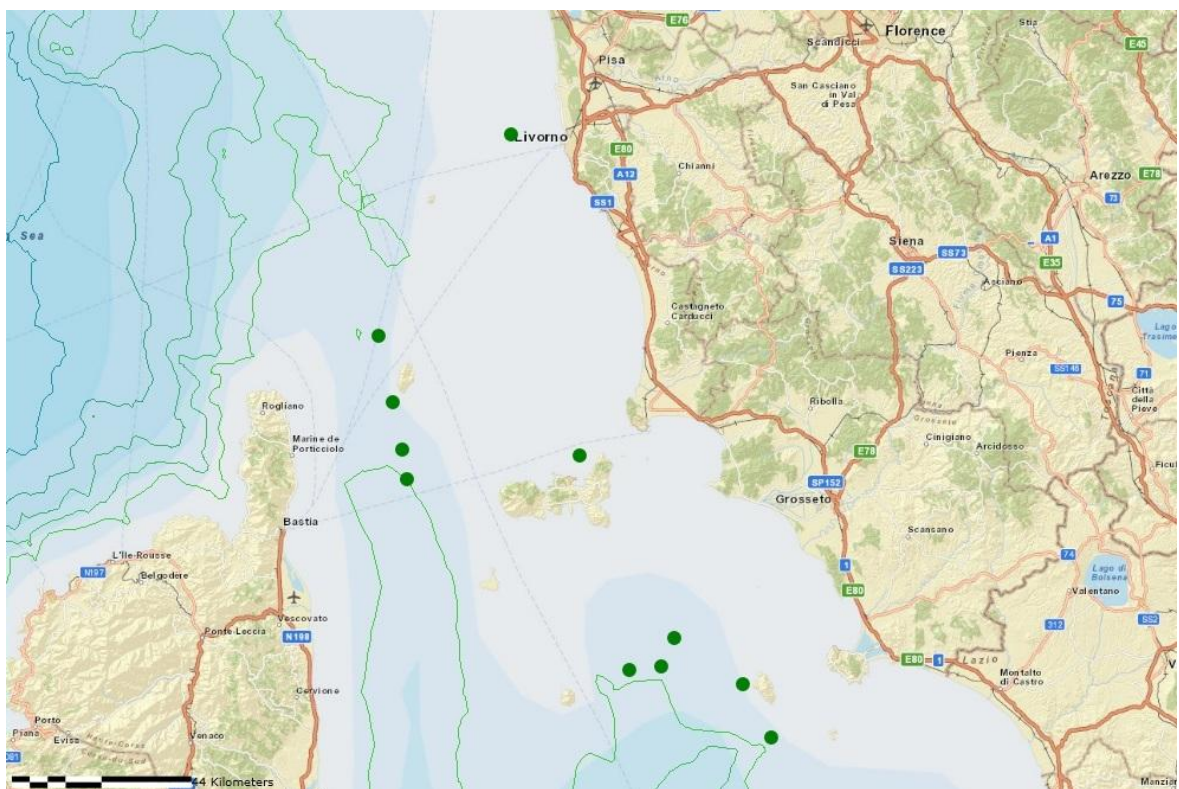


Figura 2. Posizione degli avvistamenti di tursiope durante i campionamenti effettuati dalla Coop. Pelagos

2.2 Office de l'Environnement de la Corse (OEC)

L'OEC ha realizzato 3 campagne annuali (tab. 3), nello stretto di Bonifacio e lungo la costa nord orientale della Sardegna. Complessivamente in **34** uscite giornaliere sono state percorse circa **1000** miglia nautiche. In totale, durante **38** avvistamenti, sono stati foto-identificati **95** individui di cui **65** ricatturati (tab. 4).

Data	N. Avvistamenti
25/04/09	1
05/05/09	1
16/06/09	2
17/06/09	1
30/06/09	1
01/07/09	1
15/07/09	1
16/07/09	2
30/07/09	1
10/08/09	1
12/08/09	1
13/08/09	1
14/08/09	1
17/08/09	1
18/08/09	1
26/08/09	1
02/09/09	1
15/09/09	1
28/09/09	2
30/09/09	1
09/10/09	1
28/10/09	1
29/10/09	1
30/10/09	2
27/04/10	1
24/06/10	1
30/06/10	1
13/07/10	1
17/07/10	1
12/08/10	1
14/04/11	1
18/05/11	1
15/06/11	1
07/07/11	1
TOT	38

Tabella 3 – OEC, dettaglio del numero di avvistamenti per Uscita giornaliera

Data - Uscita	N. Individui Foto-Identificati	N° Ricatture
25/04/09	4	
05/05/09	6	
16/06/09	11	
17/06/09	4	
30/06/09	0	
01/07/09	1	
15/07/09	0	1
16/07/09	11	5
30/07/09	0	
10/08/09	2	
12/08/09	5	2
13/08/09	5	
14/08/09	0	3
17/08/09	3	
18/08/09	0	1
26/08/09	1	
02/09/09	3	2
15/09/09	2	1
28/09/09	9	3
30/09/09	4	12
09/10/09	0	
28/10/09	0	2
29/10/09	7	3
30/10/09	1	2
27/04/10	6	1
24/06/10	0	7
30/06/10	0	3
13/07/10	1	5
17/07/10	0	0
12/08/10	2	5
14/04/11	1	
18/05/11	2	3
15/06/11	0	2
07/07/11	0	2
Totale	95	65

Tabella 4. OEC, numero di esemplari foto-identificati per uscita giornaliera. Corsica-Sardegna

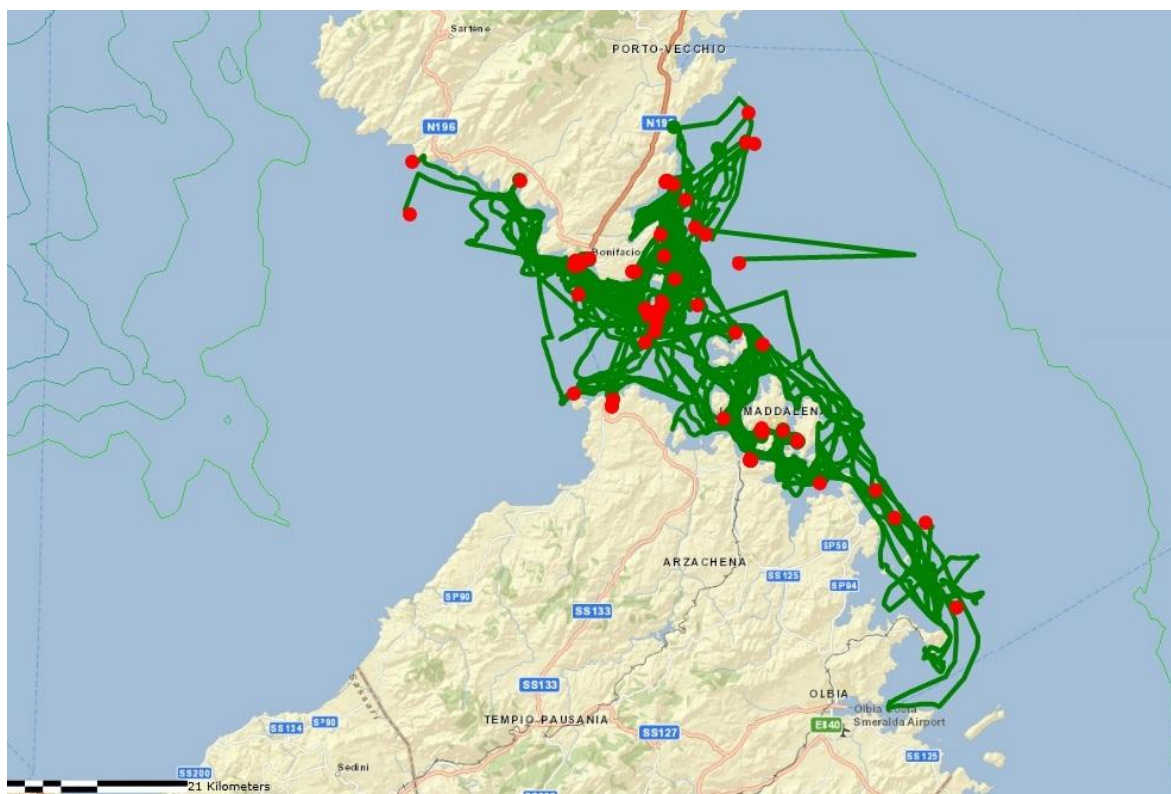


Figura 3 Rotte effettuati da OEC

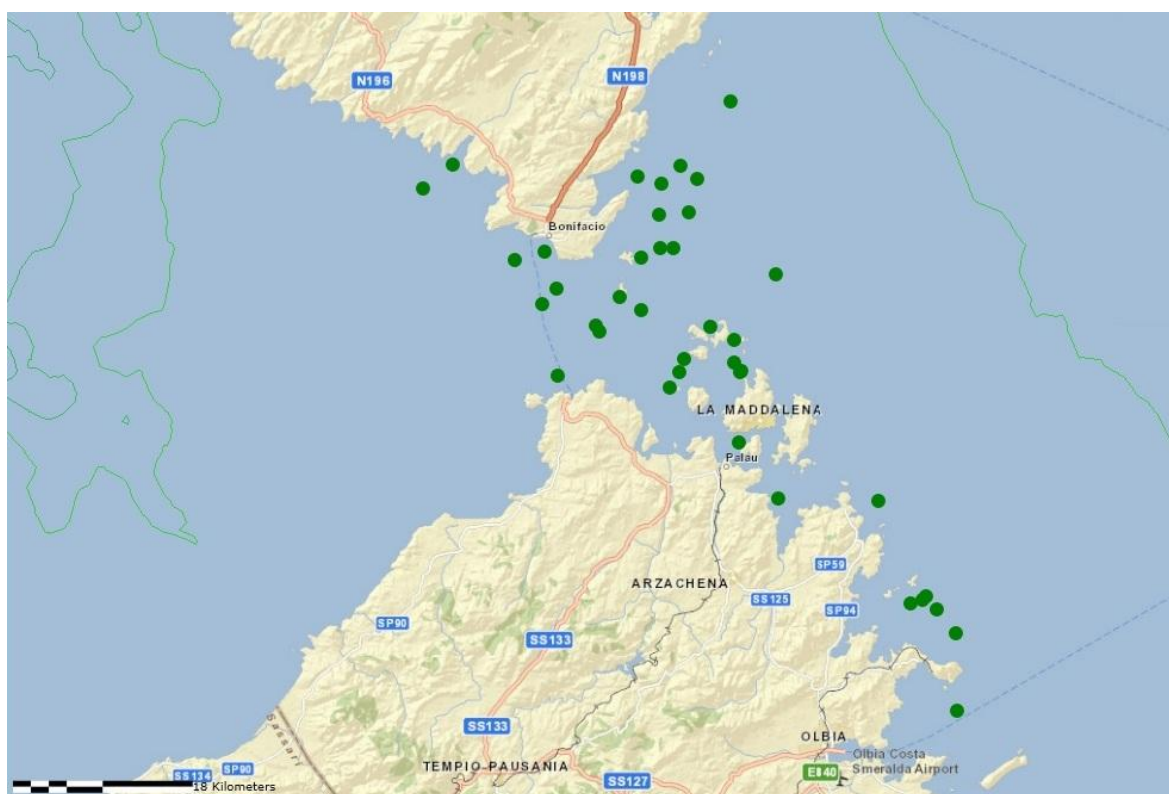


Figura 4 Avvistamenti registrati da OEC

2.3 A.P.S. MENKAB: il respiro del mare

Sono state effettuate 3 campagne, denominate in seguito **A**, **B** e **C**, tra mar Ligure e Arcipelago Toscano. Complessivamente in **12** uscite giornaliere sono state percorse **1696** miglia nautiche, corrispondenti a **2544** miglia nautiche quadrate di superficie campionata. In totale, durante **27** avvistamenti, sono stati foto-identificati **159** individui, mentre il numero totale di ricatture è **31**.

Le figure 5 e 6 illustrano, in sintesi, le rotte seguite durante i campionamenti e la distribuzione degli avvistamenti di tursiope nella totalità delle campagne GIONHA.



Figura 5. Campagna GIONHA 2010 – 2011. Rotte effettuate da Ottobre 2010 ad Aprile 2011, per un totale di 1696 mn.



Figura 6. Campagna GIONHA 2010 – 2011. Avvistamenti effettuati da Ottobre 2010 ad Aprile 2011, per un totale di 27 avvistamenti e 159 individui foto-identificati.

2.3.1 Campagna A

La campagna A è stata realizzata dal 22 al 23 ottobre 2010. La tabella 5 riporta i valori dello sforzo di campionamento (effort) in miglia nautiche (mn) e il numero di avvistamenti per uscita giornaliera, mentre la tabella 6 mostra, per avvistamento, le coordinate geografiche in gradi, il numero di animali identificati tramite tecniche di foto-identificazione e il numero di animali avvistati (numero min – max stimato).

Le figure 7 e 8 illustrano in dettaglio i percorsi giornalieri e la posizione dei relativi avvistamenti.

ID Uscita	Data	Effort (mn)	N. Avvistamenti
1	22/10/10	54	3
2	23/10/10	46	2

Tabella 5. Campagna A. Dettaglio dei valori di effort e numero di avvistamenti, per uscita giornaliera.

ID. Uscita	ID Avvistamento	Coordinate		N. ind. Foto-id	N. Ind. (min-max)	N. ricatture
1	20101022_F_A001	43,11733° N	10,45535° E	2	3	0
1	20101022_F_A002	43,06803° N	10,40015° E	4	3 - 5	0
1	20101022_F_A003	43,09781° N	10,36606° E	5	4-8	0
2	20101023_F_A004	42,82073° N	10,18430° E	1	1	0
2	20101023_F_A005	42,82491° N	9,959533° E	15	10-30	2

Tabella 6. Campagna A. Coordinate geografiche in gradi, numero di individui foto-identificati e numero stimato di individui (max – min) per avvistamento e per uscita giornaliera.

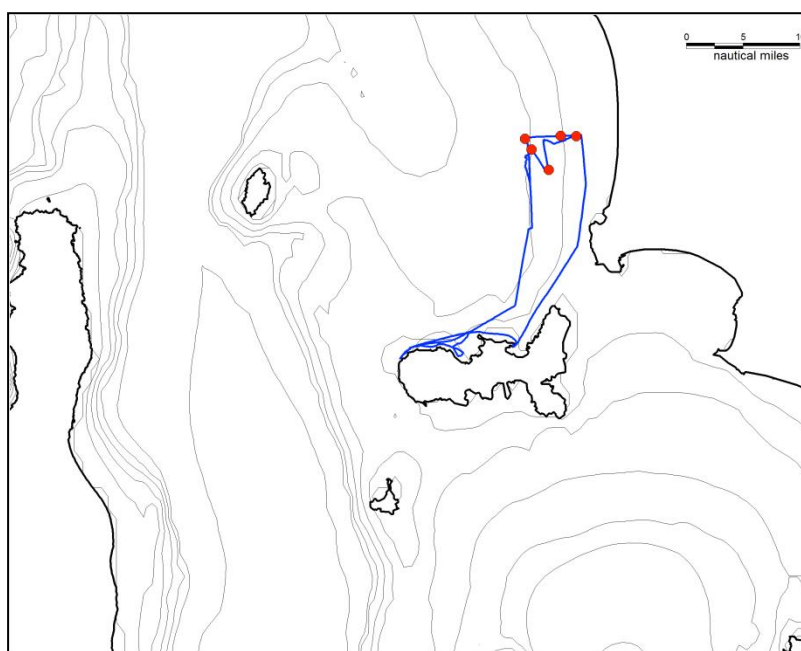


Figura 7. Campagna A. Uscita n° 1 del 22/10/10.
Percorso e posizione degli avvistamenti

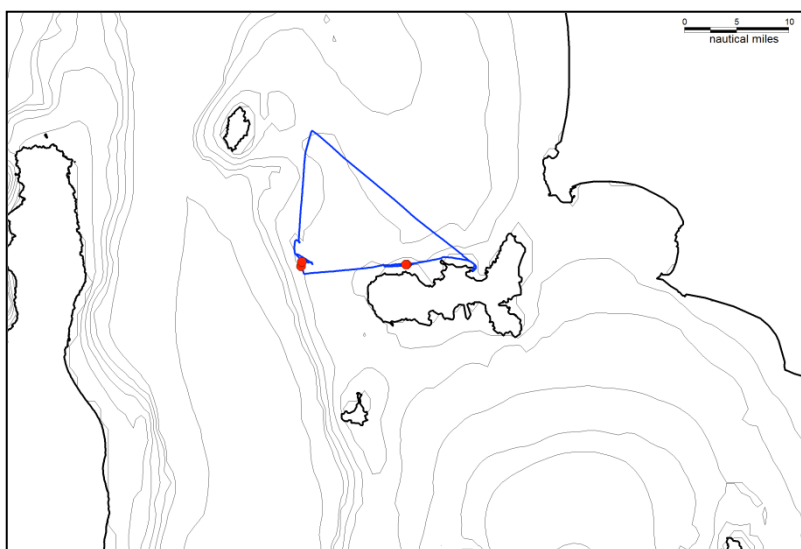


Figura 8. Campagna A. Uscita n° 2 del 23/10/10.
Percorso e posizione degli avvistamenti

2.3.2. Campagna B

La campagna B è stata realizzata nel periodo 14 gennaio - 11 marzo 2011. La tabella 7 riporta i valori di effort (in mn) e il numero di avvistamenti per uscita giornaliera, mentre la tabella 8 mostra, per avvistamento, le coordinate geografiche, il numero di animali identificati tramite foto-id e il numero di animali avvistati (numero min – max stimato).ⁱ

Le figure dalla 9 alla 14, illustrano in dettaglio i percorsi giornalieri e i relativi avvistamenti.

ID Uscita	Data	Effort (mn)	N. Avvistamenti
3	14/01/11	134	1
4	09/03/11	116	2
5	10/03/11	113	3
6	11/03/11	116	2
3/b	24/01/11	110	0
4/b	24/02/11	137	0

Tabella 7. Campagna B. Dettaglio dei valori di effort e numero di avvistamenti per uscita giornaliera.

ID. uscita	ID Avvistamento	Coordinate		N. ind. Foto-id	N. Ind. (min-max)	N. ricatture
3	20110114_F_A006	44,00163° N	9,78328° E	6	7-10	0
4	20110309_F_A007	44,00408° N	9,76433° E	10	10-15	1
4	20110309_F_A008	43,88213° N	9,93651° E	3	4-6	0
5	20110310_F_A009	43,65276° N	10,0560° E	1	1	0
5	20110310_F_A010	43,60806° N	10,0613° E	2	3	0
5	20110310_F_A011	43,57293° N	10,0029° E	3	4	0
6	20110311_F_A012	43,93913° N	9,84231° E	4	5-10	2
6	20110311_F_A013	43,88966° N	9,92510° E	11	5-15	6

Tabella 8. Campagna B. Coordinate, numero di individui foto-identificati e numero stimato di individui (max – min) per avvistamento e per uscita giornaliera.

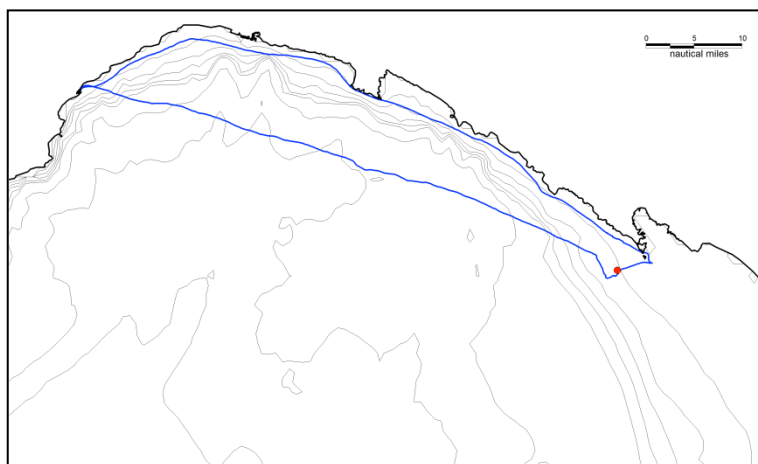


Figura 9. Campagna B. Uscita n° 3 del 14/01/11.
Percorso e posizione degli avvistamenti.

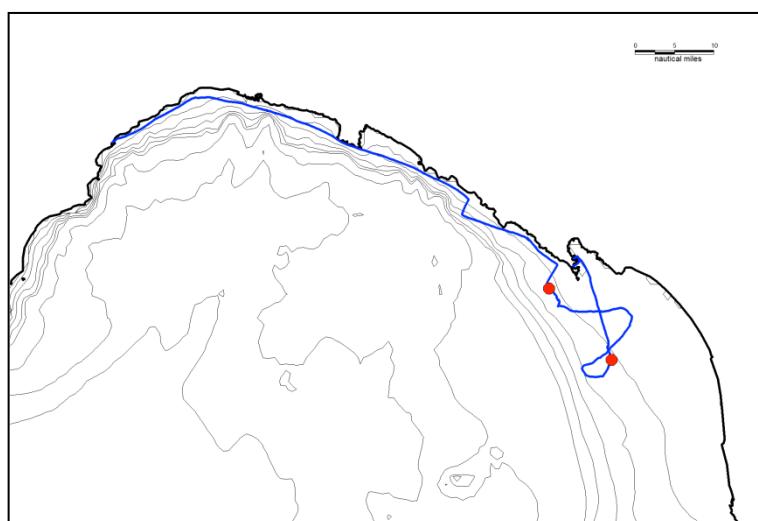


Figura 10. Campagna B. Uscita n° 4 del 09/03/11.
Percorso e posizione degli avvistamenti.

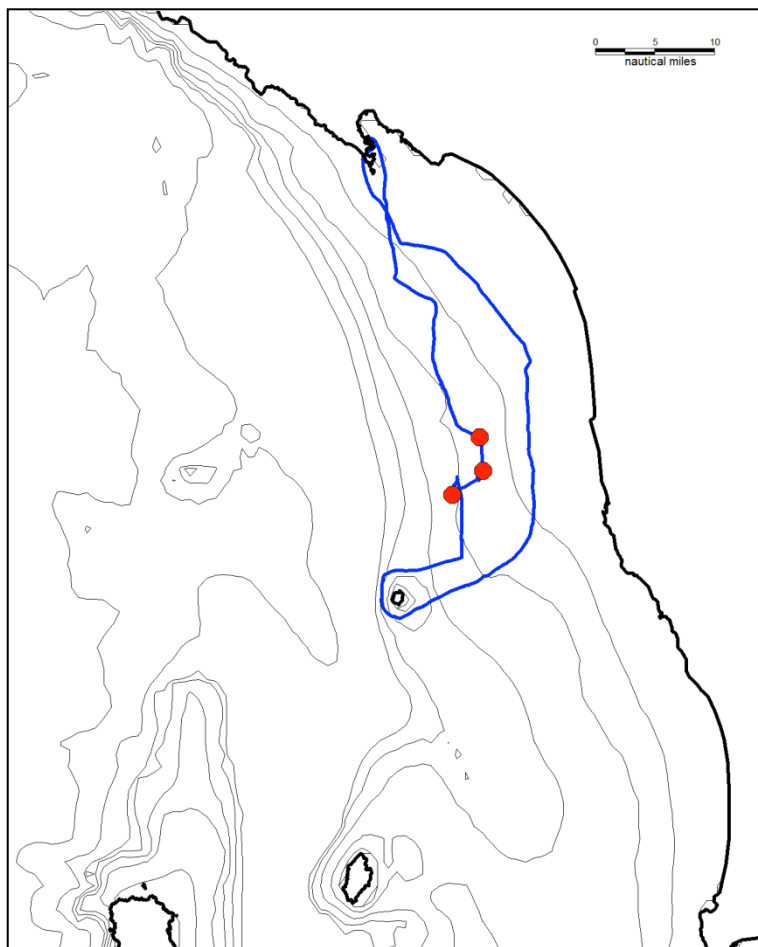


Figura 11. Campagna B. Uscita n° 5 del 10/03/11.
Percorso e posizione degli avvistamenti.

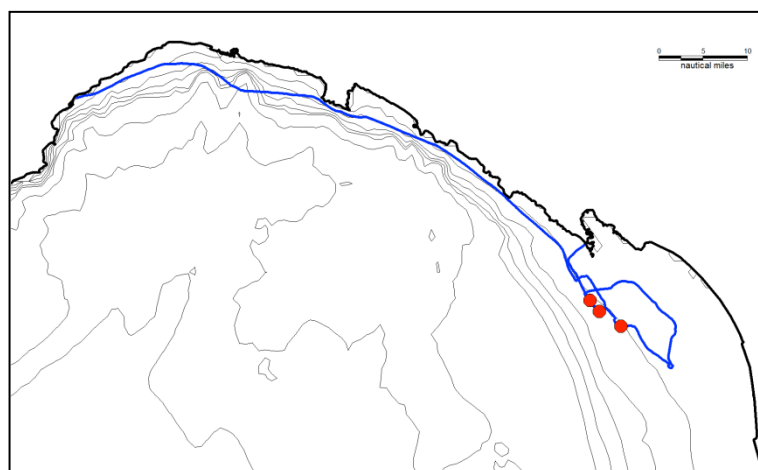


Figura 12 Campagna B. Uscita n° 6 (11/03/2011).
Percorso e posizione degli avvistamenti.

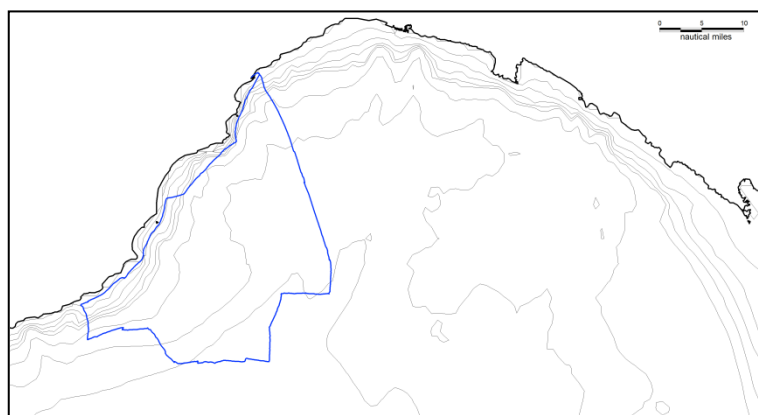


Figura 13. Campagna B. Uscita n° 3/b del 24/01/11.
 Il percorso effettuato per il rilevamento dei tursiopi
 è compreso entro la batimetria dei 150 m.

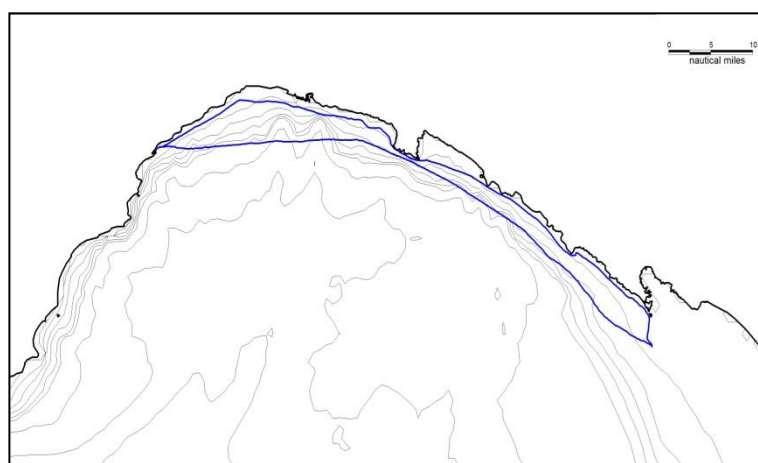


Figura 14. Campagna B. Uscita n° 4/b del 24/02/11.
 Il percorso effettuato per il rilevamento dei tursiopi
 è compreso entro la batimetria dei 150 m.

2.3.3 Campagna C

La campagna C è stata realizzata dal 04 al 09 aprile 2011. La tabella 9 riporta i valori di effort (in mn) e il numero di avvistamenti per uscita giornaliera, mentre la tabella 10, mostra per avvistamento, le coordinate geografiche, il numero di animali identificati tramite foto-id (vedi Allegato II) e il numero di animali avvistati (numero min – max stimato). Le fig. 15 – 20, illustrano in dettaglio i percorsi giornalieri e i relativi avvistamenti.

ID Uscita	Data	Effort (mn)	N. Avvistamenti
7	04/04/11	166	2
8	05/04/11	75	2
9	06/04/11	179	4
10	07/04/11	130	3
11	08/04/11	98	2
12	09/04/11	217	1

Tabella 9. Campagna C. Dettaglio dei valori di effort e numero di avvistamenti per uscita giornaliera

ID. uscita	ID Avvistamento	Coordinate		N. ind. Foto-id	N. Ind. (min-max)	N. ricatture
7	20110404_F_A014	43,05750° N	9,86825° E	15	10-20	3
7	20110404_F_A015	42,83551° N	10,27461° E	9	10-15	0
8	20110405_F_A016	42,69216° N	10,18938° E	2	2	0
8	20110405_F_A017	42,81641° N	10,19598° E	5	4-8	0
9	20110406_F_A018	42,82728° N	10,21558° E	5	5-10	2
9	20110406_F_A019	43,02488° N	9,90751° E	2	4	2
9	20110406_F_A020	43,00481° N	9,95148° E	5	5-10	3
9	20110406_F_A021	42,82985° N	10,25715° E	5	4-6	2
10	20110407_F_A022	43,26246° N	10,34521° E	2	2	1
10	20110407_F_A023	43,30228° N	10,26893° E	8	5-10	0
10	20110407_F_A024	43,28800° N	10,27990° E	11	10-15	3
11	20110408_F_A025	42,58631° N	10,11685° E	7	5-10	0
11	20110408_F_A026	42,54256° N	10,11650° E	10	5-15	2
12	20110409_F_A027	43,17356° N	10,36223° E	6	5-10	2

Tabella 10. Campagna C. Coordinate, numero di individui foto-identificati e numero stimato di individui (max – min) per avvistamento e per uscita giornaliera.

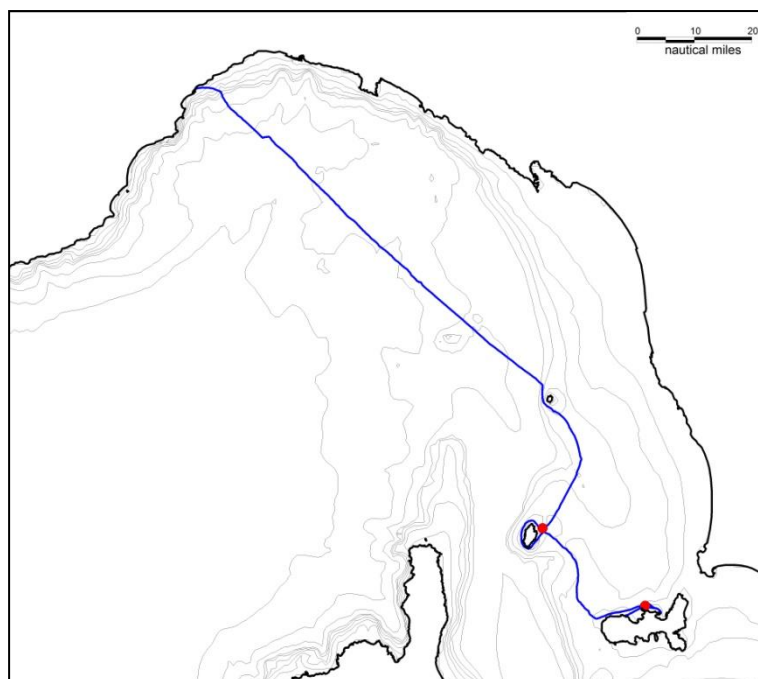


Figura 15. Campagna C. Uscita n° 7 del 04/04/11. Il percorso effettuato per il rilevamento dei tursiopi è compreso entro la batimetria dei 150 m, in rosso i rispettivi avvistamenti.

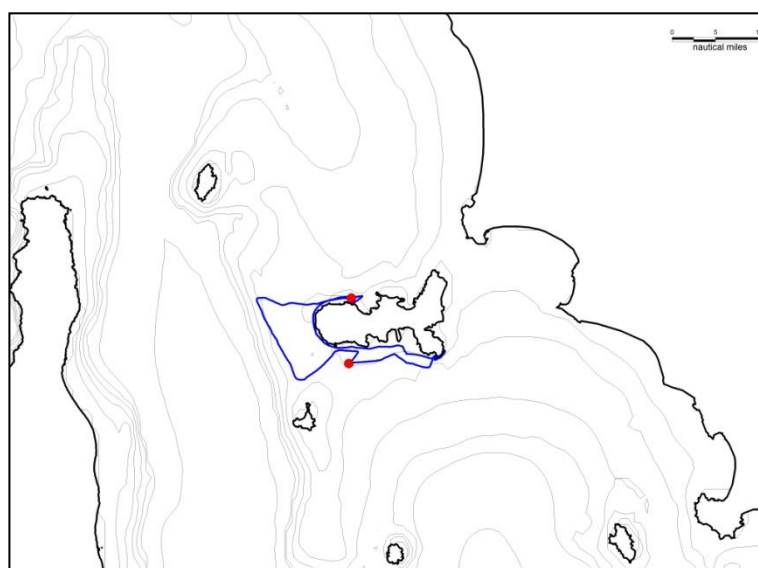


Figura 16. Campagna C. Uscita n° 8 del 05/04/11. Percorso effettuato con i rispettivi avvistamenti.

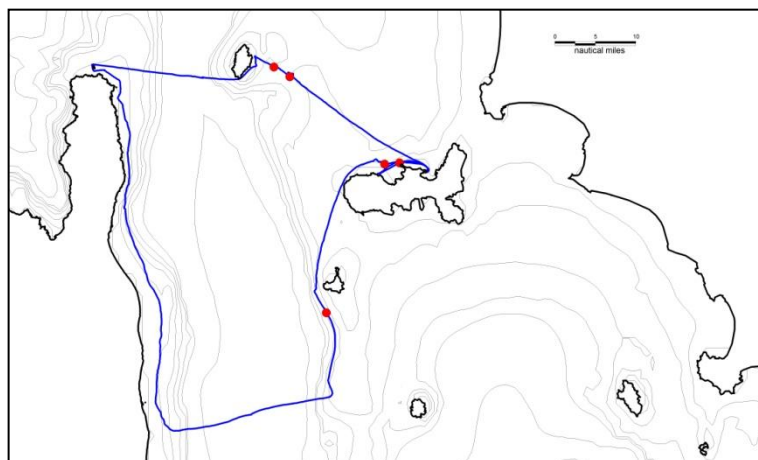


Figura 17. Campagna C. Uscita n° 9 del 06/04/11.
Percorso effettuato con i rispettivi avvistamenti.

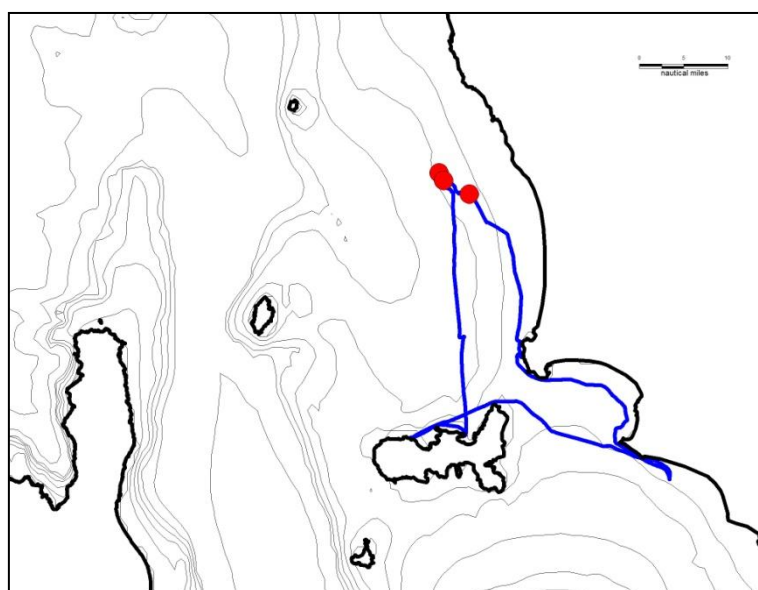


Figura 18 Campagna C. Uscita n° 10 del 07/04/11.
Percorso effettuato con i rispettivi avvistamenti.

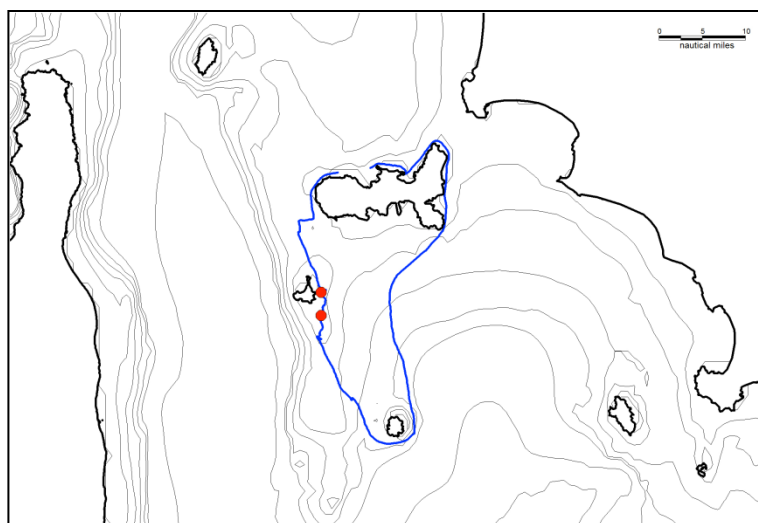


Figura 19. Campagna C. Uscita n° 11 del 08/04/11.
Percorso effettuato con i rispettivi avvistamenti.

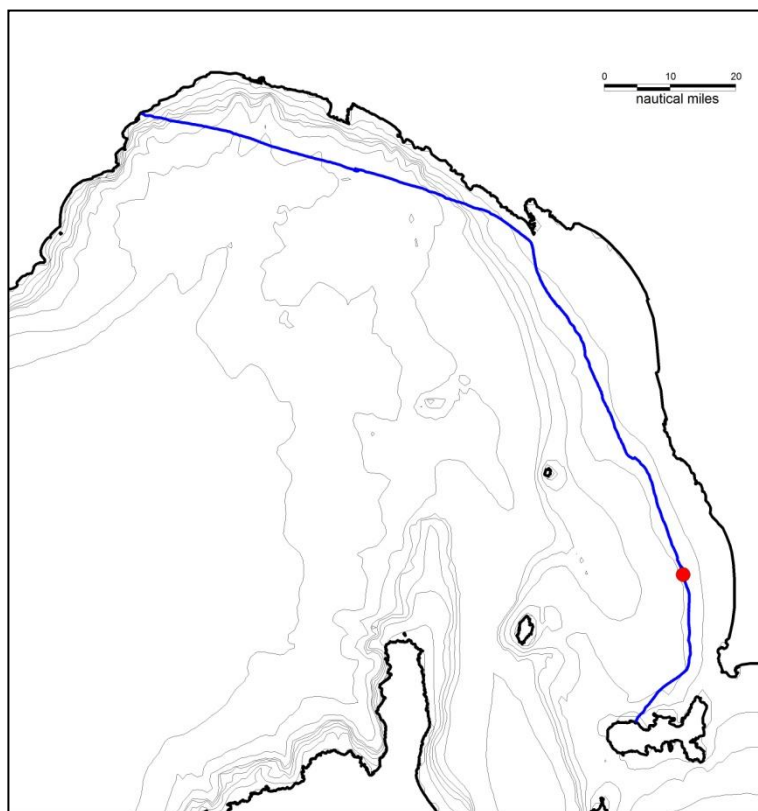


Figura 20. Campagna C. Uscita n° 12 del 09/04/11.
Percorso effettuato con i rispettivi avvistamenti.

3. Dati integrativi

I dati integrativi, di seguito elencati, sono messi a disposizione dal Dip.Te.Ris per le successive elaborazioni. In particolare, unitamente ai dati ottenuti dalle campagne GIONHA, sono utilizzati per le applicazioni previste dal contratto.

3.1 Dati integrativi delle campagne di ricerca svolte dal Dip.Te.Ris, nel periodo 2005 – 2009.

Complessivamente il Data-Base del Dip.Te.Ris., relativo agli anni 2005-2009, comprende **251** individui foto-identificati sul lato sinistro e **240** sul lato destro. Questi comprendono **205** individui identificati su entrambi i lati.

Complessivamente nel periodo considerato, le ricatture sono state **162** per gli esemplari identificati sul lato sinistro, con un minimo di 2 ricatture e un massimo di 8 per esemplare. Le ricatture sono state **150** per gli esemplari identificati sul lato destro, con un minimo di 2 ricatture e un massimo di 7 per esemplare.

An	N uscite	Effort (mn)
2005	8	754
2006	73	3567
2007	8	582
2008	3	257
2009	2	156

Tabella 11. DATA-BASE Dip.Te.Ris. Sforzo di campionamento annuale per campagne dedicate allo studio del tursiope.

Anno	N Avvistamenti	N tot Esemplari stimato
2005	9	251
2006	49	228
2007	17	180
2008	3	52
2009	2	15

Tabella 12. DATA-BASE Dip.Te.Ris. Tursiope, numero di avvistamenti e numero di esemplari avvistati per anno.

Anno	N Esemplari foto-id Lato sinistro	N Esemplari foto-id Lato destro
2005	54	51
2006	118	111
2007	59	60
2008	18	16
2009	2	2

Tabella 13. DATA-BASE Dip.Te.Ris. Tursiope, numero di esemplari foto-identificati annualmente.

Nelle figure 21-25 sono illustrate in sintesi le rotte eseguite durante i campionamenti dal 2005 al 2009.

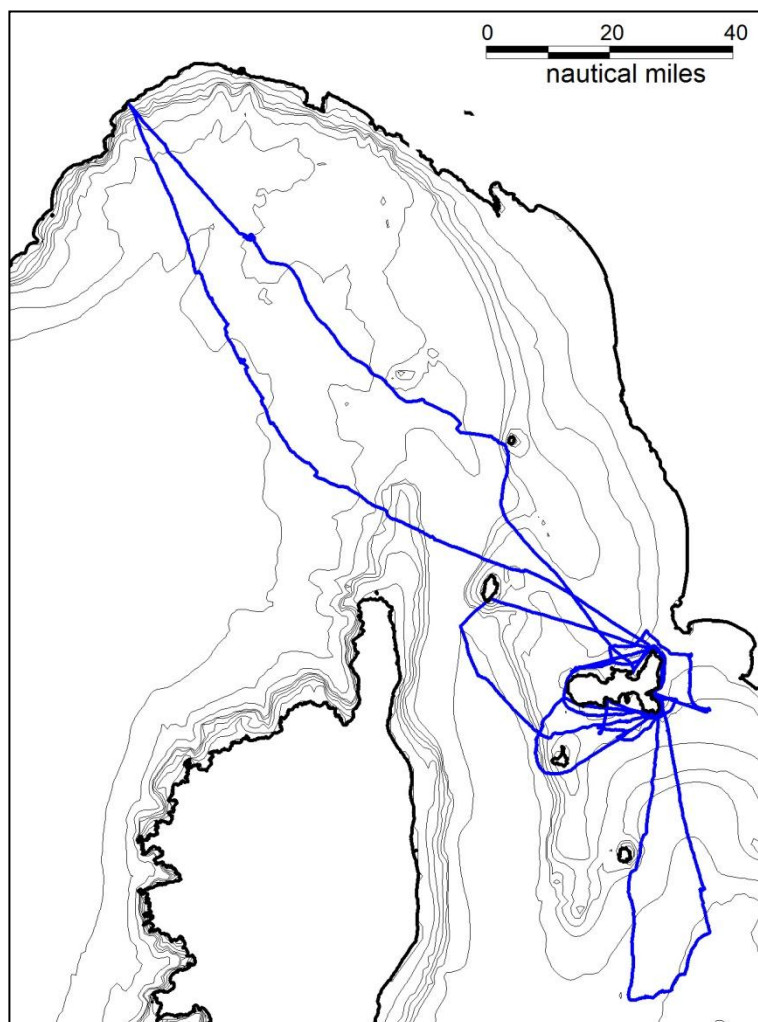


Figura 21. DATA-BASE Dip.Te.Ris. Tursiope, percorsi effettuati nell'anno 2005.

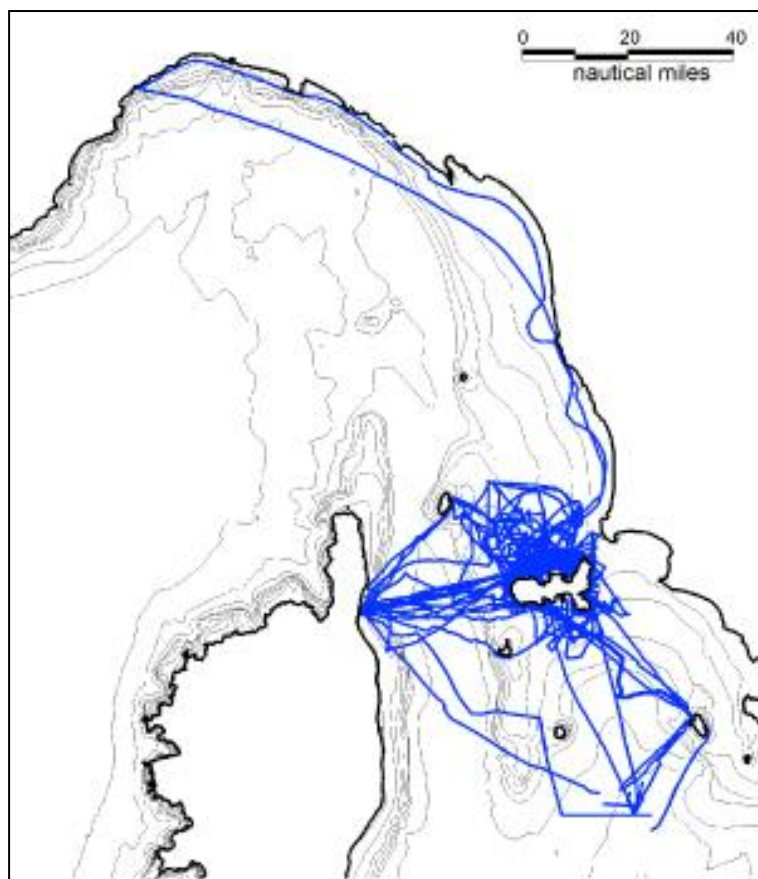


Figura 22. DATA-BASE Dip.Te.Ris. Tursiope, percorsi effettuati nell'anno 2006.

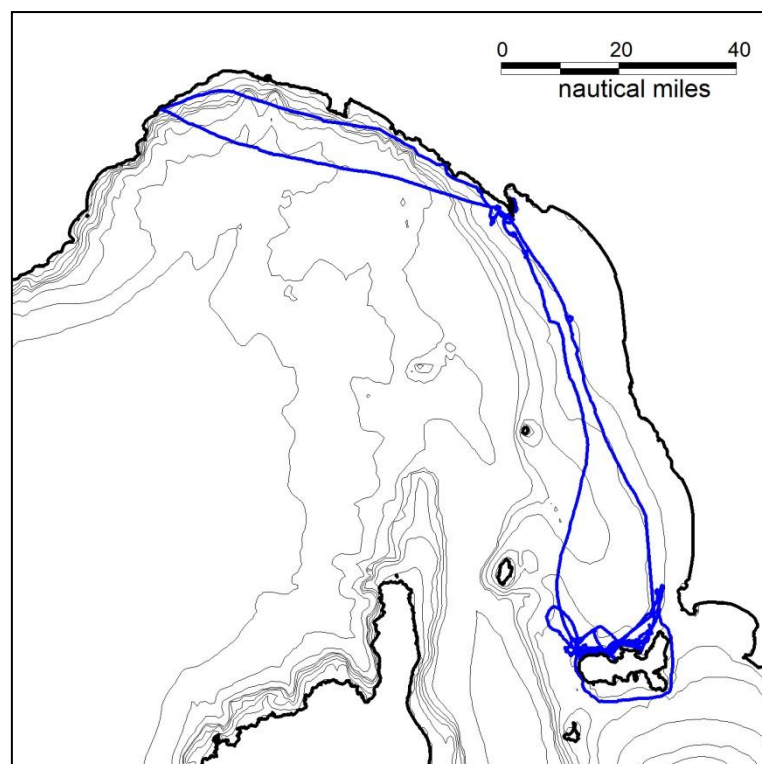


Figura 23. DATA-BASE Dip.Te.Ris.. Tursiope, percorsi effettuati nell'anno 2007.

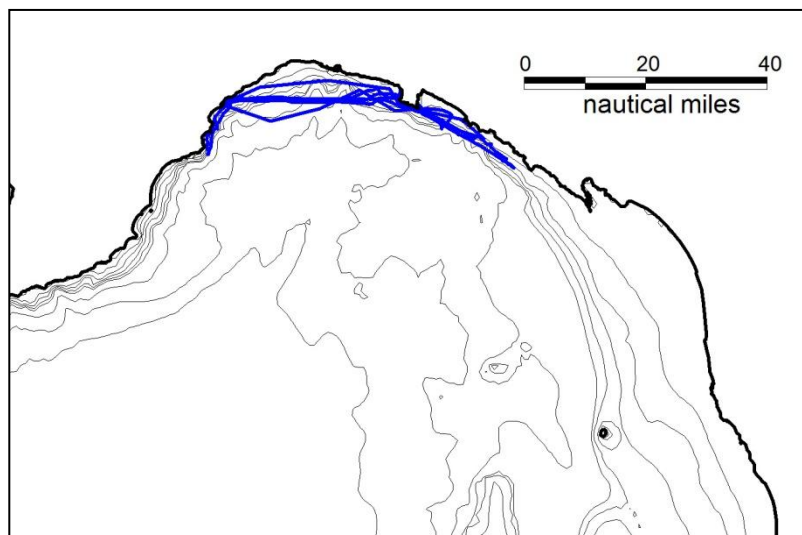


Figura 24. DATA-BASE Dip.Te.Ris.. Tursiope, percorsi effettuati nell'anno 2008.

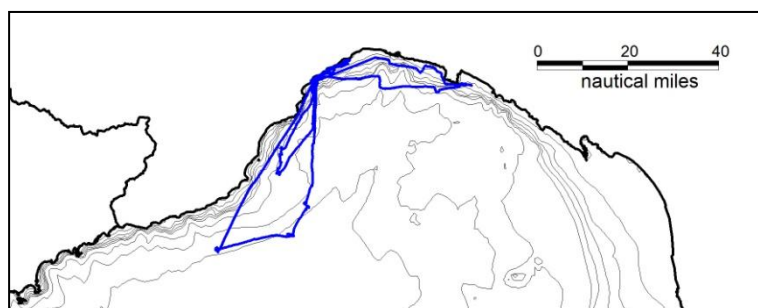


Figura 25. DATA-BASE Dip.Te.Ris.. Tursiope, percorsi effettuati nell'anno 2009.

Nelle figure 26 a 30, è illustrata per anno, la distribuzione degli avvistamenti effettuati durante i campionamenti relativi al periodo 2005 - 2009.

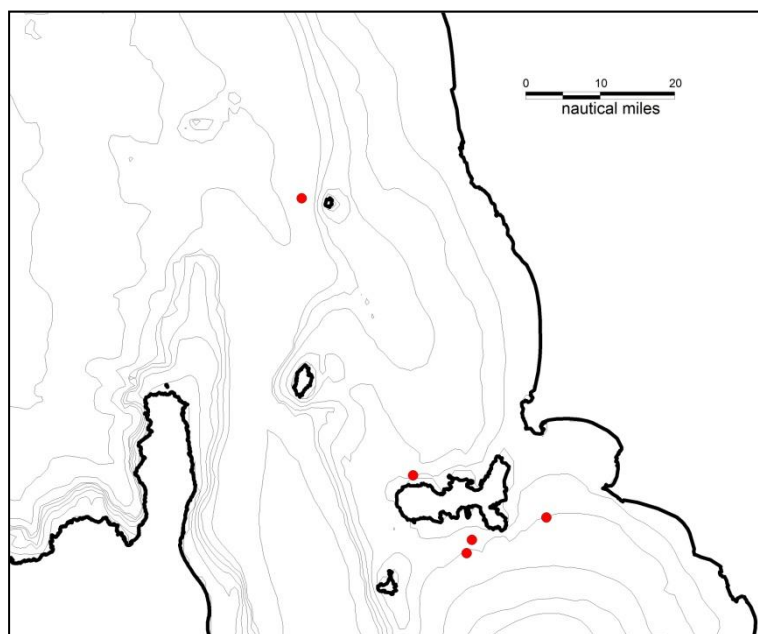


Figura 26. DATA-BASE Dip.Te.Ris. Tursiope, avvistamenti effettuati nell'anno 2005.

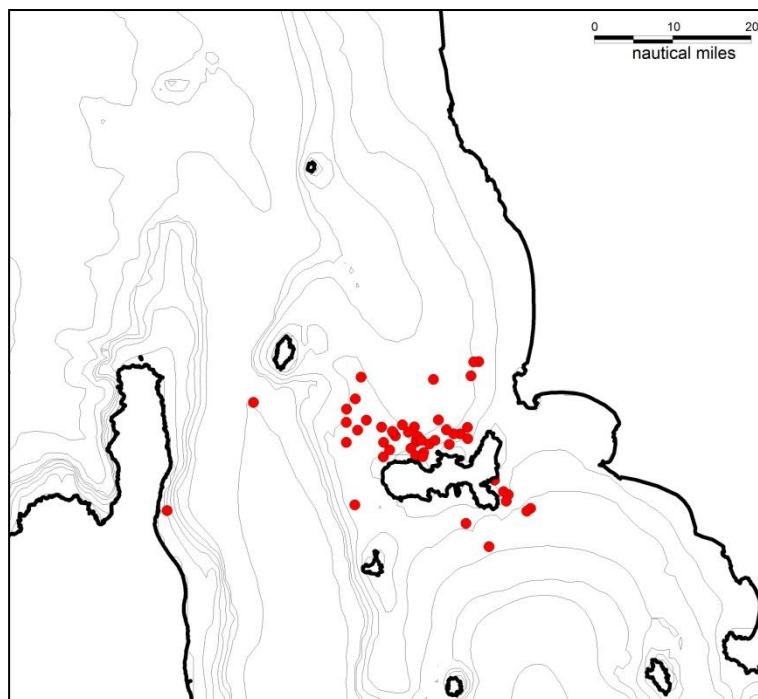


Figura 27. DATA-BASE Dip.Te.Ris. Tursiope, avvistamenti effettuati nell'anno 2006.

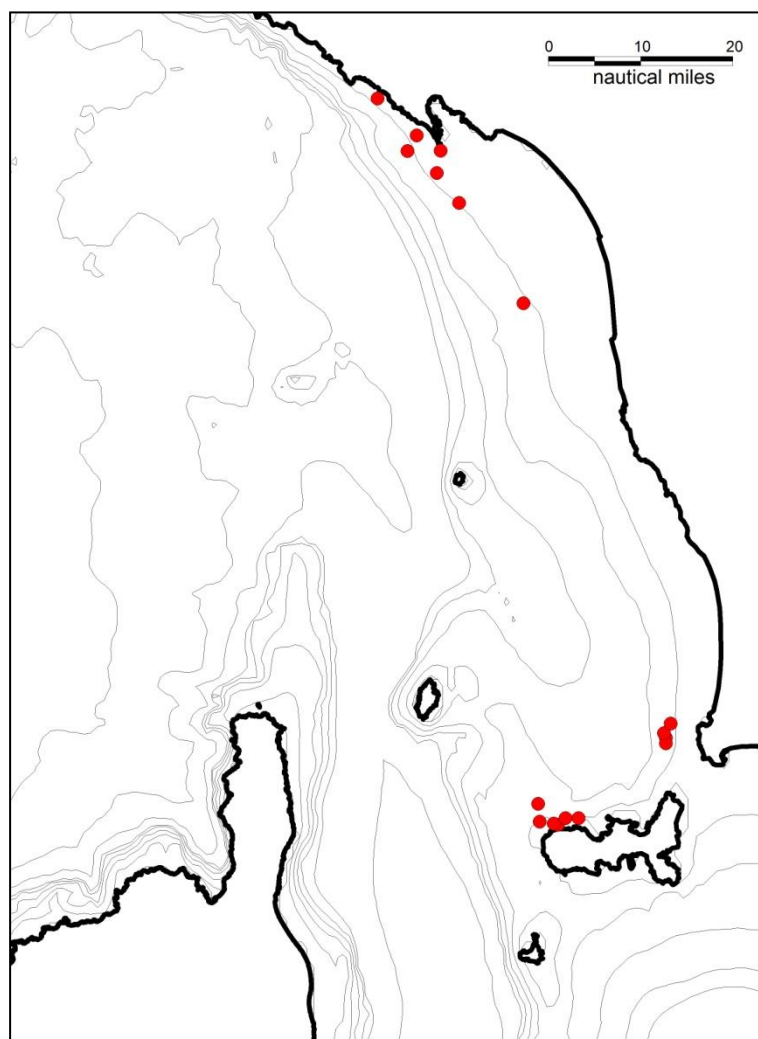


Figura 28. DATA-BASE Dip.Te.Ris. Tursiope, avvistamenti effettuati nell'anno 2007.

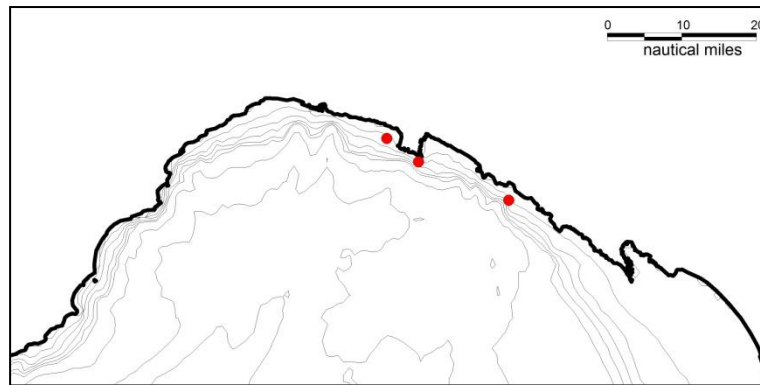


Figura 29. DATA-BASE Dip.Te.Ris. Tursiope, avvistamenti effettuati nell'anno 2008.

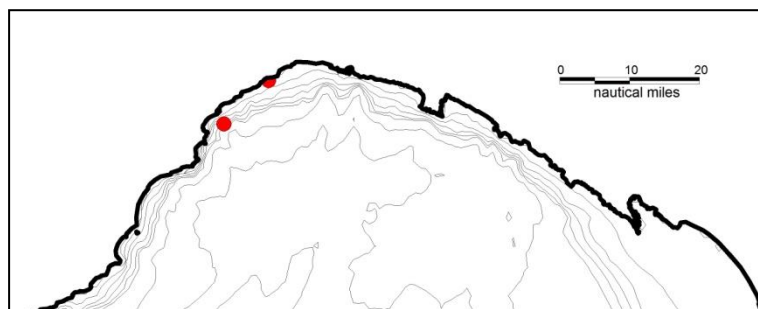


Figura 30. DATA-BASE Dip.Te.Ris. Tursiope, avvistamenti effettuati nell'anno 2009.

4. Stima della popolazione di tursiope

4.1 Tecniche di cattura-ricattura tramite la foto-identificazione

Ogni strategia di gestione prevede la conoscenza degli stock e in particolare del numero di individui della popolazione e le sue variazioni nel tempo (Evans & Hammond, 2004). Esistono diverse tecniche per stimare l'abbondanza di una popolazione ed il suo trend.

Una metodica, ampiamente utilizzata per diverse specie, è la cattura-marcatura-ricattura. Questa permette di stimare l'abbondanza della popolazione in funzione del numero di animali marcati e ricatturati in campionamenti successivi.

La tecnica della cattura-ricattura consiste di due fasi principali: la realizzazione del campionamento e la marcatura degli animali (Marten, 2007).

In una popolazione di dimensioni sconosciute N , un numero M di animali viene catturato e marcato, mentre resta un numero sconosciuto U di individui non marcati. In un campionamento successivo effettuato su n animali, m verranno marcati lasciando un numero u di individui non marcati. Quindi si avrà:

$$N = M + U$$

e

$$n = m + u$$

Il numero di individui marcati nel secondo evento di campionamento è rappresentativo della proporzione di individui marcati presenti nell'intera popolazione, secondo la relazione:

$$m : n = M : N$$

Dato che il numero di animali catturati e marcati durante ogni evento di campionamento è noto, sarà possibile stimare l'abbondanza della popolazione di marcati, che sarà:

$$N = \frac{nM}{m}$$

Esistono due metodi principali per stimare la popolazione totale, determinati dal fatto che la popolazione sia "chiusa" o "aperta", si hanno quindi modelli di popolazione chiusa e modelli di popolazione aperta.

In una popolazione chiusa si assume che l'abbondanza non vari durante il periodo di studio, mentre nel modello di popolazione aperta questa è lasciata libera di variare, in seguito a nascite, morte, migrazione o immigrazione di individui.

Come tutte le tecniche statistiche, il metodo della cattura-ricattura è valido se i dati rispettano una serie di assunti fondamentali sia che la popolazione sia chiusa o aperta (Choi Ying, 2001):

- Gli individui non devono perdere le loro marcature nel corso dello studio

- L'atto della marcatura non deve modificare la possibilità di sopravvivenza dell'individuo
- Le marcature devono essere riconoscibili con certezza e registrate durante ogni cattura
- Gli individui devono venire catturati indipendentemente.
- Gli individui si devono mischiare in maniera casuale con il resto della popolazione tra un campionamento ed il successivo.

4.1.1 Stima della popolazione totale

La stima dell'abbondanza totale della popolazione viene calcolata come

$$N_{tot} = \frac{\overline{N}}{\overline{\theta}}$$

Dove N_{tot} è la stima della popolazione totale, \overline{N} è la stima del numero di animali marcati presenti nella popolazione e $\overline{\theta}$ è la stima della proporzione di animali marcati nella popolazione. $\overline{\theta}$ è il valore medio ottenuto dai singoli θ calcolati per avvistamento, secondo la seguente formula:

$$\theta = \frac{N^{\circ} \text{marcati}}{N^{\circ} \text{totale Individui}}$$

Alla stima della popolazione totale va sempre associato il calcolo della varianza.

4.1.2 Modelli di popolazione chiusa

I modelli di popolazione chiusa presuppongono che nel corso dei campionamenti non ci siano nascite, morti, immigrazioni o emigrazioni permanenti degli individui costituenti la popolazione oggetto dello studio, a differenza dei modelli di popolazione aperta che descrivono e quantificano questi parametri (Wilson *et al.*, 1999).

Per poter applicare correttamente il modello di popolazione chiusa ad un set di dati è necessario rispettare quattro assunti, uno dei quali è appunto la chiusura demografica. La mancata validità di uno o più assunti genera errori nella stima (sottostima o sovrastima), poiché in questo caso il numero di catture di animali marcati non risulta rappresentativo della popolazione. Se verranno registrate un numero di catture di esemplari marcati maggiore, in proporzione, alla reale popolazione di marcati l'abbondanza risulterà sottostimata, viceversa si avrà sovrastima della popolazione.

Gli assunti fondamentali sono riportati di seguito (Campbell *et al.*, 2002; Shirakihara *et al.*, 2002; Chilvers & Cockeron, 2003; Irwin & Würsig, 2004).

- Gli individui marcati ed i non marcati devono avere uguale probabilità di sopravvivenza:

se il tasso di sopravvivenza diminuisce dopo la cattura, la popolazione verrà sovrastimata.

Il numero di individui, incontrati durante la seconda occasione di campionamento, è funzione di due probabilità: la probabilità di sopravvivenza degli individui e la probabilità che gli individui sopravvissuti vengano ri-catturati. La prima probabilità si riferisce alla sopravvivenza reale degli esemplari, i modelli di popolazione chiusa non tengono conto di essa, presupponendo un tasso di sopravvivenza reale pari a 1, in assenza di nascite, morti, migrazioni e immigrazioni. La seconda probabilità si riferisce alla probabilità di ricattura.

Il fatto che un individuo sia vivo e nell'area di campionamento non è garanzia di ricattura. Pertanto la proporzione di individui incontrati durante il campionamento dipenderà da quella che viene detta "sopravvivenza apparente", data dal prodotto di:

$$\Phi * \rho$$

Dove:

Φ = probabilità di sopravvivenza reale

ρ = probabilità di venire incontrati, che dipende dal tasso di incontro, a sua volta condizionato dalla presenza nell'area di campionamento.

- Gli animali marcati devono poter essere riconosciuti con certezza se ricatturati:

Il mancato riconoscimento avviene principalmente a seguito di due tipi di errori:

false positive = errore che occorre quando due individui diversi vengono identificati, durante il campionamento, come lo stesso individuo. Questo errore causa una sottostima dell'abbondanza di popolazione.

false negative = errore che avviene quando in ricatture diverse lo stesso esemplare viene catalogato come esemplari diversi. Questo errore causa una sovrastima

dell'abbondanza di popolazione.

- La cattura e la marcatura non devono influire sulla probabilità di ricattura (i marcati non imparano a evitare "trap shyness" o a essere attirati "trap happiness" dalle trappole):

si avrà sovrastima nel caso della *trap shyness* poiché la probabilità di cattura diminuisce, opposto sarà il caso della *trap happiness*, in cui la probabilità di cattura aumenta causando una sottostima dell'abbondanza.

- Durante ogni campionamento tutti gli individui della popolazione devono avere uguale probabilità di venire catturati:

eterogeneità nella probabilità di cattura causa la sottostima dell'abbondanza della popolazione.

Esistono diversi modelli di popolazione chiusa, il *Petersen estimator* è il più semplice e si applica quando si hanno soltanto due campionamenti, quindi due soli eventi di cattura, rispettivamente di dimensioni n_1 ed n_2 . Indicando con m_2 il numero di "ricatture", la dimensione totale della popolazione, N , sarà così stimata:

$$N = \frac{n_1 n_2}{m_2}$$

Nel caso in cui i campionamenti siano più di due (Seber, 1965; Schwartz & Seber, 1999), nei successivi eventi gli animali verranno catturati, marcati e rilasciati. Questo processo verrà ripetuto per ogni individuo durante ogni evento di campionamento. Pertanto secondo il modello di Seber si avrà:

1. n_1 numero di animali catturati, marcati e rilasciati nel primo campionamento
2. n_2 numero di animali catturati nel secondo campionamento
3. m_2 numero di animali ricatturati nel secondo campionamento che erano già stati catturati nel primo
4. n_3 numero di animali catturati nel terzo campionamento
5. m_3 numero di animali ricatturati nel terzo campionamento che erano già stati catturati nei campionamenti precedenti (primo, secondo o entrambi)
6. n_n numero di animali catturati nell' i -esimo campionamento
7. m_n numero di animali ricatturati nell' i -esimo campionamento che erano già stati catturati nei campionamenti precedenti

Dopo aver definito tali valori si procede al calcolo della stima di abbondanza come segue:

$$N_{1-2} = \frac{(n_1 * n_2)}{m_2}$$

$$N_3 = \frac{\{[(n_1 + n_2) - m_2] * n_3\}}{m_3}$$

$$N_n = \frac{\{[(\sum n_{i-1}) - m_{i-1}] * n_i\}}{m_i}$$

La stima della popolazione dei marcati sarà data dalla media aritmetica:

$$N_{totMarcati} = \frac{(N_1 + N_2 + N_i)}{i}$$

Alla fine dell'esperimento ogni animale avrà una propria documentazione delle catture basata, per convenzione, su un sistema binario: si riporterà *1* ogni volta che l'individuo verrà ricatturato durante i campionamenti, viceversa all'individuo verrà associato il valore *0*. La stima di popolazione per risultare valida deve comunque rispettare gli assunti del metodo, sia che i campionamenti siano due sia che siano molteplici.

Per far fronte a questo problema Otis *et al.* (1978) e Chao (1987), hanno formulato una serie di modelli (per un totale di 11) che differiscono, per diversi motivi, nella violazione dell'assunto di uguale probabilità di cattura tra gli individui. Questi modelli esaminano 3 fonti principali di variabilità nella probabilità di cattura:

- 1) Causata dal tempo, considera che le probabilità di cattura varino tra i periodi di campionamento, ma che tutti gli animali abbiano uguale probabilità di essere catturati all'interno dello stesso campionamento.
- 2) In risposta al comportamento, in cui gli animali vengono attratti o sfuggono alle "trappole" dopo la prima cattura
- 3) Legata all'eterogeneità individuale.

Gli 11 modelli sono tutti basati su queste tre variabili e sulle loro combinazioni.

4.1.3 Foto-identificazione

Prevede l'uso di segni detti *mark*, presenti sul corpo di molte specie di cetacei.

I *mark*, come un'impronta digitale, permettono di riconoscere ogni individuo in maniera univoca.

La raccolta dei dati avviene, tramite la "cattura-fotografica": durante ogni campionamento la parte del corpo maggiormente marcata di ogni esemplare viene fotografata. Un individuo ben riconoscibile è uno che presenta, non una singola caratteristica ma, un insieme di segni che risultano essere complessivamente distintivi e univoci per gli individui (Würsig & Jefferson, 1990).

La tecnica della foto-identificazione, con l'uso di *mark* naturali, presenta indubbi vantaggi rispetto alle tecniche tradizionali usate nella cattura-ricattura. Il più ovvio è che gli animali non vengono fisicamente catturati e marcati: l'impatto sul comportamento e variazioni sul tasso di sopravvivenza dell'esemplare catturato vengono ridotte al minimo.

Quindi tale tecnica non influisce in modo significativo sulla probabilità di ricattura (cattura e ricattura hanno uguale probabilità). Questo metodo si è ampiamente diffuso nello studio dei cetacei. Le specie che possono essere studiate tramite foto-identificazione sono caratterizzate da diversi tipi di *mark*, che possono essere localizzati in diverse zone del corpo.

Per ognuna di esse è importante individuare i *mark* più significativi.

Non tutte le specie di cetacei presentano comunemente *mark* utili all'identificazione degli individui, ma tutte le specie possono presentare cicatrici dovute a particolari interazioni, spesso negative, con imbarcazioni o attrezzi da pesca.

Non sono rari infatti gli avvistamenti di esemplari che presentano segni di eliche, o graffi dovuti ad intrappolamento nelle reti da pesca (linee disposte in parallelo e perpendicolare a costituire un reticolo) o nei palamiti (linea singola molto lunga). Nei casi più gravi si sono registrate ferite più profonde come porzioni mancanti della pinna caudale o collasso della pinna dorsale. Altri tipi di cicatrici possono essere dovuti ad attacchi da parte di predatori come squali od orche. Anche in questo caso dai segni lasciati si può risalire alla causa, in quanto i denti del predatore.

I *mark* più comunemente presenti nei cetacei sono:

notch (tacca) = Le tacche sono delle parti mancanti di tessuto lungo il bordo posteriore della pinna dorsale o della caudale.

protruding piece (porzioni sporgenti) = Pezzo di tessuto sporgente dal margine posteriore della pinna dorsale.

scrape (graffi) = sono graffi di vario colore, possono essere di diverso spessore e lunghezza. Possono essere linee singole, più linee parallele tra loro o che si intersecano.

tooth rake (segni dentali) = graffi multipli paralleli tra loro. Sono segni lasciati dai denti durante interazioni sociali (aggressive e non) intra- ed interspecifiche.

back indentation (tacca posteriore)= porzioni mancanti di tessuto alla base della pinna dorsale in posizione posteriore ad essa.

Per tutte le specie il protocollo prevede di fotografare (con una macchina fotografica reflex-digitale munita di teleobiettivo 70-300 mm) in modo random, perpendicolarmente all'asse dell'animale e indipendentemente dal grado di marcatura degli animali incontrati.

Si tende a fotografare in modalità sequenziale gli individui, il metodo più efficiente consiste nell'anticipare l'emersione del soggetto, in modo da riuscire a fotografare l'intera sequenza dell'atto respiratorio corrispondente a 3 -6 fotogrammi per individuo.

È importante riuscire a fotografare gli animali su entrambi i lati, destro e sinistro, ciò permette la completa identificazione dell'esemplare.

Foto-identificazione per la specie *Tursiops truncatus*

L'uso della tecnica di foto-identificazione nel tursiope è molto diffuso, poiché questa specie presenta *mark* naturali spesso molto evidenti. Le parti del corpo che vengono fotografati sono la pinna ed i fianchi.

È importante fotografare sia il lato destro che il sinistro di ogni esemplare, poiché i segni presenti nei due lati, molto frequentemente, non sono gli stessi.

I principali tipi di *mark* sono (Wilson *et al.*, 1999):

- notch: pezzo di tessuto mancante dal profilo della pinna dorsale
- major scratches: graffi di grandi dimensioni
- white fin-fringe: zona bianca, depigmentata, della pinna dorsale
- minor scratches: graffi di piccole dimensioni
- unusually: forme insolite della pinna dorsale
- deformity: deformità della pinna dorsale o del dorso.

4.1.4 Vantaggi e svantaggi nell'uso dei natural mark

Riconoscere gli individui di una popolazione dai segni naturalmente presenti sul loro corpo, presenta indubbi vantaggi nell'usare questo metodo per "marcarli" piuttosto che usare marcature artificiali (Hammond, 1986).

Il vantaggio maggiore è che gli animali non vengono sottoposti a stress perché non subiscono mai cattura né marcatura, nel senso letterale del termine. Un altro vantaggio è la permanenza di questa tipologia di *mark* a differenza delle *tag* o delle marcature artificiali, queste non possono cadere o perdersi, in quanto naturalmente presenti sul corpo dell'individuo. Inoltre, essendo naturali, non influenzano in alcun modo il comportamento dell'individuo, in tal modo la probabilità di cattura e la probabilità di sopravvivenza dopo la marcatura risultano uguali per tutti gli individui.

Questo metodo presenta anche degli svantaggi. Il tempo impiegato per riconoscere un individuo basandosi sui *mark* naturali è molto maggiore rispetto a quello richiesto da una *tag* o da altri *mark* artificiali, il riconoscimento risulta comunque più semplice nel caso di individui che presentano numerosi *mark*. È inoltre semplice fare errori di riconoscimento, poiché il *mark* naturale è come un disegno, non è facilmente riconoscibile come un numero od una targhetta colorata codificata. Esiste anche la possibilità che questi segni naturali cambino nel tempo, complicando o impedendo il riconoscimento dell'esemplare oppure che due o più individui posseggano *mark* talmente simili da risultare indistinguibili. Di seguito si tratteranno, più nello specifico, alcuni di questi vantaggi e svantaggi, considerando gli effetti sulla stima della popolazione.

CAMBIAMENTI DEI NATURAL MARK CON IL TEMPO

I *mark* naturali scelti per riconoscere gli individui in una popolazione dovrebbero essere permanenti, non dovrebbero quindi cambiare per tutta la durata del campionamento. Se così non fosse, un animale marcato che è stato fotografato e catalogato non verrebbe più riconosciuto se ricatturato: questo problema è equivalente alla perdita delle targhette

L'effetto del cambiamento dei *mark* nel tempo determina la sovrastima della popolazione, poiché viene registrato un numero di ricatture minore di quelle effettivamente realizzate. Pertanto se tali segni cambiano velocemente e radicalmente risultano inutilizzabili in uno studio di cattura-ricattura (Hammond, 1986). Come viene fatto per le *tag*, anche per i *mark* naturali si può stimare il tasso di perdita (o cambiamento), per testarne la durabilità. Il cambiamento dei diversi tipi di *mark* si può studiare e quantificare se si posseggono più foto dello stesso esemplare in tempi diversi.

UNICITÀ DEI NATURAL MARK

L'utilizzo di *mark* naturali prevede la possibilità che due individui posseggano segni talmente simili da risultare indistinguibili. La probabilità che una combinazione di *mark* molto simili si ripeta in ugual modo in altri individui della popolazione può essere stimata conoscendo la quantità di informazioni contenuta in una combinazione di *mark* insieme all'abbondanza della popolazione (Hammond, 1986). Ad esempio Payne *et al.* (1983) hanno stimato per la balena franca australe il numero di forme di callosità distinguibili dalle fotografie delle teste, ottenendo un valore pari a 10^{14} . Pur riducendo questo valore della metà (10^7) e dando una stima della popolazione, ottimisticamente alta, di 10000 animali, la probabilità di avere un doppione all'interno della popolazione sarebbe molto bassa (1 su 2 milioni).

RICONOSCIBILITÀ DEI NATURAL MARK

Uno degli assunti della cattura-ricattura è che un animale marcato deve essere riconosciuto con certezza se ricatturato. Se così non fosse l'abbondanza della popolazione risulterebbe sovrastimata. Per evitare che ciò accada è necessario utilizzare per l'analisi fotografica soltanto foto ad alta qualità in cui tutti i *mark* sono chiaramente visibili e distinguibili (Wilson *et al.*, 1999). Ad ogni foto può essere assegnato un livello di qualità, assegnando un valore ad ognuno dei seguenti fattori, da cui la qualità stessa dipende (Arnbom, 1987):

- messa a fuoco = determina la nitidezza della foto
- percentuale occupata = area occupata dal soggetto in proporzione all'area totale.
- inclinazione = angolo tra l'asse del corpo (o parte di esso) del soggetto fotografato e la superficie dell'acqua. Quando la porzione da fotografare (coda, pinna dorsale, ecc) è perpendicolare all'acqua l'inclinazione è di 0 gradi.
- esposizione = determina il grado di luminosità della fotografia. È la giusta combinazione di tre fattori: diaframma, tempo di scatto, ISO. Il diaframma è il foro posto fra le lenti dell'obiettivo; variando il diametro della sua apertura aumenta o diminuisce la quantità di luce che attraversa l'obiettivo e raggiunge la pellicola o il sensore (nel caso di macchine digitali). Nella fotografia d'azione o di soggetti in movimento, come i cetacei, è fondamentale scegliere prima di tutto il tempo di scatto e successivamente, aiutandosi con l'esposimetro, impostare il diaframma adatto. Un tempo di scatto adeguato (almeno 1/1000 di secondo) congelerà il movimento. Infine l'ultimo fattore che determina l'esposizione è la sensibilità che rappresenta la ricettività alla luce. Si misura in ISO, valore che indica il numero di ricettori luminosi.
- orientamento = è l'angolo tra la superficie fotografata ed il piano perpendicolare all'asse dell'obiettivo.
- percentuale visibile = percentuale dell'area di interesse fotografata. Ad esempio se la pinna dorsale è completamente visibile (totalmente emersa) questo valore sarà del 100%.

RISPOSTE COMPORTAMENTALI ED ETEROGENEITÀ

La tecnica della foto-identificazione non prevede alcun contatto con gli animali, per tale motivo le risposte comportamentali degli esemplari agli eventi di cattura risultano notevolmente inferiori a quelle derivanti dall'uso di marcature tradizionali. Ciò nonostante in alcune specie si sono registrati dei comportamenti particolari in seguito alla cattura, catalogati come: *trap shy* e *trap happy* (Wilson *et al.*, 1999). Entrambi modificano le future probabilità di ricattura, causando un errore nella stima della popolazione.

Il comportamento "*trap shy*" si ha quando, in seguito ad un evento di cattura, gli animali imparano ad evitare la ricattura negli eventi successivi. In tal caso la probabilità di ricattura sarà più bassa, causando una sovrastima della popolazione. Nei cetacei tale comportamento si verifica in specie con carattere particolarmente elusivo, che non tendono quindi ad avvicinarsi all'imbarcazione, oppure in seguito a particolari situazioni come la presenza di piccoli, o particolari traumi legati alla storia individuale dell'esemplare.

Il “*trap happy*” è il comportamento opposto: l’individuo, dopo un primo evento di cattura, risulta attratto dalla ricattura aumentando, così, le probabilità di ricattura. Ne deriva una sottostima della popolazione. Ad esempio in alcune balene si è registrato un cambiamento nel comportamento, dopo la prima “cattura fotografica”: alcuni esemplari sono diventati più amichevoli e quindi più fotografabili.

La tecnica della foto-identificazione non influisce quindi sulla probabilità di sopravvivenza degli individui, ma nonostante ciò la probabilità di venire ricatturati può non essere uguale per tutti. Tale eterogeneità nella probabilità di cattura solitamente è legata al comportamento individuale dei singoli esemplari. Le preferenze individuali per certe aree possono, ad esempio, influire sulla probabilità di incontrare un animale; differenze nei tempi di emersione o un comportamento schivo nei confronti dell’imbarcazione possono influire sulla probabilità di ottenere foto utilizzabili. L’eterogeneità della probabilità di cattura causa la sottostima della popolazione (Wilson *et al.*, 1999).

Altra fonte di eterogeneità nella probabilità di cattura è data dal comportamento assunto dal fotografo. Per evitare che alcuni individui vengano più “ricatturati” di altri bisogna fotografare tutti gli individui presenti, da entrambi i lati, o comunque fotografare in modo random, non soffermandosi, ad esempio, sul più marcato o sul più vicino all’imbarcazione (Auger Méthé & Whitehead, 2007).

4.1.5 Matching

Gli esemplari vengono riconosciuti in base al profilo della pinna dorsale e per la presenza di *natural mark* sulla pinna stessa e sui fianchi.

Ogni fotografia è stata catalogata seguendo le istruzioni riportate per la creazione di un database fotografico nella piattaforma INTERCET.

Nel caso in cui le foto ritraevano più animali, si è indicato con una freccia quale fosse l’animale in questione. Ciascuna foto è stata archiviata con un codice contenente: codice individuo _ lato DX o SX _ data di scatto _ codice di avvistamento _ codice automatico assegnato dalla fotocamera. Dopo l’inserimento in INTERCET ciascuna foto è stata osservata e comparata con le altre presenti nella piattaforma INTERCET.

4.2 Risultati

4.2.1 Stima di abbondanza sulla popolazione - area Liguria-Arcipelago Toscano

Le stime di abbondanza sono state calcolate utilizzando l'intero set di dati presenti nel database Dip.Te.Ris (Menkab: Campagne GIONHA 2010-11; Dati integrativi 2005-09).

Le stime sono state fatte separatamente per i lati destri e sinistri.

LATI DESTRI

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti applicando il modello di popolazione chiusa (Petersen e Schnabel).

File: **tt 2011 R**

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **88** Number of individuals = **307**

Model: Closed (**Petersen**)

1	2	11.0	(se	5.2)	95% c.i.	2.4	-	19.6
2	3	23.0	(se	9.6)	95% c.i.	7.2	-	38.8
3	4	25.7	(se	8.7)	95% c.i.	11.4	-	39.9
4	5	89.0	(se	56.6)	95% c.i.	-4.1	-	182.1
5	6	125.0	(se	80.6)	95% c.i.	-7.6	-	257.6
6	7	20.0	(se	6.3)	95% c.i.	9.6	-	30.4
7	8	23.0	(se	12.7)	95% c.i.	2.1	-	43.9
8	9	63.0	(se	39.3)	95% c.i.	-1.6	-	127.6
9	10	39.0	(se	23.4)	95% c.i.	0.6	-	77.4
10	11	24.0	(se	13.9)	95% c.i.	1.2	-	46.8
11	12	24.0	(se	13.9)	95% c.i.	1.2	-	46.8
12	13	14.0	(se	7.5)	95% c.i.	1.7	-	26.3
15	16	55.0	(se	32.7)	95% c.i.	1.1	-	108.9
16	17	15.0	(se	8.2)	95% c.i.	1.5	-	28.5
17	18	11.0	(se	5.7)	95% c.i.	1.6	-	20.4
18	19	5.0	(se	2.2)	95% c.i.	1.3	-	8.7
21	22	9.0	(se	4.2)	95% c.i.	2.0	-	16.0
24	25	65.0	(se	40.3)	95% c.i.	-1.3	-	131.3
25	26	11.0	(se	5.2)	95% c.i.	2.4	-	19.6
26	27	23.0	(se	11.2)	95% c.i.	4.5	-	41.5
27	28	23.0	(se	11.2)	95% c.i.	4.5	-	41.5
28	29	3.0	(se	1.2)	95% c.i.	1.0	-	5.0
29	30	1.0	(se	0.0)	95% c.i.	1.0	-	1.0
30	31	4.0	(se	0.0)	95% c.i.	4.0	-	4.0
31	32	5.7	(se	1.0)	95% c.i.	4.1	-	7.3
32	33	19.0	(se	10.7)	95% c.i.	1.4	-	36.6
33	34	29.0	(se	17.0)	95% c.i.	1.0	-	57.0
34	35	17.0	(se	9.2)	95% c.i.	1.8	-	32.2
35	36	50.0	(se	28.3)	95% c.i.	3.5	-	96.5
36	37	36.4	(se	9.3)	95% c.i.	21.0	-	51.8
37	38	65.0	(se	40.3)	95% c.i.	-1.3	-	131.3
38	39	83.0	(se	51.9)	95% c.i.	-2.4	-	168.4
41	42	24.0	(se	13.9)	95% c.i.	1.2	-	46.8
42	43	29.0	(se	17.0)	95% c.i.	1.0	-	57.0
43	44	65.0	(se	40.3)	95% c.i.	-1.3	-	131.3
44	45	54.0	(se	32.9)	95% c.i.	-0.1	-	108.1

45	46	24.0	(se	13.9)	95% c.i.	1.2	-	46.8
46	47	29.0	(se	17.0)	95% c.i.	1.0	-	57.0
47	48	101.0	(se	63.6)	95% c.i.	-3.5	-	205.5
48	49	135.0	(se	86.9)	95% c.i.	-8.0	-	278.0
49	50	63.0	(se	39.3)	95% c.i.	-1.6	-	127.6
50	51	95.0	(se	60.5)	95% c.i.	-4.5	-	194.5
51	52	47.0	(se	27.8)	95% c.i.	1.2	-	92.8
52	53	39.0	(se	22.9)	95% c.i.	1.3	-	76.7
53	54	89.0	(se	56.6)	95% c.i.	-4.1	-	182.1
54	55	8.0	(se	0.0)	95% c.i.	8.0	-	8.0
55	56	95.0	(se	60.5)	95% c.i.	-4.5	-	194.5
56	57	47.0	(se	27.8)	95% c.i.	1.2	-	92.8
57	58	7.0	(se	3.2)	95% c.i.	1.7	-	12.3
58	59	11.0	(se	5.2)	95% c.i.	2.4	-	19.6
59	60	19.0	(se	5.8)	95% c.i.	9.5	-	28.5
60	61	49.0	(se	29.7)	95% c.i.	0.2	-	97.8
61	62	59.0	(se	36.0)	95% c.i.	-0.3	-	118.3
62	63	23.0	(se	11.2)	95% c.i.	4.5	-	41.5
63	64	27.0	(se	13.2)	95% c.i.	5.2	-	48.8
64	65	92.3	(se	37.9)	95% c.i.	29.9	-	154.7
65	66	69.0	(se	32.2)	95% c.i.	16.1	-	121.9
66	67	48.0	(se	21.9)	95% c.i.	12.0	-	84.0
67	68	48.0	(se	21.9)	95% c.i.	12.0	-	84.0
72	73	27.0	(se	13.2)	95% c.i.	5.2	-	48.8
73	74	69.0	(se	42.4)	95% c.i.	-0.7	-	138.7
74	75	49.0	(se	29.7)	95% c.i.	0.2	-	97.8
75	76	19.0	(se	9.2)	95% c.i.	3.8	-	34.2
76	77	3.0	(se	1.2)	95% c.i.	1.0	-	5.0
77	78	5.0	(se	2.2)	95% c.i.	1.3	-	8.7
78	79	11.0	(se	5.7)	95% c.i.	1.6	-	20.4
79	80	7.0	(se	3.2)	95% c.i.	1.7	-	12.3
80	81	19.0	(se	9.2)	95% c.i.	3.8	-	34.2
81	82	109.0	(se	70.0)	95% c.i.	-6.2	-	224.2
82	83	98.0	(se	62.6)	95% c.i.	-5.0	-	201.0
83	84	26.0	(se	14.4)	95% c.i.	2.3	-	49.7
84	85	11.0	(se	5.7)	95% c.i.	1.6	-	20.4
85	86	5.7	(se	1.0)	95% c.i.	4.1	-	7.3
86	87	9.0	(se	4.2)	95% c.i.	2.0	-	16.0
87	88	9.0	(se	4.2)	95% c.i.	2.0	-	16.0
90	91	15.0	(se	7.2)	95% c.i.	3.1	-	26.9
91	92	21.0	(se	5.4)	95% c.i.	12.1	-	29.9
92	93	26.5	(se	10.9)	95% c.i.	8.5	-	44.5
93	94	8.0	(se	0.0)	95% c.i.	8.0	-	8.0
94	95	53.0	(se	32.6)	95% c.i.	-0.6	-	106.6

File: **tt 2011-R**

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **88** Number of individuals = **307**

Model: Closed (**Schnabel**)

Estimated population size = **419.5984**

(Likelihood 95%c.i. = **366.5 - 483.6**)

Log-likelihood = -1027.1229; Akaike Information Criterion (AIC)= 2056.2458

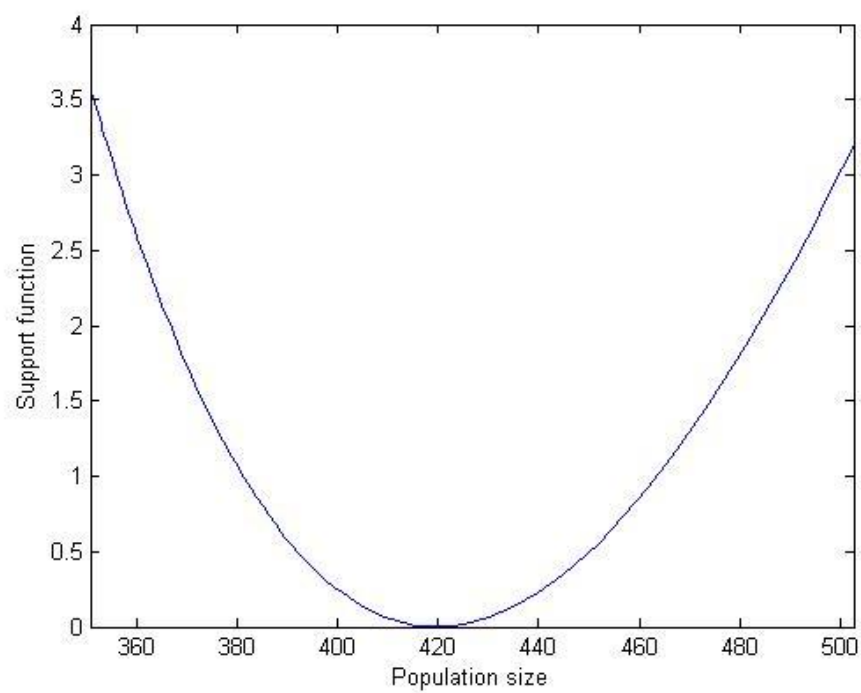


Figura 31. Grafico relativo alla stima di popolazione ottenuto applicando il modello di popolazione chiusa (Petersen-Schnabel) ai lati destri

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti applicando il modello di popolazione aperta (Jolly-Seber e Mortality).

File: **tt 2011 R**

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **88** Number of individuals = **307**

Model: **Jolly-Seber**

Sample	N	Surv. Rate	Birth	Nos
2	NaN	1.320	NaN	
3	46.2	1.111	-26.1	
4	25.2	1.778	Inf	
5	Inf	0.406	NaN	
6	Inf	Inf	NaN	
7	Inf	0.000	NaN	
8	203.0	1.000	Inf	
9	Inf	1.119	-Inf	
10	188.0	2.000	Inf	
11	Inf	0.333	NaN	
12	Inf	Inf	NaN	
13	Inf	0.000	NaN	
15	118.6	1.154	Inf	
16	Inf	Inf	NaN	
17	Inf	0.000	NaN	
18	Inf	1.000	-Inf	
19	38.0	1.000	Inf	
21	Inf	1.000	-Inf	
22	42.0	1.226	77.3	
24	128.8	1.948	29.2	
25	280.0	Inf	NaN	
26	Inf	0.000	NaN	
27	209.4	0.455	Inf	
28	Inf	1.000	NaN	
29	Inf	1.000	-Inf	
30	48.0	1.306	-0.0	
31	62.7	1.109	34.8	
32	104.3	0.667	24.5	
33	94.0	5.000	Inf	
34	Inf	0.400	NaN	
35	Inf	1.284	-Inf	
36	698.7	0.875	-401.3	
37	210.0	0.656	75.5	
38	213.3	1.950	Inf	
39	Inf	0.594	-Inf	
41	110.0	0.973	35.7	
42	142.7	2.500	Inf	
43	Inf	0.624	-Inf	
44	343.3	Inf	NaN	
45	Inf	0.000	NaN	
46	788.0	Inf	NaN	
47	Inf	0.000	NaN	
48	150.6	1.411	443.9	
49	656.3	1.975	82.9	
50	1379.0	1.505	-955.1	
51	1120.2	0.271	-48.7	
52	255.0	1.977	1043.9	
53	1548.0	0.378	-448.8	
54	136.0	0.875	-56.0	
55	63.0	Inf	NaN	
56	Inf	0.000	NaN	
57	250.5	Inf	NaN	
58	Inf	0.000	NaN	
59	167.5	0.817	-26.5	
60	110.3	1.751	579.0	
61	772.0	0.821	-381.1	
62	253.0	0.273	-24.0	

63	45.0	2.850	80.2
64	208.4	0.648	70.0
65	205.1	1.202	-12.5
66	234.0	0.877	-80.9
67	124.4	Inf	NaN
68	Inf	0.000	NaN
70	54.0	Inf	NaN
72	Inf	0.000	NaN
73	322.8	Inf	NaN
74	Inf	0.000	NaN
75	189.0	0.333	Inf
76	Inf	Inf	NaN
77	Inf	0.000	NaN
78	Inf	Inf	NaN
79	Inf	NaN	NaN
80	Inf	NaN	NaN
81	Inf	0.000	NaN
82	310.0	0.756	733.6
83	968.0	Inf	NaN
84	Inf	0.000	NaN
85	21.0	Inf	NaN
86	Inf	NaN	NaN
87	Inf	NaN	NaN
88	Inf	NaN	NaN
90	Inf	0.000	NaN
91	34.2	2.357	29.3
92	110.0	0.100	9.0
93	20.0	Inf	NaN
94	Inf	NaN	0.0

File: **tt 2011 R**

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **88** Number of individuals = **307**

Model: **Mortality**

Estimated population size = **242.2598**

(Likelihood 95% c.i. = **201.9 - 293.5**)

Estimated mortality rate = **0.019924**

(Likelihood 95% c.i. = **0.0139 - 0.0266**)

Log-likelihood = -1000.4888; Akaike Information Criterion (AIC)= 2004.9777

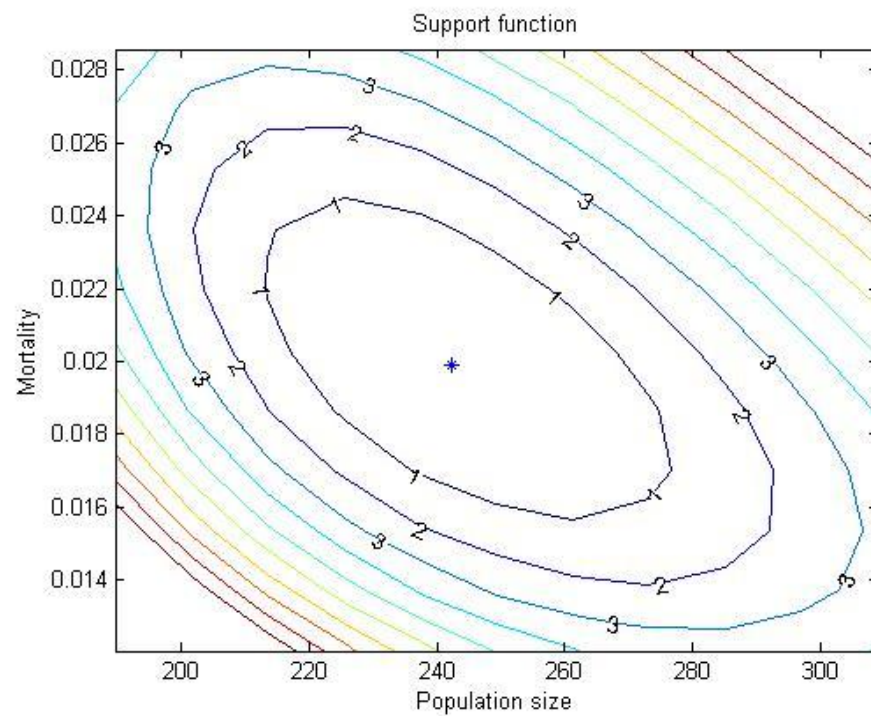


Figura 32 Grafico relativo alla stima di popolazione ottenuto applicando il modello di popolazione aperta (Mortality) ai lati destri

LATI SINISTRI

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti applicando il modello di popolazione chiusa (Petersen e Schnabel).

File: **tt 2011 L**

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **93** Number of individuals = **322**

Model: Closed (**Petersen**)

1	2	83.0	(se	51.9)	95% c.i.	-2.4	-	168.4
2	3	8.0	(se	2.3)	95% c.i.	4.2	-	11.8
3	4	5.0	(se	2.2)	95% c.i.	1.3	-	8.7
4	5	13.0	(se	6.2)	95% c.i.	2.7	-	23.3
5	6	69.0	(se	43.2)	95% c.i.	-2.0	-	140.0
6	7	34.0	(se	15.1)	95% c.i.	9.2	-	58.8
7	8	48.0	(se	29.4)	95% c.i.	-0.3	-	96.3
8	9	83.0	(se	52.3)	95% c.i.	-3.1	-	169.1
9	10	59.0	(se	36.0)	95% c.i.	-0.3	-	118.3
10	11	39.0	(se	23.4)	95% c.i.	0.6	-	77.4
11	12	31.0	(se	18.0)	95% c.i.	1.3	-	60.7
12	13	11.0	(se	5.7)	95% c.i.	1.6	-	20.4
13	14	8.0	(se	4.0)	95% c.i.	1.4	-	14.6
14	15	32.0	(se	17.9)	95% c.i.	2.6	-	61.4
15	16	54.0	(se	32.9)	95% c.i.	-0.1	-	108.1
16	17	19.0	(se	10.7)	95% c.i.	1.4	-	36.6
17	18	31.0	(se	18.0)	95% c.i.	1.3	-	60.7
18	19	39.0	(se	23.4)	95% c.i.	0.6	-	77.4
19	20	9.0	(se	4.2)	95% c.i.	2.0	-	16.0
20	21	13.0	(se	6.2)	95% c.i.	2.7	-	23.3
21	22	20.0	(se	11.0)	95% c.i.	2.0	-	38.0
22	23	11.0	(se	5.7)	95% c.i.	1.6	-	20.4
23	24	31.0	(se	18.0)	95% c.i.	1.3	-	60.7
24	25	79.0	(se	49.9)	95% c.i.	-3.1	-	161.1
25	26	19.0	(se	7.1)	95% c.i.	7.3	-	30.7
26	27	11.0	(se	3.8)	95% c.i.	4.7	-	17.3
27	28	11.0	(se	5.2)	95% c.i.	2.4	-	19.6
30	31	5.7	(se	1.0)	95% c.i.	4.1	-	7.3
31	32	5.7	(se	1.0)	95% c.i.	4.1	-	7.3
32	33	9.0	(se	3.0)	95% c.i.	4.1	-	13.9
33	34	39.0	(se	23.4)	95% c.i.	0.6	-	77.4
34	35	23.0	(se	12.7)	95% c.i.	2.1	-	43.9
35	36	56.0	(se	31.7)	95% c.i.	3.8	-	108.2
36	37	40.2	(se	9.3)	95% c.i.	24.8	-	55.5
37	38	103.0	(se	65.8)	95% c.i.	-5.2	-	211.2
38	39	95.0	(se	60.5)	95% c.i.	-4.5	-	194.5
39	40	35.0	(se	19.6)	95% c.i.	2.7	-	67.3
40	41	11.0	(se	5.7)	95% c.i.	1.6	-	20.4
41	42	31.0	(se	18.0)	95% c.i.	1.3	-	60.7
42	43	31.0	(se	13.6)	95% c.i.	8.6	-	53.4
43	44	23.0	(se	12.7)	95% c.i.	2.1	-	43.9
44	45	8.0	(se	4.0)	95% c.i.	1.4	-	14.6
47	48	90.0	(se	56.9)	95% c.i.	-3.6	-	183.6
48	49	129.0	(se	83.5)	95% c.i.	-8.3	-	266.3
49	50	69.0	(se	43.2)	95% c.i.	-2.0	-	140.0
50	51	69.0	(se	43.2)	95% c.i.	-2.0	-	140.0
51	52	49.0	(se	29.7)	95% c.i.	0.2	-	97.8
52	53	26.5	(se	10.9)	95% c.i.	8.5	-	44.5
53	54	43.0	(se	19.7)	95% c.i.	10.6	-	75.4
54	55	7.0	(se	0.0)	95% c.i.	7.0	-	7.0

55	56	127.0	(se	81.7)	95% c.i.	-7.3	-	261.3
56	57	111.0	(se	70.7)	95% c.i.	-5.3	-	227.3
57	58	13.0	(se	6.2)	95% c.i.	2.7	-	23.3
58	59	15.0	(se	7.2)	95% c.i.	3.1	-	26.9
59	60	19.0	(se	4.8)	95% c.i.	11.1	-	26.9
60	61	69.0	(se	43.2)	95% c.i.	-2.0	-	140.0
61	62	62.0	(se	38.6)	95% c.i.	-1.4	-	125.4
62	63	17.0	(se	8.2)	95% c.i.	3.4	-	30.6
63	64	27.0	(se	13.2)	95% c.i.	5.2	-	48.8
64	65	57.3	(se	14.4)	95% c.i.	33.6	-	81.0
65	66	74.0	(se	28.5)	95% c.i.	27.1	-	120.9
66	67	30.5	(se	13.3)	95% c.i.	8.6	-	52.4
67	68	25.3	(se	6.5)	95% c.i.	14.6	-	35.9
68	69	29.0	(se	14.2)	95% c.i.	5.6	-	52.4
69	70	5.0	(se	2.2)	95% c.i.	1.3	-	8.7
70	71	11.0	(se	5.7)	95% c.i.	1.6	-	20.4
71	72	7.0	(se	3.2)	95% c.i.	1.7	-	12.3
72	73	25.0	(se	12.2)	95% c.i.	4.9	-	45.1
73	74	77.0	(se	48.1)	95% c.i.	-2.1	-	156.1
74	75	47.0	(se	28.7)	95% c.i.	-0.2	-	94.2
75	76	31.0	(se	18.0)	95% c.i.	1.3	-	60.7
76	77	7.0	(se	3.2)	95% c.i.	1.7	-	12.3
77	78	5.0	(se	2.2)	95% c.i.	1.3	-	8.7
78	79	8.0	(se	4.0)	95% c.i.	1.4	-	14.6
79	80	11.0	(se	5.7)	95% c.i.	1.6	-	20.4
80	81	35.0	(se	20.5)	95% c.i.	1.3	-	68.7
81	82	125.0	(se	80.6)	95% c.i.	-7.6	-	257.6
82	83	125.0	(se	80.6)	95% c.i.	-7.6	-	257.6
83	84	17.0	(se	8.2)	95% c.i.	3.4	-	30.6
84	85	11.0	(se	5.2)	95% c.i.	2.4	-	19.6
85	86	11.0	(se	2.9)	95% c.i.	6.3	-	15.7
86	87	17.0	(se	9.2)	95% c.i.	1.8	-	32.2
87	88	8.0	(se	4.0)	95% c.i.	1.4	-	14.6
88	89	17.0	(se	9.2)	95% c.i.	1.8	-	32.2
89	90	17.0	(se	9.2)	95% c.i.	1.8	-	32.2
90	91	20.0	(se	11.0)	95% c.i.	2.0	-	38.0
91	92	18.3	(se	4.4)	95% c.i.	11.0	-	25.5
92	93	32.0	(se	13.9)	95% c.i.	9.2	-	54.8
93	94	11.0	(se	2.1)	95% c.i.	7.5	-	14.5
94	95	39.0	(se	23.4)	95% c.i.	0.6	-	77.4

File: **tt 2011 L**

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **93** Number of individuals = **322**

Model: Closed (**Schnabel**)

Estimated population size = **431.1371**

(Likelihood 95% c.i. = **379.2 - 493.1**)

Log-likelihood = -1156.3929; Akaike Information Criterion (AIC)= 2314.7857

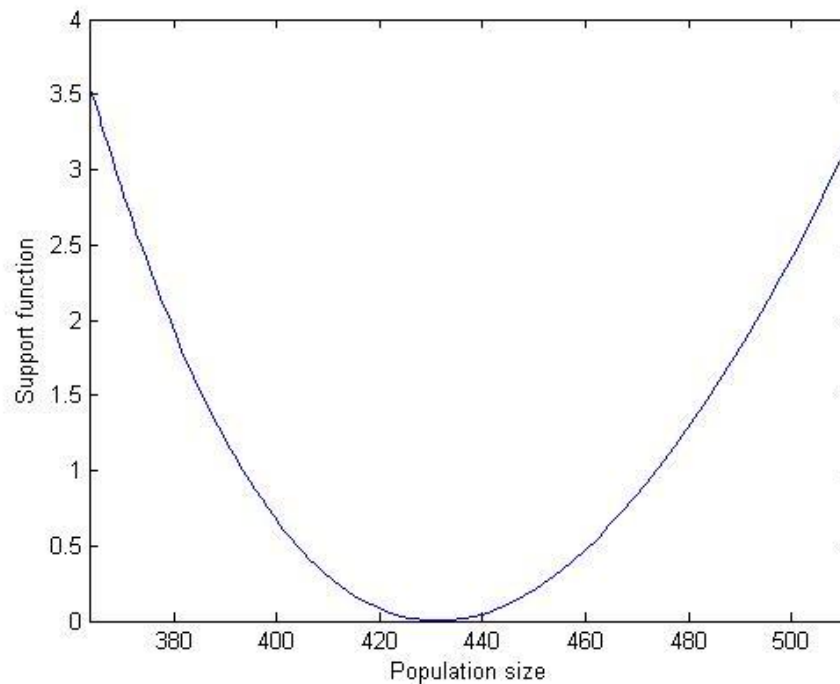


Figura 33. Grafico relativo alla stima di popolazione ottenuto applicando il modello di popolazione chiusa (Petersen-Schnabel) ai lati sinistri

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti applicando il modello di popolazione aperta (Jolly -Seber e Mortality).

File: **tt 2011 L**

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **93** Number of individuals = **322**

Model: **Jolly-Seber**

Sample	N	Surv. Rate	Birth Nos
2	Inf	1.500	-Inf
3	30.0	0.500	-7.0
4	8.0	3.000	Inf
5	Inf	0.600	NaN
6	Inf	1.074	-Inf
7	174.0	0.600	Inf
8	Inf	1.465	-Inf
9	212.7	1.070	-23.5
10	204.0	1.750	Inf
11	Inf	0.429	NaN
12	Inf	0.667	NaN
13	Inf	Inf	NaN
14	Inf	0.000	NaN
15	100.6	1.067	Inf
16	Inf	Inf	NaN
17	Inf	0.000	NaN

18	233.6	0.748	-103.2
19	71.6	0.750	-12.7
20	41.0	1.488	305.0
21	366.0	1.303	-390.9
22	86.0	0.733	0.0
23	63.0	0.927	350.4
24	408.8	1.261	-150.0
25	365.4	1.621	-377.9
26	214.5	0.546	79.5
27	196.7	0.600	Inf
28	Inf	1.480	-Inf
30	111.0	0.667	-24.0
31	50.0	1.480	37.0
32	111.0	0.667	26.0
33	100.0	3.404	279.1
34	619.5	Inf	NaN
35	Inf	0.000	NaN
36	450.0	2.693	-685.6
37	526.3	0.231	130.5
38	252.0	7.857	Inf
39	Inf	Inf	NaN
40	Inf	0.000	NaN
41	162.0	0.386	83.3
42	145.8	5.639	-166.1
43	656.3	0.283	28.2
44	214.0	Inf	NaN
45	Inf	NaN	NaN
47	Inf	0.000	NaN
48	380.0	2.223	622.4
49	1467.0	Inf	NaN
50	Inf	0.000	NaN
51	1062.0	0.222	-128.0
52	108.0	1.964	337.9
53	550.0	0.500	-192.4
54	82.6	1.000	-21.6
55	61.0	3.344	136.0
56	340.0	1.529	122.3
57	642.0	Inf	NaN
58	Inf	0.000	NaN
59	89.3	1.160	-0.0
60	103.5	1.314	680.0
61	816.0	1.270	-558.6
62	477.3	0.250	-73.3
63	46.0	1.745	93.7
64	174.0	0.999	-12.8
65	161.0	0.866	-3.3
66	136.0	0.966	38.6
67	170.0	Inf	NaN
68	Inf	NaN	NaN
69	Inf	NaN	NaN
70	Inf	NaN	NaN
71	Inf	NaN	NaN
72	Inf	0.000	NaN
73	246.0	Inf	NaN
74	Inf	0.000	NaN
75	85.4	2.094	76.2
76	255.0	Inf	NaN
77	Inf	NaN	NaN
78	Inf	NaN	NaN
79	Inf	NaN	NaN
80	Inf	NaN	NaN
81	Inf	0.000	NaN
82	182.0	0.449	198.3
83	280.0	Inf	NaN
84	Inf	0.000	NaN
85	45.0	Inf	NaN
86	Inf	NaN	NaN
87	Inf	NaN	NaN
88	Inf	0.000	NaN
89	80.0	Inf	NaN
90	Inf	0.000	NaN
91	30.0	2.500	15.0
92	90.0	0.140	4.9
93	17.5	Inf	NaN
94	Inf	NaN	0.0

File: **tt 2011 L**

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **93** Number of individuals = **322**

Model: **Mortality**

Estimated population size = **228.4906**

(Likelihood 95% c.i. = **192.7 - 273.2**)

Estimated mortality rate = **0.022912**

(Likelihood 95% c.i. = **0.0170 - 0.0294**)

Log-likelihood = -1116.8443; Akaike Information Criterion (AIC)= 2237.6885

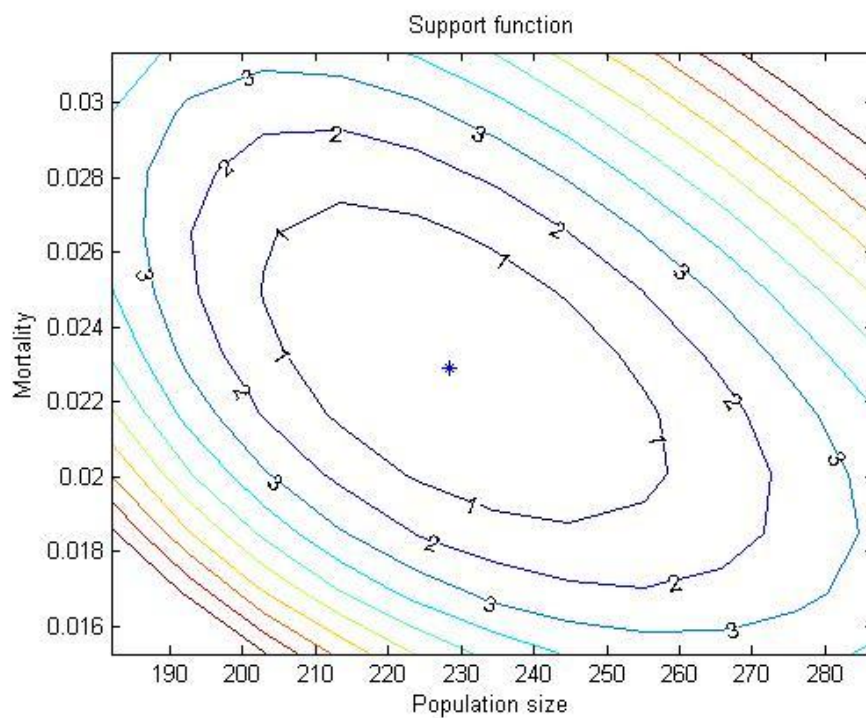


Figura 34 Grafico relativo alla stima di popolazione ottenuto applicando il modello di popolazione aperta (Mortality) ai lati sinistri

4.2.2 Stima di abbondanza sulla popolazione - Area Sud Corsica – Nord Est Sardegna

Di seguito sono riportate le stime di abbondanza ottenute utilizzando il set di dati presenti nel database di INTERCET ed raccolti dal gruppo di studio OEC.

Le stime sono state fatte separatamente per i lati destri e sinistri.

LATI DESTRI

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti applicando il modello di popolazione chiusa (Petersen e Schnabel).

File: Right OEC

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **34** Number of individuals = **79**

Model: Closed (**Petersen**)

267	268	5.0	(se	2.2)	95% c.i.	1.3	-	8.7
274	275	5.0	(se	2.2)	95% c.i.	1.3	-	8.7
287	288	5.0	(se	2.2)	95% c.i.	1.3	-	8.7
292	293	7.0	(se	3.2)	95% c.i.	1.7	-	12.3
311	312	5.0	(se	2.2)	95% c.i.	1.3	-	8.7
312	313	3.0	(se	1.2)	95% c.i.	1.0	-	5.0
313	314	5.0	(se	2.2)	95% c.i.	1.3	-	8.7
314	315	3.5	(se	0.8)	95% c.i.	2.2	-	4.8
317	318	17.0	(se	8.2)	95% c.i.	3.4	-	30.6
318	319	3.0	(se	1.2)	95% c.i.	1.0	-	5.0
319	320	13.0	(se	6.2)	95% c.i.	2.7	-	23.3
320	321	41.0	(se	24.8)	95% c.i.	0.2	-	81.8
321	322	29.0	(se	17.0)	95% c.i.	1.0	-	57.0
322	323	34.0	(se	20.2)	95% c.i.	0.8	-	67.2
323	324	41.0	(se	24.8)	95% c.i.	0.2	-	81.8
324	325	11.0	(se	5.2)	95% c.i.	2.4	-	19.6
325	326	25.0	(se	12.2)	95% c.i.	4.9	-	45.1
326	327	51.0	(se	30.3)	95% c.i.	1.2	-	100.8
327	328	13.0	(se	4.7)	95% c.i.	5.3	-	20.7
330	331	5.0	(se	0.0)	95% c.i.	5.0	-	5.0

File: Right OEC

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **34** Number of individuals = **79**

Model: Closed (**Schnabel**)

Estimated population size = **138.806**

(Likelihood 95% c.i. = **101.6 - 197.3**)

(Bootstrap s.e. = 28.5 95%c.i. = **109.3 - 218.1**)

(Jackknife s.e. = 28.4)

Log-likelihood = -153.7465; Akaike Information Criterion (AIC)= 309.4929
 Too many sampling periods for residuals plot

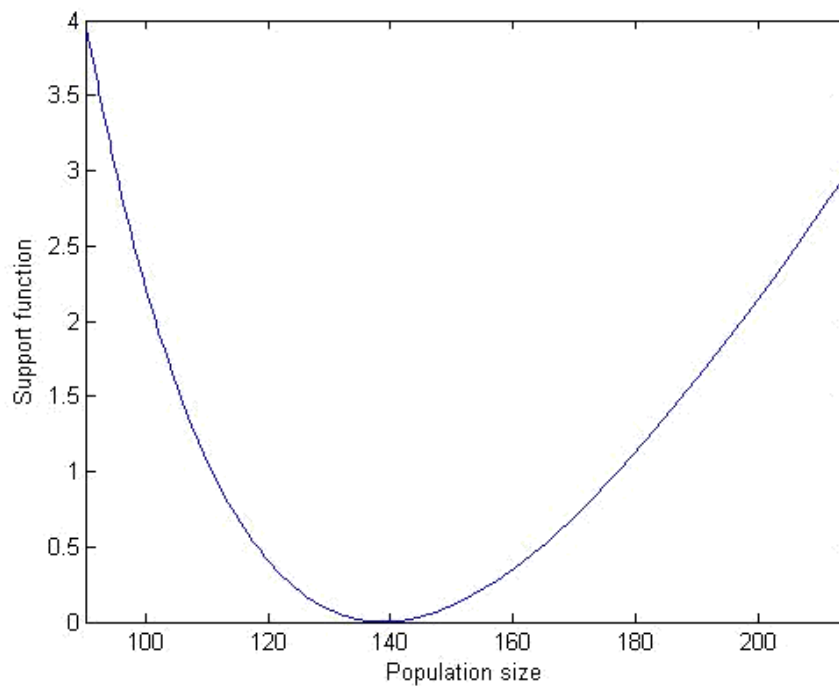


Figura 35. Grafico relativo alla stima di popolazione ottenuto applicando il modello di popolazione chiusa (Petersen-Schnabel) ai lati sinistri

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti applicando il modello di popolazione aperta Jolly -Seber e Mortality.

File: Right OEC

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **34** Number of individuals = **79**

Model: **Jolly-Seber**

Sample	N	Surv. Rate	Birth Nos
267	Inf	NaN	NaN
268	Inf	NaN	NaN
274	Inf	0.000	NaN
275	Inf	1.000	NaN
283	Inf	1.593	-Inf
285	71.7	Inf	NaN

287	Inf	0.000	NaN
288	Inf	Inf	NaN
292	Inf	0.000	NaN
293	102.0	0.542	13.0
295	68.3	Inf	NaN
298	Inf	NaN	NaN
311	Inf	NaN	NaN
312	Inf	0.000	NaN
313	Inf	1.933	-Inf
314	58.0	0.967	1.9
315	58.0	1.167	25.7
317	93.3	Inf	NaN
318	Inf	NaN	NaN
319	Inf	0.000	NaN
320	204.0	0.667	-56.0
321	80.0	Inf	NaN
322	Inf	0.000	NaN
323	330.0	0.417	Inf
324	Inf	Inf	NaN
325	Inf	0.000	NaN
326	112.8	0.389	-22.9
327	21.0	Inf	NaN
328	Inf	0.000	NaN
330	8.1	0.400	-0.3
331	3.0	Inf	NaN
336	Inf	NaN	0.0

File: Right OEC

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **34** Number of individuals = **79**

Model: **Mortality**

Estimated population size = **136.3518**

(Likelihood 95%c.i. = **88.1 - 197.2**)

(Bootstrap s.e. = 20.0 95%c.i. = 94.9 - 167.8)

(Jackknife s.e. = 37.1)

Estimated mortality rate = **0.00069343**

(Likelihood 95% c.i. = **0.0000 - 0.0151**)

(Bootstrap s.e. = 0.0039 95% c.i. = 0.0000 - 0.0134)

(Jackknife s.e. = 0.0089)

Log-likelihood = -153.7406; Akaike Information Criterion (AIC)= 311.4813

Too many sampling periods for residuals plot

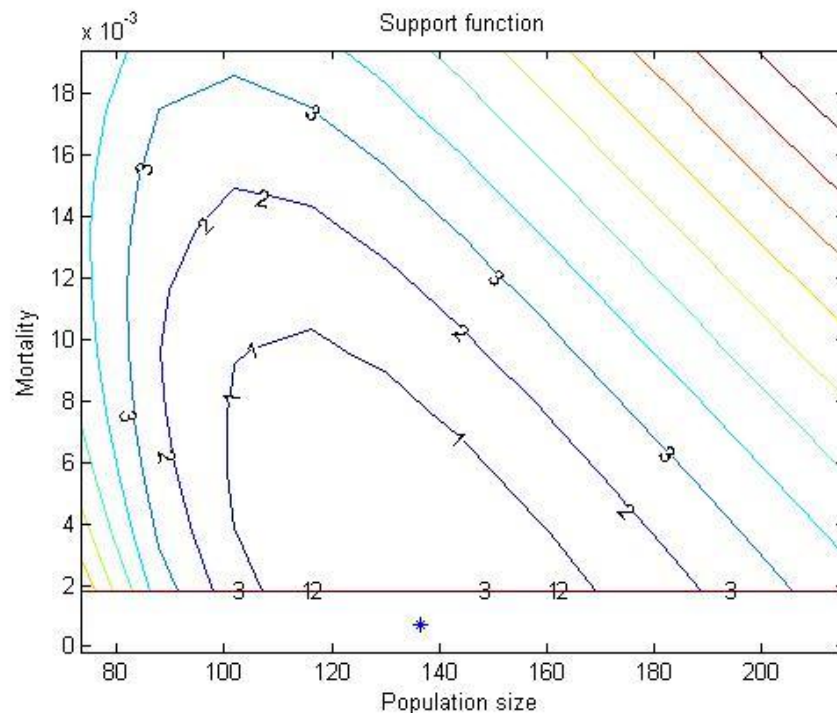


Figura 36 Grafico relativo alla stima di popolazione ottenuto applicando il modello di popolazione aperta (Mortality) ai lati sinistri

LATI SINISTRI

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti applicando il modello di popolazione chiusa (Petersen e Schnabel).

File: Left OEC

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **30** Number of individuals = **75**

Model: Closed (**Petersen**)

267	268	3.0 (se	1.2)	95% c.i.	1.0 -	5.0
274	275	23.0 (se	13.1)	95% c.i.	1.4 -	44.6
287	288	15.0 (se	8.2)	95% c.i.	1.5 -	28.5
292	293	7.0 (se	3.2)	95% c.i.	1.7 -	12.3
311	312	32.0 (se	17.9)	95% c.i.	2.6 -	61.4
312	313	21.0 (se	10.2)	95% c.i.	4.1 -	37.9
313	314	5.0 (se	2.2)	95% c.i.	1.3 -	8.7
314	315	5.0 (se	2.2)	95% c.i.	1.3 -	8.7
319	320	29.0 (se	17.0)	95% c.i.	1.0 -	57.0
320	321	29.0 (se	17.0)	95% c.i.	1.0 -	57.0
323	324	24.0 (se	13.9)	95% c.i.	1.2 -	46.8
324	325	24.0 (se	13.9)	95% c.i.	1.2 -	46.8
325	326	34.0 (se	20.2)	95% c.i.	0.8 -	67.2

Inverse-variance-weighted population estimate = 4.8; s.e. = 1.1

File: Left OEC

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **30** Number of individuals = **75**

Model: Closed (Schnabel)

Estimated population size = **129.0255**

(Likelihood 95% c.i. = **95.0 - 182.2**)

Log-likelihood = -152.7025; Akaike Information Criterion (AIC)= 307.4049

Too many sampling periods for residuals plot

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti applicando il modello di popolazione aperta Jolly -Seber e Mortality.

File: Left OEC

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **30** Number of individuals = **75**

Model: **Jolly-Seber**

Sample		N	Surv. Rate	Birth Nos
267	Inf	Inf	NaN	
268	Inf	0.000	NaN	
274	13.3	0.600	Inf	
275	Inf	2.000	NaN	
283	Inf	0.750	NaN	
285	Inf	2.000	NaN	
287	Inf	0.500	NaN	
288	Inf	Inf	NaN	
292	Inf	0.000	NaN	
293	111.0	0.803	36.2	
295	125.3	Inf	NaN	
311	Inf	0.000	NaN	
312	Inf	0.200	NaN	
313	Inf	2.000	NaN	
314	Inf	0.500	NaN	
315	Inf	1.832	-Inf	
317	83.0	1.896	-27.4	
319	130.0	Inf	NaN	
320	Inf	0.000	NaN	
321	73.8	Inf	NaN	
323	Inf	NaN	NaN	
324	Inf	0.000	NaN	
325	76.0	0.875	-24.5	
326	42.0	Inf	NaN	
328	Inf	0.000	NaN	
330	6.0	Inf	NaN	

336	Inf	0.000	NaN
338	6.0	NaN	0.0

File: Left OEC

Sampling period: Event

Restrictions: No restrictions

Association: Group association; Event; grouped in sampling period

Number of sampling periods = **30** Number of individuals = **75**

Model: **Mortality**

Estimated population size = **129.0255**

(Likelihood 95%c.i. = **95.0 - 182.2**)

(Bootstrap s.e. = 17.7 95% c.i. = 93.6 - 165.6) (Jackknife s.e. = 34.0)

Estimated mortality rate = **7.1603e-014**

(Likelihood 95%c.i. = **0.0000 - 0.0128**)

(Bootstrap s.e. = 0.0031 95% c.i. = 0.0000 - 0.0107) (Jackknife s.e. = 0.0023)

Log-likelihood = -152.7025; Akaike Information Criterion (AIC)= 309.4049

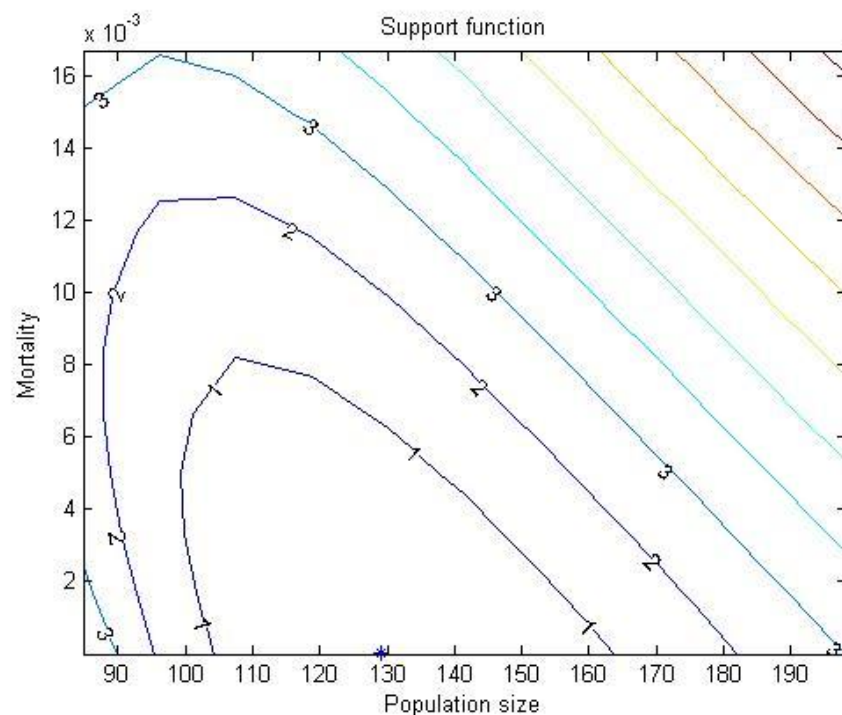


Figura 37 Grafico relativo alla stima di popolazione ottenuto applicando il modello di popolazione aperta (Mortality) ai lati sinistri

4.3 Conclusioni

La popolazione di tursiopi che vive nelle acque del Mar Ligure e Arcipelago Toscano è già stata studiata in precedenza. In particolare sono state elaborate diverse stime (Nutti *et al.* 2006, Caltavuturo *et al.*, 2005) condotte su dati raccolti in aree ristrette. La stima d'abbondanza della popolazione di tursiope presente nell'area dell'Arcipelago Toscano e del Mar ligure, ottenuta elaborando i dati raccolti durante le campagne GIONHA e i dati provenienti dall'archivio del Dip.Te.Ris., conferma sostanzialmente le stime recenti ottenute da altri autori (Gnone *et al.*, 2011). In particolare per quest'area la stima più alta è stata ottenuta con il modello di popolazione chiusa *Schnabel* corrispondente a 431 individui, c.i. al 95% 379.2 - 493.1 calcolata sui lati sinistri e 420, c.i. al 95% 202 - 294 calcolata sui lati destri. Il modello di popolazione aperta *Mortality* ha restituito stime ben inferiori pari a 242 (c.i. al 95% 202 - 294) esemplari calcolati sui lati destri, e 228 (c.i. al 95% 193-273) calcolati sui lati sinistri, per entrambi il tasso di mortalità restituito dal modello è risultato molto basso (*Mortality rate* = 0.02).

Nella zona delle Bocche di Bonifacio la stima più alta (circa 139 individui, c.i. al 95% 101.6 - 197.3) è stata ottenuta con il modello di popolazione chiusa *Schnabel* risultata pari a 139 individui (c.i. al 95% 102 - 197) calcolata su i lati destri e 129 individui (c.i. al 95% 95 - 182) calcolata su i lati sinistri. Risultati molto simili si sono ottenuti applicando il modello di popolazione aperta *Mortality* pari a 136 individui (c.i. al 95% 88 - 197) calcolati dai lati destri e 129 individui (c.i. al 95% 95 - 182) per i lati sinistri. Questo modello riporta valori sorprendentemente bassi del tasso di mortalità (0 - 0.1) facendo presupporre l'assenza di emigrazioni dall'area.

5. Struttura della popolazione e social analysis

5.1 Network Analysis

Gli animali sociali tendono ad organizzarsi in unità che possono reagire in modo diverso a vari fattori densità-dipendenti e densità-indipendenti.

Gli animali sociali compiono la scelta di appartenere a gruppi di conspecifici, oppure di lasciarli, durante la loro vita.

La modalità con cui gli individui interagiscono tra loro dipende da fattori intrinseci, come la presenza o l'assenza di associazioni preferenziali (Lusseau *et al.*, 2005).

Questi fattori intrinseci sono vincolati alle caratteristiche estrinseche dell'habitat, che condizionano sia i fattori densità-dipendenti come la disponibilità di prede (Baird & Dill, 1996; Fritz & de Garine Wichtitsky, 1996; Honer *et al.* 2002; Lusseau *et al.*, 2004; Vucetich *et al.*, 2004), sia le pressioni densità-indipendenti come la complessità del paesaggio.

La struttura sociale di una popolazione è una componente essenziale della sua biologia, influenza infatti la struttura genetica, la diffusione delle malattie ed il modo in cui essa sfrutta l'ambiente. Identificare l'evento, il numero e la composizione dei gruppi rivela le associazioni preferenziali degli individui ed è un importante prerequisito per caratterizzare la struttura sociale della popolazione.

Definire la struttura di una società è cosa complessa, poiché le relazioni che si instaurano tra gli individui variano nel tempo e nello spazio.

Uno strumento affidabile per definire strutturalmente una società è la "*network analysis*". Il rapporto tra coppie di animali (*diadi*) è definito dal tempo speso assieme, mediante un *indice di associazione*.

Lo scopo della *network analysis* è quello di determinare la struttura spaziale e temporale delle interazioni sociali dei tursiopi presenti nella nostra area di studio, ovvero Mare Tirreno settentrionale e Mar Ligure orientale.

5.1.1 Relazione tra gli individui

Due individui si definiscono associati se sono presenti nello stesso gruppo.

Per definire l'associazione tra coppie di individui all'interno della popolazione si è utilizzato l'indice HWI (*Half-Weight Index*) che misura le associazioni in una scala che va da 0 a 1.

Dove:

- 0, i due individui non sono mai stati osservati assieme
- 1, i due individui vengono sempre visti insieme

L'indice HWI si calcola come:

$$HWI = \frac{2x}{(A + B)}$$

Dove:

X = numero di volte in cui il delfino A ed il delfino B sono stati visti insieme

A = numero totale di volte in cui il delfino A è stato visto

B = numero di volte in cui il delfino B è stato visto

Utilizzando l'*half weight index* si riduce al minimo il *bias* dovuto alla tecnica di campionamento.

Sono state effettuate due analisi relative ai dati provenienti dall'Arcipelago Toscano e Liguria ed ai dati corso-sardi. L'HWI è stato calcolato mediante SOCPROG.

Le associazioni preferenziali sono definite come associazioni che si verificano più frequentemente di quelle attese se fossero decise dal caso (Lusseau *et al.*, 2005).

Per definire questo tipo di associazione sono state eliminate dall'analisi tutte le coppie di tursiopi con un HWI minore di HWI_{null} , considerando:

$$HWI_{null} = \frac{n_{associate}}{(N - 1)}$$

Dove:

$n_{associate}$ = dimensione media del gruppo in cui l'individuo si trova

N = abbondanza della popolazione

HWI_{null} = l'indice di associazione medio ottenuto se l'individuo si associasse in modo random all'interno della popolazione in esame.

5.1.2 Struttura della popolazione

Per determinare la struttura della popolazione si è utilizzato l'*algoritmo di Girvan-Newman* (Girvan & Newman, 2002; Newman, 2003) che suddivide la popolazione in gruppi strettamente collegati cercando i confini tra essi.

Le coppie di esemplari identificate come associazioni preferenziali sono idealmente racchiuse tra margini (linee di confine tra le coppie).

I confini tra le popolazioni vengono individuati utilizzando una "*betweenness measure*": spostandosi tra tutte le coppie di individui si assegna un valore di frequenza ai diversi margini in funzione del numero di volte in cui vengono attraversati.

Quanto più frequentemente un margine verrà attraversato, tanto maggiore sarà la sua *betweenness*.

Per prima cosa è stata calcolata la *betweenness* di tutti i confini esistenti nella rete.

Il bordo con il più alto valore di *betweenness* è stato rimosso.

La *betweenness* di tutti i bordi colpiti dalla rimozione è stata ricalcolata.

I punti precedenti sono stati ripetuti fino a quando non son rimasti bordi.

I margini con i più alti valori di *betweenness* sono stati rimossi, definendo così le diverse comunità di tursiopi.

Il fatto che la *betweenness* deve essere ricalcolata solo per quei margini che sono influenzati dalla rimozione, può ridurre il tempo di esecuzione della simulazione del processo al computer.

La *betweenness* deve essere ricalcolata ad ogni passo, o si verificano errori; questo perchè la rete si adatta alle nuove condizioni stabilite dopo ogni rimozione dei bordi.

In altre parole, l'*algoritmo* divide la popolazione in un numero di comunità che va da 1 a n , in cui n è il numero di individui considerati nell'analisi.

Per selezionare la suddivisione migliore, cioè quella che ha il maggior numero di confini all'interno della popolazione e la minore *betweenness*, si è calcolato il *modularity index*, Q (Newman, 2003).

Questo indice quantifica il numero di confini esistenti all'interno e tra le comunità:

$$Q = \frac{1}{2m} \sum_i (e_{ii} - a_i^2)$$

Dove:

i (righe) = j (colonne) \rightarrow è il numero di comunità

$$a_i = \sum_j e_{ij}$$

e_{ij} = è il numero di confini che intercorrono tra la comunità i e la comunità j

Il valore di Q è stato calcolato dalla matrice data dai valori di HWI attribuiti a tutti gli individui che costituiscono un'associazione preferenziale.

Questa matrice è quindi costruita con tutti i valori di HWI, escludendo quelli con HWI inferiore ad HWInull (denominata "matrice e "). Nel caso ipotetico in cui tutti gli individui vengano sempre avvistati tutti insieme Q risulterebbe uguale a zero.

Una comunità giustamente suddivisa dovrebbe presentare molti margini all'interno della comunità ed una bassa *betweenness*, espressa con un alto valore di Q .

Si vuole valutare la presenza dei confini all'interno della popolazione e l'influenza dell'areale di distribuzione degli individui nel definire queste comunità.

La rete sociale è stata rappresentata graficamente utilizzando i programmi:

- UCINET6
- NETDRAW

5.2 Risultati

Per indagare quale fattore potesse determinare la suddivisione in comunità sono state valutate due ipotesi: a) *home range* diversi, b) differenti tecniche di alimentazione.

Per far ciò l'area suddivisa è stata suddivisa in 3 sotto-aree (Fig. 38) basandosi principalmente sull'estensione della piattaforma continentale e sulle caratteristiche oceanografiche. Gli esemplari sono stati quindi suddivisi come appartenenti alla categorie "Residenti" o "Transienti" definendo:

- Residente: individuo avvistato solo in una sotto area durante il periodo di campionamento
- Transiente: individuo avvistato in più sotto aree durante il periodo di campionamento.

Mentre per indagare il ruolo giocato dalle strategie di foraggiamento nel determinare la struttura sociale gli esemplari sono stati suddivisi in 3 categorie, utilizzando come discriminante i pescherecci a strascico. Sono state individuate pertanto le seguenti categorie:

- Trawlers: individui che cacciano in associazione ai pescherecci rubando il cibo dalle reti o quello che sfugge dallo strascico.
- Non Trawlers: individui che non sono mai stati avvistati cacciare in prossimità di pescherecci a strascico.
- Misto: La terza categoria è composta dagli individui che hanno tecniche miste di caccia, che in alcuni casi sono stati avvistati cacciare in prossimità degli strascichi ed altre volte cacciare da soli o in gruppo ma senza alcuna interazione con i pescherecci.

Infine sono stati messi in evidenza gli esemplari con un ruolo importante per la coesione della popolazione applicando la centrality measure.

I risultati si riferiscono all'intero set di dati presenti nel database Dip.Te.Ris (Menkab: Campagne GIONHA 2010-11; Dati integrativi 2005-09). Per l'elaborazione sono state utilizzate 863 fotografie ad alta qualità inserite nel data-base, ricavate da 76 avvistamenti di tursiope nel periodo 2005-2010 (Fig.39). 212 esemplari differenti sono stati fotografati da entrambi i lati. Per questo lavoro sono stati selezionati 120 individui che rispondevano ai criteri pre stabiliti. Questo campione corrisponde al 28% della popolazione totale, considerando la stima più recente presente in letteratura

(428 individui, Gnone *et al.* 2011).

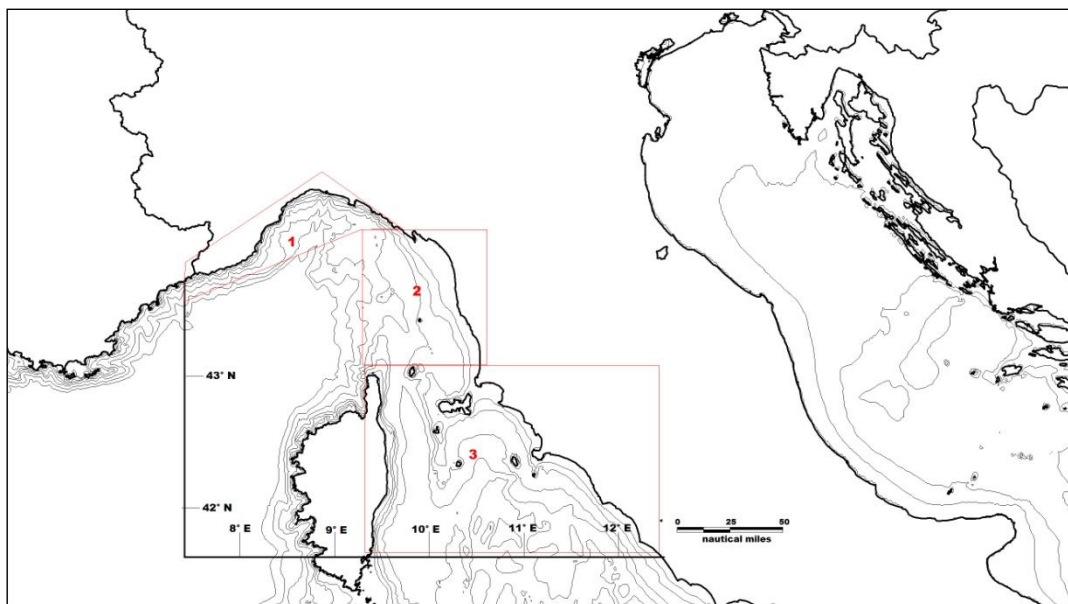


Figura 38. Suddivisione della zona di studio in tre sotto aree.

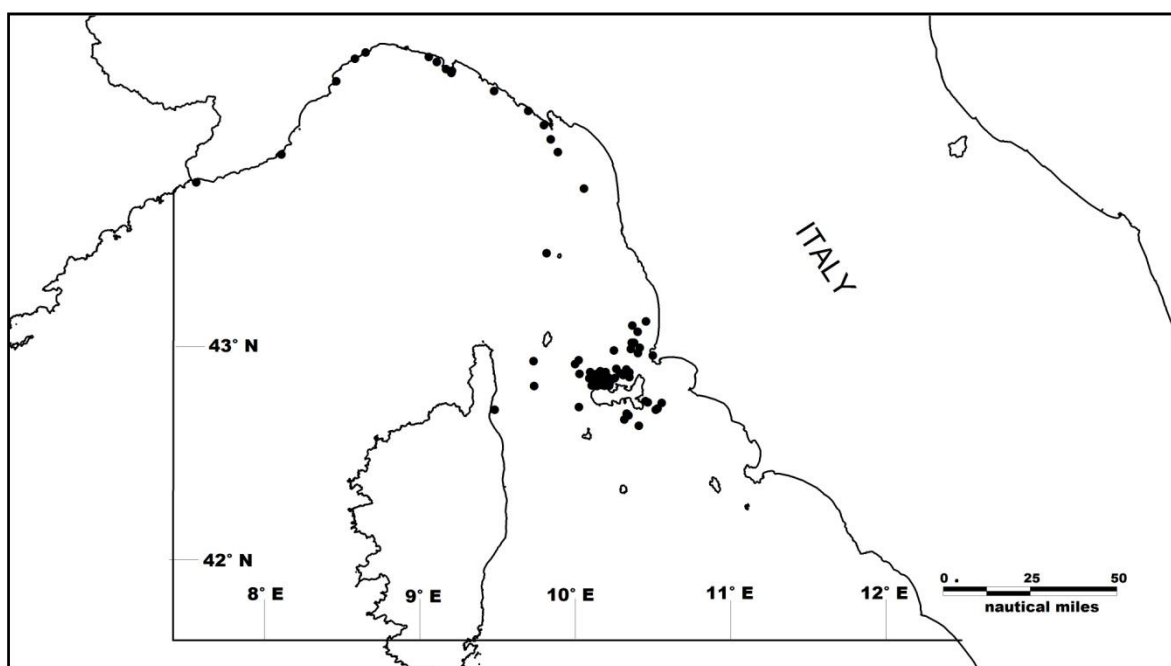


Figura 39 Avvistamenti di tursiopi registrati da DIPTERIS nel periodo 2005-2010

5.2.1 Indici di associazione e cluster analisi

L'Half-weight index divide il campione in 7 gruppi principali (Fig. 40), identificando le associazioni nulle tutte quelle con un HWI inferiore a 0.058 (Fig. 41).

In figura 42 sono riportate le frequenze dell'indice di associazione, il maggior numero di associazioni ha frequenze tra 0.3 e 0.4. La stessa rappresentazione è stata fatta per l'HWI all'interno (Fig. 43) e tra le classi (Fig. 44). Da questi grafici emerge che un maggior numero d'individui tra i residenti in Liguria forma associazioni "forti" rispetto ai residenti in toscana. Per confermare l'esistenza di associazioni preferenziali e non ho esguito un PERMUTATION TEST (Tab. 14), l'HWI per i dati reali è risultato significativamente maggiore dei dati random.

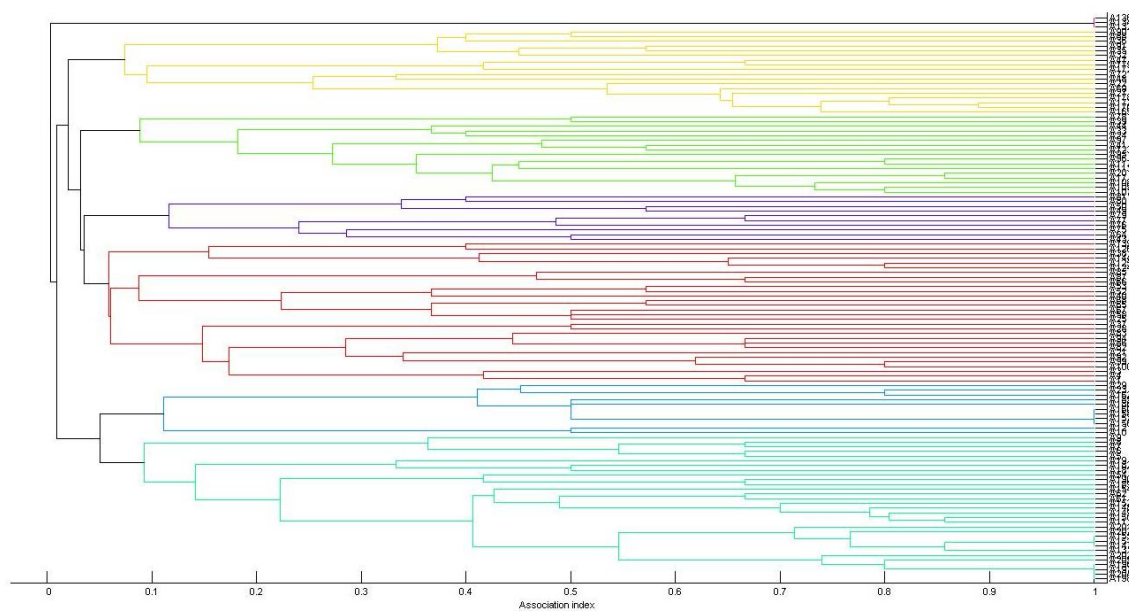


Figura 40 Cluster analysis (HWI)

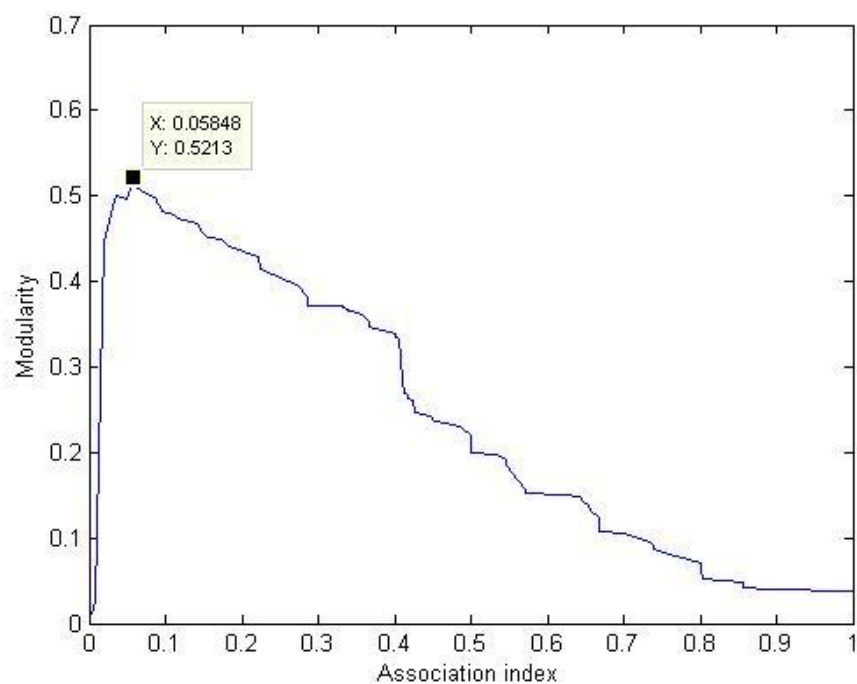


Figura 41 Modularity da gregarietà

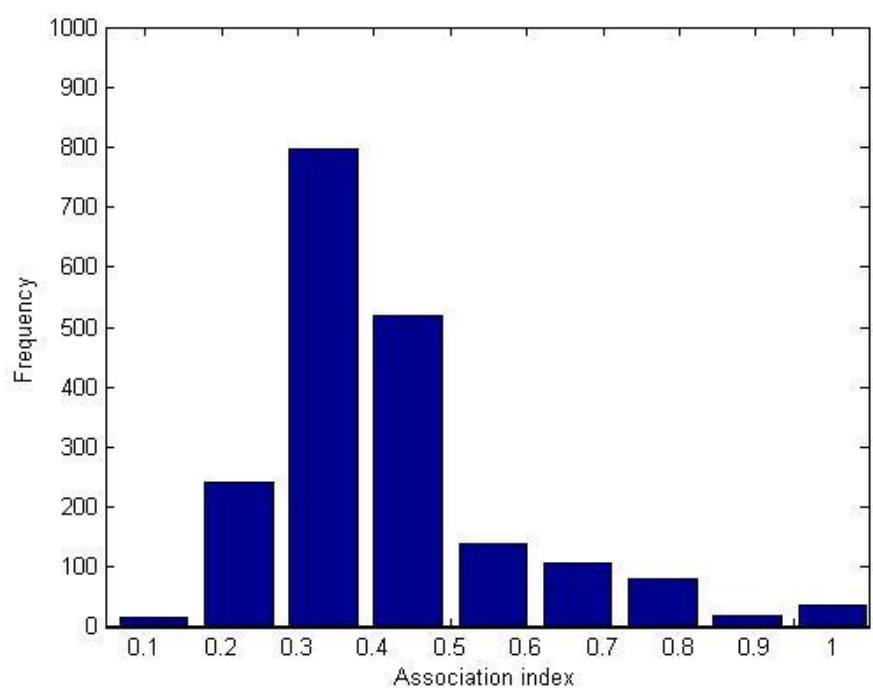


Figura 42 Frequenza dei valori di HWI assunti dall'intero campione in esame

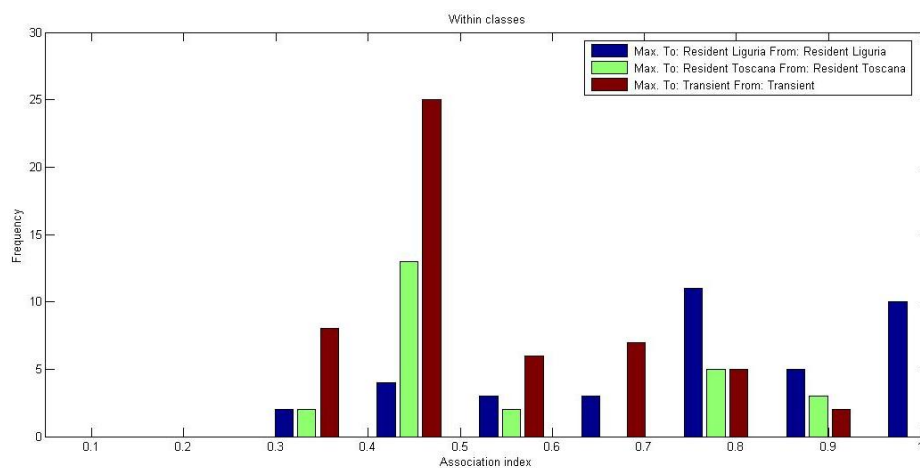


Figura 43 Valori massimi di HWI all'interno delle classi

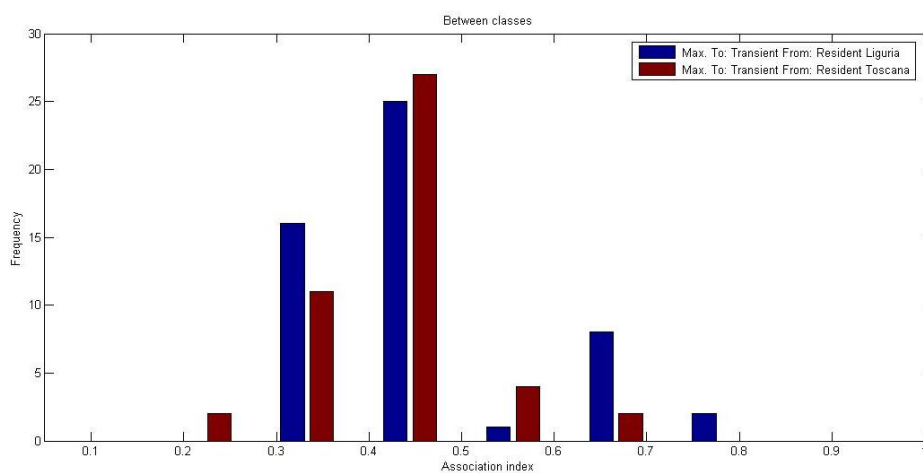


Figura 44 Valori massimi di HWI tra classi

	Mean association index	SD of mean association index
Real data	0.41275	0.17024
Random Data	0.00041	0.00017
<i>p</i> Value	0.00100	0.00100

Tabella 14 Risultati del *permutation test* per *preferred-avoided association*

5.2.2. Struttura sociale

La figura 45 mostra la rete sociale dei 120 individui, derivata dall'indice HWI. I dati riportati sono gli stessi del dedrogramma, questa rappresentazione aggiunge però informazioni relative all'area di appartenenza di ciascun individuo e alle tecniche di alimentazione utilizzate. L'algoritmo di Girvan-Newman ha suddiviso il campione in 3 comunità (Fig. 46), 2 di maggiori dimensioni ed un piccolo gruppo isolato (1° picco $Q=0.494$). Gli individui dell'area 2 sono principalmente Transienti. Non emerge nessuna influenza della tecnica di caccia nel determinare la suddivisione in comunità. Tuttavia appare evidente come siano principalmente i Transienti ad utilizzare tecniche miste di caccia, il maggior numero di trawlers è localizzato nell'area 3. La centrality measure (Fig.47) ha riportato valori maggiori di *betweenness* per gli individui Transienti, la dimensione dei simboli in figura è direttamente proporzionale al valore di *betweenness* dell'individuo.

Rosso = Area1
 Verde = Area 2
 Blu = Area 3
 Giallo = Transient
 Quadrato = No trawler
 Cerchio = Trawler
 Cerchio inscritto in quadrato = Misto

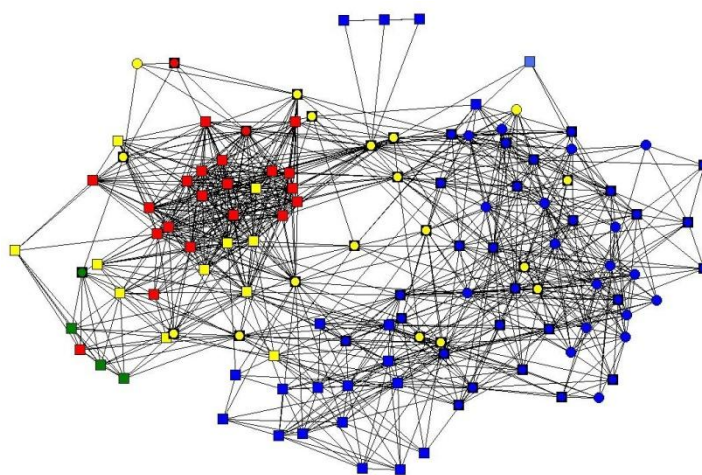


Figura 45. Rete sociale del campione di tursiopi

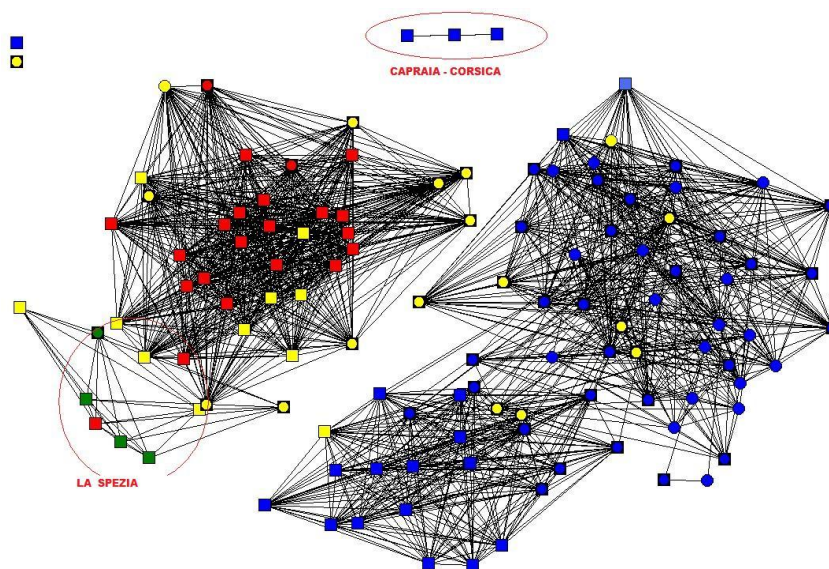


Figura 46. Suddivisione in comunità tramite l'algoritmo di Girvan-Newman

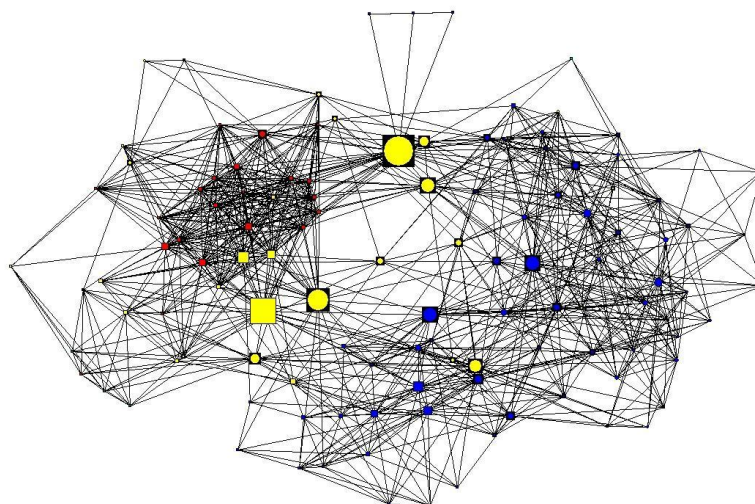


Figura 47 Centrality measure. La dimensione dei simboli è direttamente proporzionale al corrispondente valore di betweenness

5.2.3 Analisi temporale

L'analisi temporale per l'intero campione (Fig. 48) è risultata composta da dissociazioni rapide con un livello di associazioni casuali. Mentre per i residenti, sia liguri (Fig.49) che toscani (Fig.50), il modello che descrive meglio le loro associazioni temporali è risultato: associazioni tra coppie costanti e dissociazioni rapide.

In sintesi la struttura sociale appare guidata da relazioni a breve termine, anche se coppie di compagni costanti con lunghi periodi di associazioni si possono trovare tra gli individui classificati come residenti. Per i residenti le associazioni sono dell'ordine della decina di giorni, dopo questo periodo gli individui si separano e tornano a riassociarsi in tempi successivi.

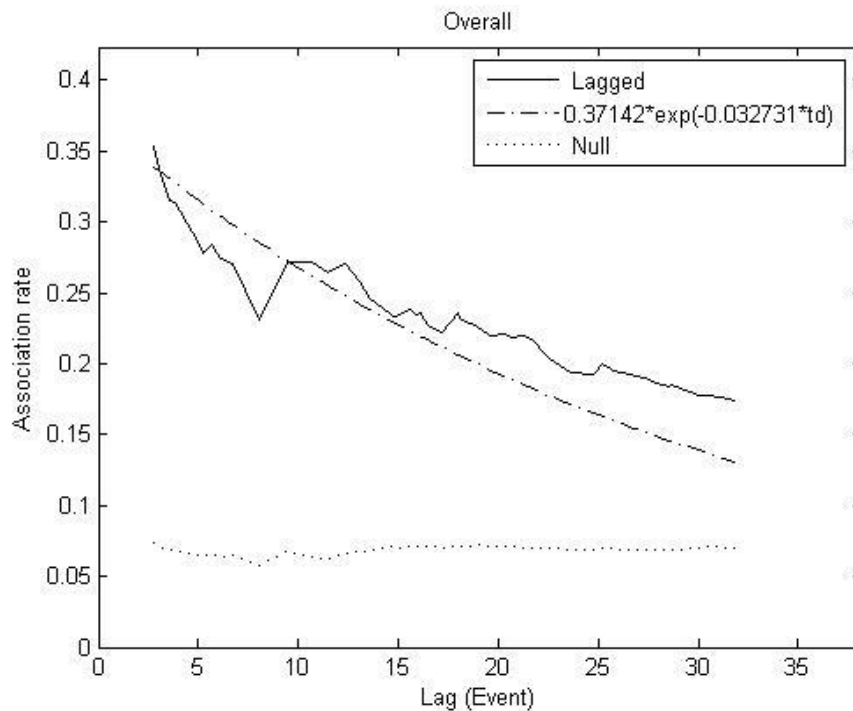


Figura 48. Analisi temporale dell'intero campione in esame

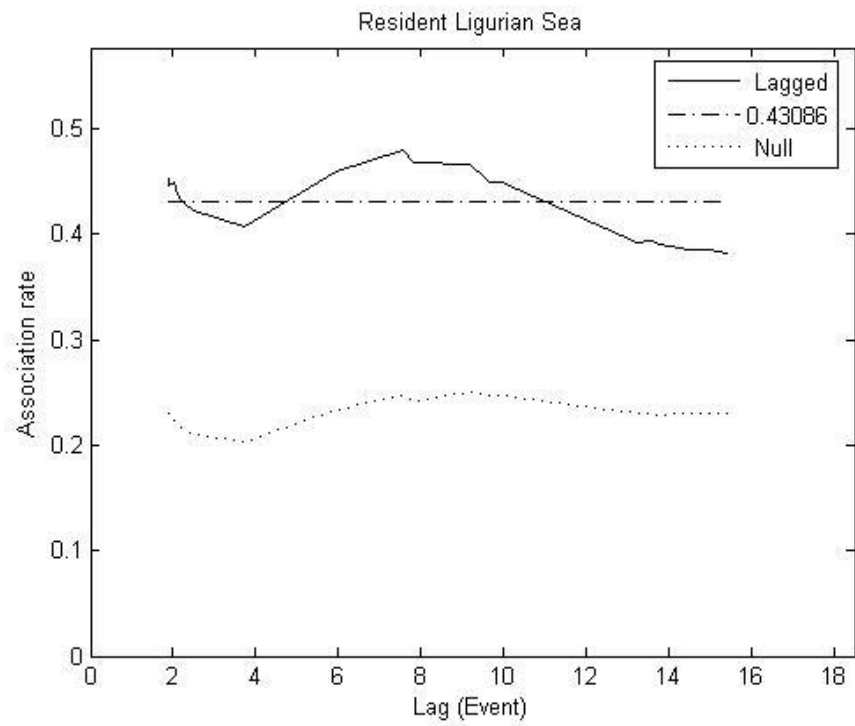


Figura 48. Analisi temporale per gli individui residenti in Mar Ligure

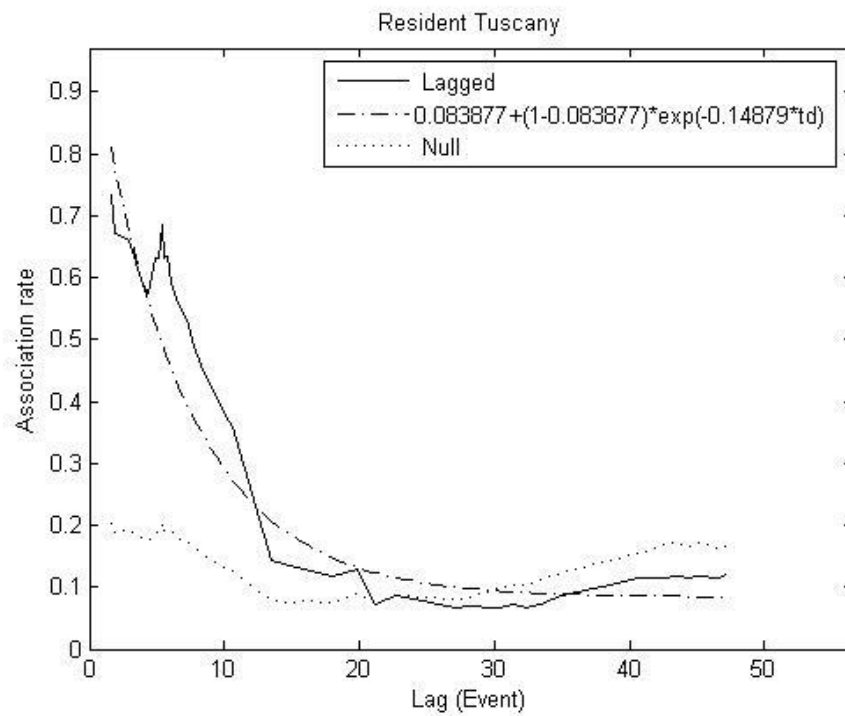


Figura 49. Analisi temporale per gli individui residenti nell'Arcipelago Toscano

5.3 Conclusioni

Dal database fotografico sono stati selezionati 120 individui che rispondevano ai criteri di qualità, grado di marcatura e numero di ricatture prefissati, questo campione corrisponde al 28% della popolazione totale, secondo le stime più recenti.

La popolazione studiata sembra essere composta principalmente da individui transienti che ammontano al 47.5% del campione, mentre i residenti in mar ligure sono presenti per il 31.7% e quelli toscani per il 20.8%. La maggior parte delle coppie d'individui forma associazioni deboli (0.3 - 0.4 HWI), soltanto poche coppie di residenti in mar ligure presentano associazioni maggiori di 0.5.

L'organizzazione sociale appare molto dinamica, concordando con la caratteristica della specie di formare società di tipo *fission-fusion*, che consiste nel vivere in grandi comunità i cui membri formano e cambiano frequentemente i gruppi. Questo tipo di società è caratterizzato da bassi indici di associazione. Per individuare coppie a lungo termine è stata eseguita la permutazione di ogni individuo all'interno del periodo di campionamento. La simulazione utilizzando l'indice HWI indica che, se esistono coppie ad associazione preferenziale, la SD dei dati reali aumenta notevolmente rispetto ai dati random.

I risultati sopra descritti danno un'idea generale della struttura sociale, ma non descrivono la struttura spaziale delle associazioni. A tale scopo è stato utilizzato l'algoritmo di Girvan-Newman. Da questa analisi sono emerse 2 grandi comunità ed un piccolo gruppo isolato. La separazione tra individui del mar Ligure e individui dell'Arcipelago Toscano, in particolare le isole, è evidente. Sia gli individui della Toscana che le comunità della Liguria presentano un'associazione con i pescherecci a strascico.

All'interno della comunità ligure sono principalmente i transienti a cacciare in associazione con lo strascico, questo sembra evidenziare un trasferimento culturale dall'Arcipelago Toscano alla Liguria. Queste due comunità sono collegate da un gran numero d'individui transienti (avvistati anche in sotto area 2). Quest'ultimi presentano tecniche miste di alimentazione e alcuni di loro possono essere considerati Brokers (individui a maggiore betweenness) che giocano un ruolo fondamentale nel mantenere coesa la popolazione.

La popolazione in esame vive in gruppi composti da individui che stanno in associazione per poco tempo. Il numero delle associazioni diminuisce notevolmente dopo i primi 10 giorni, alcune coppie di individui formano associazioni stabili ma la maggior parte di essi è guidata da interazioni casuali che durano brevi periodi. La disponibilità di prede potrebbe giocare un ruolo fondamentale nel determinare questi repentini cambiamenti nei gruppi e nelle loro dimensioni, i gruppi diventano numerosi in caso di grande disponibilità di prede. Grandi gruppi di oltre 30 esemplari sono stati osservati in corrispondenza di secche cacciare in modo coordinato seguendo tipiche tecniche di cooperazione, l'associazione in gruppi numerosi può durare anche poche ore.

6. Trawlers e Non Trawlers. Confronto tra Arcipelago Toscano – mar Ligure e Area delle Bocche di Bonifacio.

Al fine di indagare il ruolo giocato dalle strategie di alimentazione nel determinare la struttura sociale, e confrontare la struttura sociale tra gli individui di tursiope presenti nella zona Arcipelago Toscano – mar Ligure e nell'Area delle Bocche di Bonifacio gli esemplari studiati sono stati suddivisi in 3 categorie, utilizzando come discriminante i criteri sopra indicati per la loro relazione con i pescherecci a strascico (Tab. 15).

	Trawlers	Non Trawlers	Mix
Arcipelago Toscano e Liguria	41	81	5
Corsica - Sardegna	21	69	4
Totale	62	150	9

Tabella 15 - Interazione dei tursiopi con la pesca a strascico.
Individui Trawlers, Non Trawlers e Mix

Infine sono stati individuati gli esemplari che giocano un ruolo importante per la coesione della popolazione applicando la **centrality measure**.

Legenda delle Figure:

In relazione all'attività di pesca a strascico:

- *Individui Trawlers:* Colore Rosso
- *Individui Non Trawlers:* Colore Blu
- *Individui Mix:* Colore Nero

In relazione alle aree di avvistamento:

- *Da Sestri Levante a Massa:* Cerchio inscritto in quadrato
- *Da Viareggio a Cecina:* Segno +
- *San Vincenzo – Piombino – Capraia – Nord Elba:* Quadrato inscritto in cerchio
- *Sud Elba:* Rombo
- *Transient:* Triangolo

Gruppi cerchiati per macro-area:

- *Toscana:* Rosso
- *Liguria:* Verde
- *Mix:* Giallo

Possiamo osservare una netta prevalenza di unità sociali nella macro-area Toscana rispetto a quella Ligure

Il gruppo cerchiato in giallo racchiude individui *transient* osservati in entrambe le zone.

Questi esemplari giocano un ruolo importante nella struttura sociale e risultano essere dei punti di contatto ed interazione tra le varie comunità.

Si può osservare che gli individui *trawlers* appartengono prevalentemente alla zona Ligure.

Il gruppo cerchiato in arancio include individui prevalentemente *non trawlers* e dell'area toscana (San Vincenzo – Piombino – Capraia – Nord Elba) ed è contraddistinto anche dalla presenza di 3 esemplari *transient* avvistati anche nella zona di La Spezia, e *mix* rispetto l'interazione con le attività di pesca a strascico.

6.1 Risultati e Conclusioni

La cluster analysis è stata effettuata prendendo in considerazione separatamente i dendrogrammi ottenuti per l'area Arcipelago Toscano - Liguria e Corsica - Sardegna, anche in considerazione del fatto che il campionamento nelle due zone è stato condotto con modalità e in tempi diversi e che le tecniche di foto-identificazione non hanno avuto ricatture, indicando che gli individui che frequentano le due zone hanno probabilmente scarse interazioni. Un tale livello di separazione è stato osservato anche da Gnone *et al.* (2011), secondo cui sembrerebbe che i tursiopi che vivono lungo la costa della Corsica non abbiano interazioni con la popolazione che frequenta le acque dell'Arcipelago Toscano, al contrario e sorprendentemente hanno osservato interazioni con la popolazione residente lungo le coste francesi (l'isola di Capraia è distante solo poche miglia da Capo Corso e separata da fondali per cui i tursiopi hanno affinità).

Osservando i dendrogrammi relativi all'half-weight index dei due gruppi (Fig. 50, Fig. 51) si nota che il livello di associazione tra le due zone è notevolmente diverso, i valori di HWI_{null} più elevati per l'Arcipelago Toscano e la Liguria indicano un minore livello di associazione rispetto alla zona Corso-Sarda. Fatto ancor più evidente se si considera che gli individui di quest'ultima zona rappresentano un nucleo sicuramente più sedentario che, probabilmente ha trovato all'interno dell'AMP internazionale delle Bocche di Bonifacio una condizione favorevole alle proprie esigenze alimentari e di riproduzione.

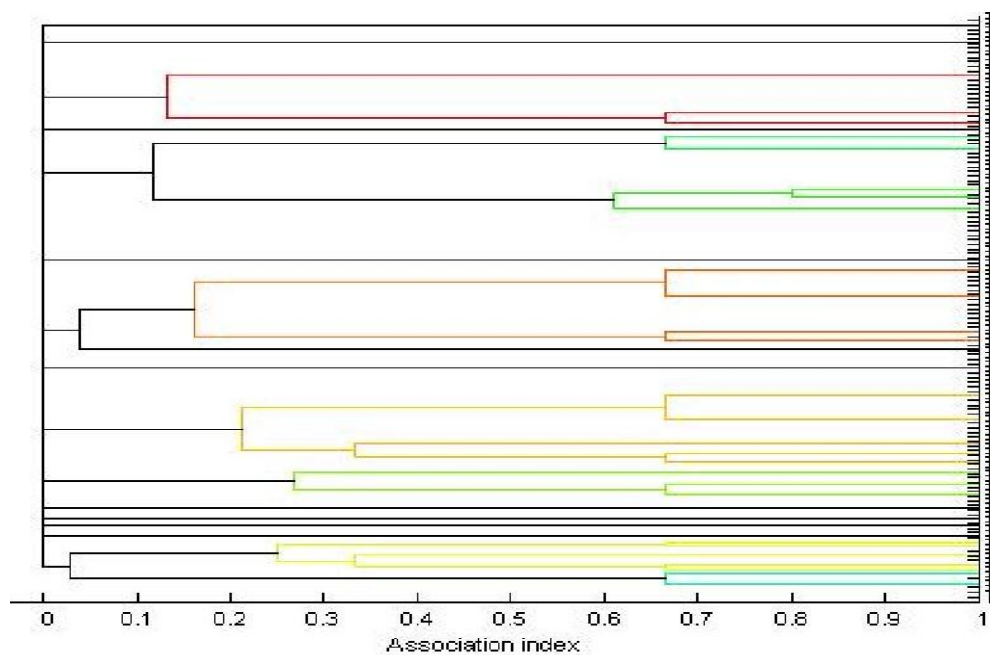


Figura 50. Cluster analysis ricavata dai dati provenienti da Arcipelago Toscano -Liguria

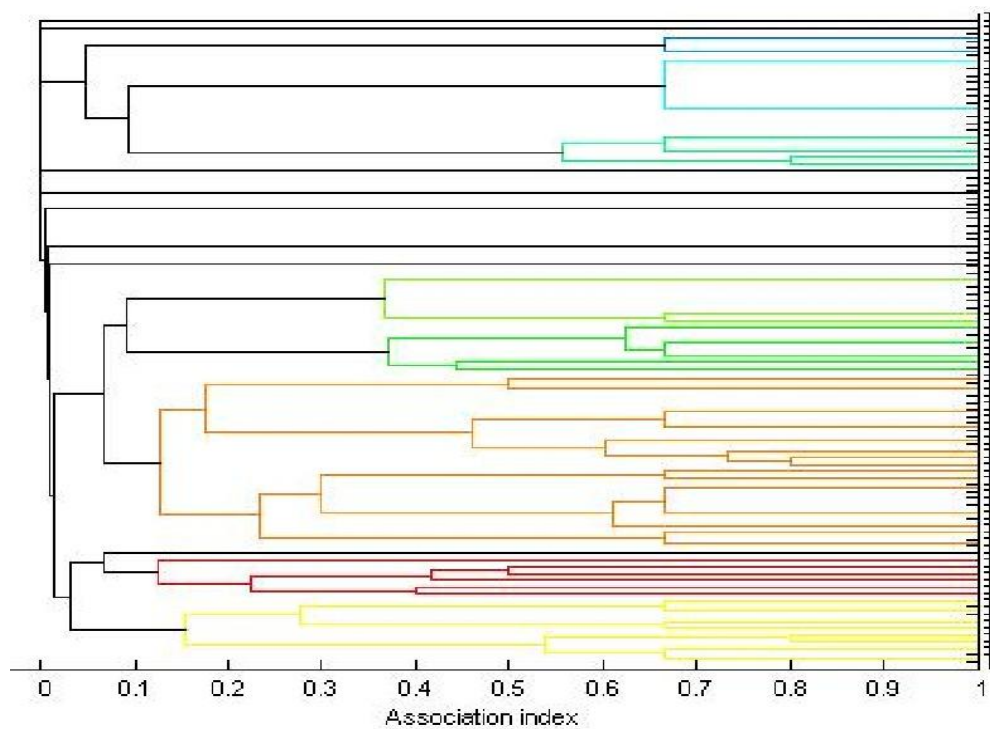


Figura 51. Cluster analysis ricavata dai dati provenienti da Corsica-Sardegna

Nella realtà non si può escludere con certezza che queste due comunità possano interagire e mescolarsi tra di loro, anche in virtù della caratteristica "*fission-fusion*" intrinseca alla socialità del tursiope (Lusseau, 2005).

Occorre precisare che i dati relativi l'Arcipelago Tocco - mar Ligure e quelli della Corsica - Sardegna sono frutto di disegni di campionamento strutturati in maniera differente. I dati provenienti dall'Arcipelago Tosco-Ligure fanno riferimento ad un periodo di studio più breve ed area più estesa rispetto a quelli della zona sardo-corsa. Questi limiti restituiscono nel nostro caso una visione "istantanea" della situazione e al tempo stesso evidenziano l'importanza di un adeguato disegno di campionamento.

Premesso ciò, si è osservato come le unità sociali della zona sardo-corsa risultano esser meno numerose rispetto a quelle osservate nella zona dell'Arcipelago Toscano e Mar Ligure anche perché i tursiopi sono concentrati in un'area ristretta e quindi socialmente appaiono coesi.

Un ruolo importante nella struttura sociale è svolto dagli individui *transient*, ossia quegli esemplari erranti da una zona ad un'altra. Questi risultano essere dei punti di contatto ed interazione tra le varie comunità. Le comunità non sono immutabili e presentano al loro interno individui con associazioni preferenziali, più intense rispetto ad altre. Può capitare che singoli esemplari abbiano connessioni ed interazioni con più individui di comunità differenti, questi sono definiti *brokers* (Fig. 52, Fig. 53) (Lusseau & Newman 2004). La presenza di *brokers* tra due unità sociali permette il trasferimento di informazioni a vari livelli (Rendell & Whitehead, 2001).

Ricordiamo che una comunità giustamente suddivisa dovrebbe presentare molti confini al suo interno, bassa Betweenness ed un alto valore di Modularity Q. La Modularity è una misura della struttura delle reti sociali; misura la forza di suddivisione di una rete sociale in moduli (gruppi, clusters o comunità). Una rete sociale con alto valore di Modularity (Q) ha forti connessioni tra i vertici nel gruppo, ma deboli connessioni tra i vertici di differenti gruppi.

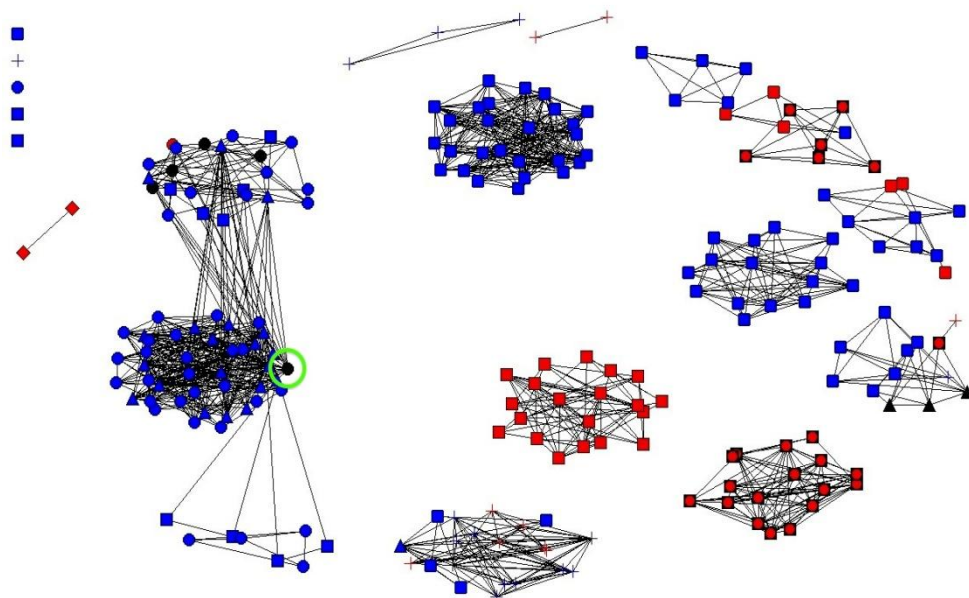


Figura 52 - Struttura sociale - Esempio Broker evidenziato - Dati Aggregati

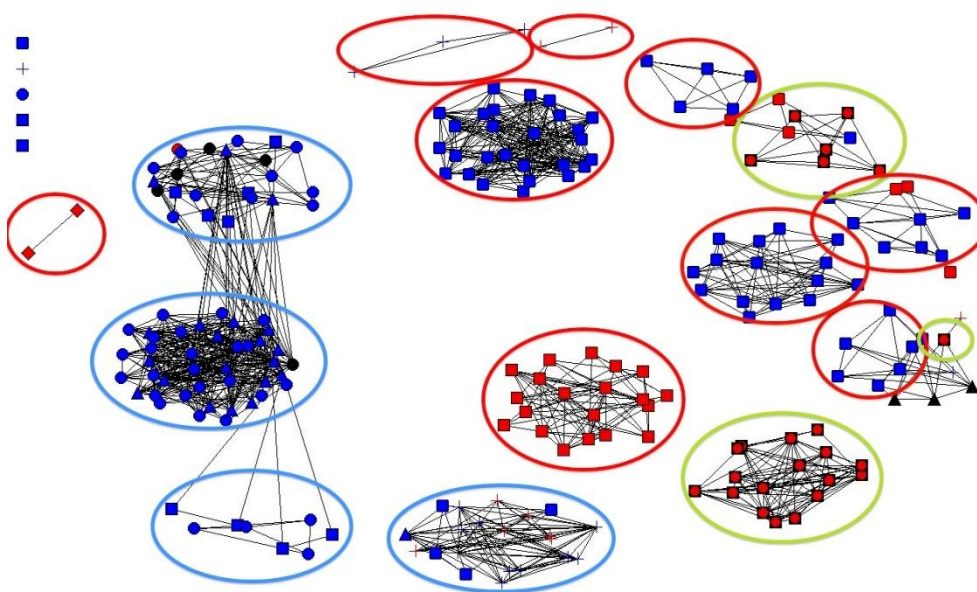


Figura 53 - Struttura sociale - Evidenziate macro-aree - Dati aggregati
 Cerchi Rossi: Toscana Cerchi Gialli: Liguria Cerchi Blu: Corsica-Sardegna

Il valore di **Q** è stato calcolato dalla matrice data dai valori di HWI attribuiti a tutti gli individui che costituiscono un'associazione preferenziale.

Il *modularity index* per l'arcipelago Toscano e la Liguria è risultato pari a: $Q = 0,776$, per Corsica-Sardegna è risultato pari a: $Q = 0,460$ e per i dati aggregati è risultato pari a: $Q = 0,793$.

Confrontando i *modularity index* delle varie aree, notiamo come quello relativo all'Arcipeago Toscano e Liguria risulta superiore a quello della zona sardo-corsa e lo possiamo anche evincere dal numero maggiore di connessioni tra i vertici interni delle stesse comunità.

Riguardo le interazioni con le attività di pesca a strascico (Fig. 54) si sono osservati n° 24 tursiopi *trawlers*, localizzati perlopiù nella zona Sestri-Massa e n° 17 *trawlers* in Toscana.

In prossimità dell'Elba registriamo una cospicua comunità di individui *non trawlers*.

Nella zona Corsica-Sardegna sono stati osservati 21 tursiopi *trawlers* e geograficamente *transient*.

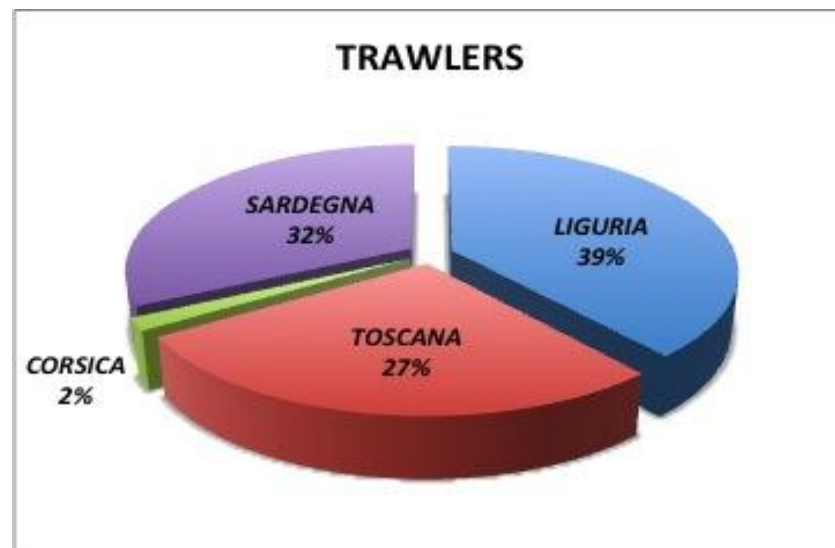


Figura 54 - Tursiopi trawlers in percentuale

Come si evince dalla figura 54 i tursiopi *trawlers* sembrerebbero più frequenti in % in Liguria e in Sardegna che in Toscana.

Area	N° Avvistamenti	N° Avvistamenti Trawlers	Percentuale Avv. Trawlers
Liguria	5	5	100%
Toscana	22	6	27,27%
Totale	27	11	

Tabella 16. Dettaglio Avvistamenti Trawlers in Arcipelago Toscano – Liguria

In relazione agli avvistamenti osserviamo come su 27 avvistamenti tutti e 5 gli avvistamenti liguri siano stati registrati come trawlers nella zona di La Spezia.

E' probabile che questo comportamento opportunistico si sia sviluppato anche in relazione alla disponibilità di risorse alimentari.

Dal momento che la piattaforma continentale è più ampia in Toscana e che le specie di cui si ciba il tursiope sono tipicamente neritiche, si può ipotizzare che in quell'area abbiano meno necessità di sfruttare i pescherecci per alimentarsi.

7. Distribuzione spaziale

7.1 La Geostatistica

La geostatistica nasce, nell'ambito delle scienze legate al suolo, come branca della statistica che si occupa di valutare l'autocorrelazione spaziale dei dati geografici (Hengl, 2009), cercando di verificare se osservazioni effettuate su punti vicini presentano, una minore variabilità rispetto ad osservazioni effettuate tra punti distanti. Il vantaggio di questa metodologia è rappresentato, da tecniche di interpolazione in grado di fornire delle stime sul valore assunto da una variabile laddove la misurazione non è stata effettuata, partendo dai dati raccolti.

Usata negli anni '60 come metodologia applicata con successo all'industria mineraria, la geostatistica trova oggi applicazione in tutti quei settori delle scienze applicate in cui i fenomeni di studio hanno carattere spaziale. Tra le ragioni della diffusione della disciplina se ne possono citare due: l'aspetto pratico e la sua efficacia. Il primo è dovuto al fatto che i metodi geostatistici sono stati messi a punto su argomenti specifici, la seconda è testimoniata dal successo che tali metodi hanno avuto nei settori di origine. Queste metodologie, sono oggi diventati disponibili per lo studio delle tematiche ambientali (Raspa, 2003.): la preservazione di aree con elevata biodiversità o la gestione di territori altamente eterogenei è, infatti, un punto focale dell'ecologia .

La "mappatura" di queste zone può essere d'aiuto alla *governance* ed agli enti di sviluppo per la conservazione della biodiversità e per sviluppare piani di sfruttamento del territorio.

Una caratteristica fondamentale dell'organizzazione strutturale del mondo naturale è l'ampia varietà delle condizioni climatiche, geologiche e topografiche. I dati che definiscono lo status di questi elementi degli ecosistemi esibiscono di conseguenza un intervallo di variazione particolarmente ampio. La formulazione di inferenze circa i fenomeni studiati in ecologia sono spesso affidate a test statistici o a procedure come l'analisi della varianza (ANOVA). Sebbene questi strumenti statistici siano convenienti e di facile implementazione, assumono che qualsiasi dato sia indipendente da tutti gli altri. La maggior parte dei fenomeni naturali, però, mostra un mosaico geografico ed un certo grado di dipendenza spazio-temporale della distribuzione dei dati a tutte le scale dimensionali. Ciò comporta la presenza di una struttura spaziale o temporale in cui i dati sono autocorrelati.

Le proprietà dell'ambiente sono in relazione tra loro in qualche scala, grande o piccola che sia. Il principio che dimostra questo legame è definito dell'**autocorrelazione**, secondo il quale, valori campionati in luoghi vicini tra loro tendono ad avere comportamenti simili, mentre valori di una stessa variabile misurati in campioni raccolti in luoghi lontani tra di loro, tendono ad avere comportamenti differenti, o almeno tendono a differire dai valori medi che si riscontrano nei due luoghi stessi. In tal senso, la *correlazione* fra i valori della variabile tende a diminuire con l'aumentare della distanza.

7.1.1 Modelli per l'analisi dei dati spaziali

L'informazione contenuta in un insieme di dati spaziali osservati in un dominio è solitamente frammentaria. La possibilità di estrapolarla in localizzazioni in cui non è stata effettuata alcuna misurazione è legata alla costruzione di un modello, potendo ragionevolmente supporre l'esistenza di una relazione che colleghi i valori osservati con quelli incogniti.

Metodi deterministici

Quando i processi fisici o chimici sono noti, un fenomeno può essere descritto mediante un modello deterministico, che prevede l'evoluzione del soggetto di studio utilizzando delle equazioni matematiche che ne descrivono il fenomeno. L'utilizzo di questo tipo di modello porta ad un risultato unico e numerico per ogni punto dello spazio e per ogni istante temporale futuro. Sono da considerarsi metodi deterministici:

- metodo della media campionaria
- metodo dei poligoni di voronoi
- metodo di triangolazione
- metodo d'interpolazione dei vicini naturali (natural neighbour interpolation)
- metodo dell'inverso della distanza (inverse distance weighted, idw)

Metodi stocastici

Il modello deterministico, precedentemente descritto, utilizza variabili che possono assumere in un determinato istante un solo valore; tuttavia, la maggior parte dei fenomeni naturali è caratterizzata dalla presenza di variabili che interagiscono in maniera molto complessa ed apparentemente casuale e pertanto non possono essere modellizzate esattamente.

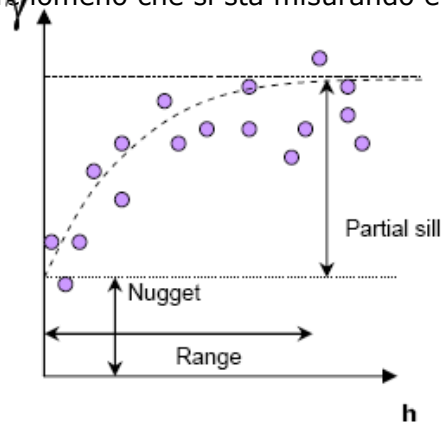
La teoria dei processi stocastici riconosce questa componente fondamentale di incertezza e, anche se il termine aleatorio spesso denota qualcosa di imprevedibile, l'approccio probabilistico è in grado, non solo di affrontare il problema della stima dei valori incogniti, ma anche di determinare l'accuratezza di tale stima. I fenomeni suddetti possono essere descritti utilizzando il concetto di variabile aleatoria. La totalità delle variabili aleatorie costituisce il processo stocastico: se si utilizza lo spazio matematico ad una sola dimensione e la variabile indipendente è il tempo, allora si tratterà di una serie temporale, se invece si utilizza uno spazio matematico a due o tre dimensioni, si parlerà di processo stocastico spaziale. Adottando il punto di vista stocastico, ogni punto dello spazio non ha un solo valore per una proprietà, ma un intero insieme di valori. In questo modo il valore osservato diventa un valore estratto a caso da un infinito numero di valori possibili, assunti da qualche funzione di probabilità per una qualche legge. Questo significa che in ogni punto dello spazio c'è una variazione. Così, ad ogni punto X_0 , una proprietà Z_{X_0} , è trattata come una variabile casuale, generalmente continua e non discreta, con una media simbolo, una varianza, momenti di ordine più alto e una funzione di probabilità di densità cumulativa. Questa variabile ha quindi una funzione di probabilità da cui viene estratto il valore reale.

Il set di valori reali (misurati) di Z può considerarsi come una *variabile regionalizzata*, in quanto è una variabile il cui valore è fortemente condizionato dalla posizione spaziale.

Una variabile regionalizzata è pertanto quel set di valori che la funzione aleatoria Z_{x_0} assume in ogni punto dello spazio.

7.1.2 L'approccio probabilistico: il variogramma

In geostatistica la correlazione spaziale viene descritta dal semivariogramma. Dall'analisi del variogramma è possibile estrarre informazioni utili a comprendere il fenomeno che si sta misurando e la sua distribuzione sul territorio.



Se il semivariogramma raggiunge un valore limite (chiamato sill), significa che esiste una distanza a oltre la quale $Z(x)$ e $Z(x+h)$ non presentano più dipendenza spaziale. Questa distanza a , che dipende dalla direzione (descritta dall'angolo α) lungo la quale viene calcolato il semivariogramma, è detta Range e definisce la distanza media entro cui i campioni rimangono correlati spazialmente.

Il Range fornisce un significato preciso al concetto di zona di influenza di un campione.

Figura 55. Variogramma

Il Nugget rappresenta una discontinuità della variabile regionalizzata in prossimità dell'origine (ad $h=0$) ed il semivariogramma non tende a zero per piccole distanze $|h|$. L'effetto nugget diventa problematico:

- 1) alla presenza di microstrutture, ovvero componenti che presentano una variabilità spaziale a distanze minori delle distanze di campionamento più piccole.
- 2) all'errore sperimentale; quest'ultima sorgente viene detta "nugget umano".

La differenza tra il sill del modello ed il nugget rappresenta la proporzione della varianza totale, che può essere attribuita alla dipendenza spaziale dei dati dalla griglia di campionamento utilizzata. Un'altra importante informazione fornita dal nugget si riferisce all'adeguatezza della griglia utilizzata per descrivere il fenomeno oggetto di studio. Ogni fenomeno si realizza e può essere studiato a specifiche scale dimensionali; gli strumenti geostatistici possono essere usati, quindi, per progettare strategie ottimali di campionamento di un'area o di una serie temporale avendo solo delle informazioni circa il grado di interdipendenza dei dati. La modellizzazione del variogramma è un passo molto delicato in quanto consiste nello scegliere la curva che meglio approssima la serie discreta di punti ottenuti dall'analisi del variogramma sperimentale.

Per il fitting del modello è opportuno seguire procedure che tengano conto sia di aspetti visivi che di aspetti statistici:

- 1) viene tracciato il variogramma sperimentale
- 2) si sceglie uno o più modelli tra quelli disponibili, i quali abbiano approssimativamente una forma corretta e con sufficiente dettaglio, in modo da rispettare le tendenze principali dei valori sperimentali
- 3) si adatta il modello attraverso procedure statistiche di minimizzazione degli errori
- 4) si ispeziona il risultato grafico, per valutare qualitativamente la bontà del risultato

7.1.3 Ricostruzione spaziale dei fenomeni tramite stima

Una delle operazioni più comuni che vengono effettuate nell'ambito del trattamento dei dati spaziali, come spiegato in precedenza, è la costruzione di carte tematiche, cioè carte georeferenziate, in cui è riportato mediante un adeguato metodo di rappresentazione l'andamento di una variabile di studio. La carta è normalmente costruita a partire dai valori della variabile misurati all'interno dell'area.

Vi sono due modalità di rappresentare una variabile spaziale su tutto il campo: quella vettoriale e quella raster. Al primo tipo di rappresentazione si giunge attraverso una stima della variabile ai nodi di una griglia ed alla successiva individuazione, per interpolazione, delle isolinee.

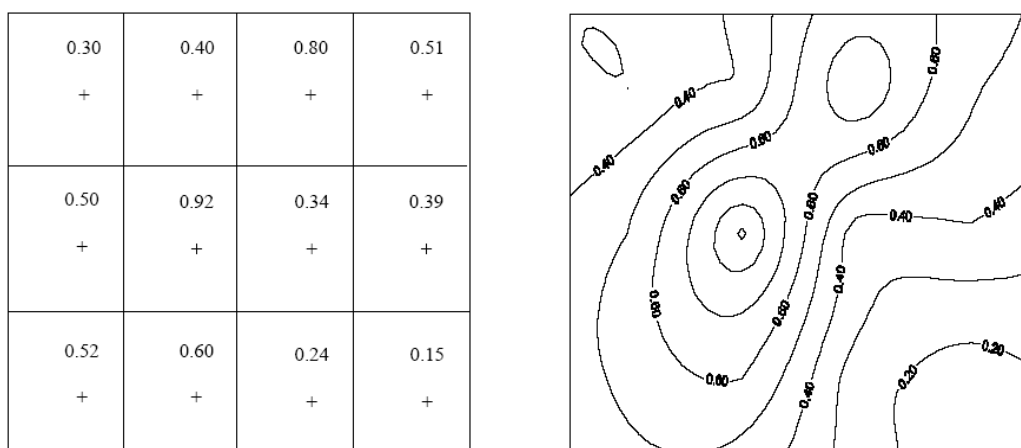


Figura 56. Stima di una griglia regolare di punti e successiva interpolazione delle iso-linee.

Accuratezza della stima

La qualità della stima dipende dall'ampiezza degli errori. Essi sono caratterizzati da una legge di densità di probabilità che ha media nulla, se lo stimatore è corretto, e una dispersione che è responsabile dell'accuratezza della stima. Più la funzione di densità è dispersa e più frequenti sono gli errori elevati. Come si può intuire, dal momento che si opera in un quadro probabilistico descritto da momenti del secondo ordine, non è possibile accedere a tale funzione, ma si è in grado, come si vedrà, di calcolarne la sua varianza, che viene chiamata varianza di stima ed è assunta quale grandezza per quantificare, in termini inversi, l'accuratezza della stima.

7.2 Il Kriging

Il Kriging è il metodo geostatistico, grazie al quale si ottiene la stima del valore di una variabile, riferita a qualsiasi entità geometrica puntuale (*point*) o areale (*block*) (Matheron, 1963). Esso si riferisce ad uno stimatore, definito da una combinazione lineare dei valori della variabile noti, in prossimità dell'entità da stimare. Grazie all'utilizzo del Kriging, i pesi, all'interno della media dei valori, sono assegnati in modo da minimizzare la varianza e le stime risultano corrette; per questo motivo il Kriging è definito il miglior stimatore lineare corretto (best linear unbiased estimation, B.L.U.E) (ESRI, 2001).

Esistono diversi tipi di kriging, tra cui il kriging Ordinario (Ordinary Kriging) e il kriging Universale (Universal Kriging), per diverse tipologie di variabili.

Ciò che li differenzia è il tipo di variabile usata: il Kriging Ordinario può lavorare solo con variabili stazionarie del secondo ordine (che presentano cioè media costante e varianza dipendente solo dal *lag*, muovendosi da punto a punto), il Kriging Universale può invece lavorare anche con variabili non stazionarie (che presentano cioè un *drift*). Una delle assunzioni fatte dal Kriging Ordinario, quindi, è la stazionarietà del dato da stimare; quando invece esiste un significativo trend spaziale del dato, questa assunzione viene meno. La condizione di stazionarietà del dato può essere comunque ristabilita attraverso l'introduzione di una funzione deterministica, che descriva il *drift*, cioè l'andamento della media, in modo da poter isolare il residuo, cioè la parte aleatoria del dato. Il Kriging universale, quindi, modella e sottrae il *drift* presente nel dato, tramite una funzione deterministica, ed analizza la sola componente aleatoria (residuo), (Matheron, 1963). La metodologia del Kriging è estremamente interessante poiché non solo ci consente di stimare il valore assunto dal parametro studiato, ma anche di verificare la precisione (varianza di stima) in siti dove non si sono effettuate misure sperimentali.

7.3 SURFER[®]

Il software tramite cui sono state effettuate le analisi geostatistiche è SURFER[®]. Questo programma permette la costruzione di carte di distribuzione continua. La continuità viene ottenuta utilizzando il principio dell'autocorrelazione che definisce il grado di dipendenza tra i valori assunti dalla variabile campionata. Quando l'autocorrelazione tra due valori è dimostrata, al cambiare delle peculiarità di uno di essi varierà anche l'altro. SURFER[®] crea dei file denominati *Grid File* (.grd) a partire da una tabella di *input* costituita da valori *X*, *Y* e *Z* in cui:

- *X*= longitudine del centro cella (riferito alle celle appartenenti alla griglia costruita su mapinfo)
- *Y*= latitudine del centro cella (riferito alle celle appartenenti alla griglia costruita su mapinfo)
- *Z*= rappresenta la variabile, nel mio caso il valore dell'*Encounter Rate* calcolato per cella.

Il risultato è la creazione di un reticolato regolare (fig. 57), in cui ad ogni nodo della griglia vengono attribuiti i valori di *Z* derivati dall'interpolazione dei dati.

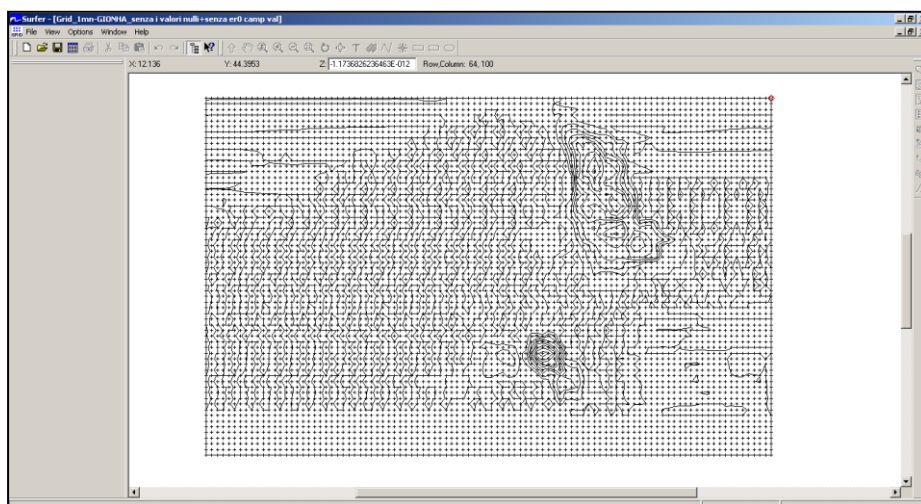


Figura 57. Visualizzazione grafica del grid file

Grazie a questo procedimento è possibile creare un insieme di valori *Z* regolarmente distribuiti nello spazio.

E' possibile utilizzare all'interno del programma diversi metodi di interpolazione appartenenti sia a modelli deterministici che stocastici.

Il metodo impiegato per l'analisi dei dati è il *KRIGING*.

La sua applicazione prevede un'analisi preliminare del relativo variogramma, utile ad individuare lo stimatore che interpola al meglio i dati. Quest'ultimo determina l'interpolazione stessa, è quindi il maggior responsabile della veridicità della mappa finale.

7.4 Risultati

I dati utilizzati per l'analisi sulla distribuzione spaziale del tursiope coprono un periodo di sei anni, dal 2005 al 2011.

Le rotte impiegate per calcolare lo sforzo di campionamento provengono dai dati GIONHA (Menkab, Pelagos, OEC) a cui sono stati sommati i dati storici appartenenti al database Dip.Te.Ris, per un totale di **8713.99** miglia nautiche di campionamento.

Per ridurre gli errori dovuti alla dispersione spaziale dei dati ed ottenere, una maggiore accuratezza nel risultato, è stato necessario utilizzare un alto numero di informazioni.

A causa della discontinuità del campionamento random, al fine di rendere i dati quanto più omogenei possibile, è stata costruita una griglia tramite il software GIS MAPINFO®, con celle di 1x1 miglio nautico ciascuna, da cui sono state estratte le coordinate per il centro di ciascuna cella. La batimetria indagata è tra zero e 200 metri di profondità. Gli avvistamenti registrati oltre questa batimetria non sono stati inseriti nelle analisi.

L'EFFORT è stato calcolato come il numero di volte in cui la cella è stata campionata, stesso procedimento per gli avvistamenti.

Il calcolo dell'ENCOUNTER RATE è il risultato della seguente equazione:

$$ER_{cella} = \frac{n_avvistamenti}{n_volte_cella_campionata}$$

Il file di *input*, necessario per l'elaborazione del Kriging in *SURFER*®, è così composto:

CELLA	LONGITUDINE	LATITUDINE	EFFORT	N AVV	ER
JJ136	10,0295	42,7464	2	1	0.5

Tabella 17 – *file input*

Il file di *input* (tab.17), una volta inserito in *SURFER*®, ha permesso la creazione del variogramma sperimentale (fig. 58), in cui la linea rossa rappresenta il valore della varianza, la linea nera l'andamento dei dati. La linea blu mostra il modello utilizzato per fittare i dati, in questo caso è il LOGARITMICO.

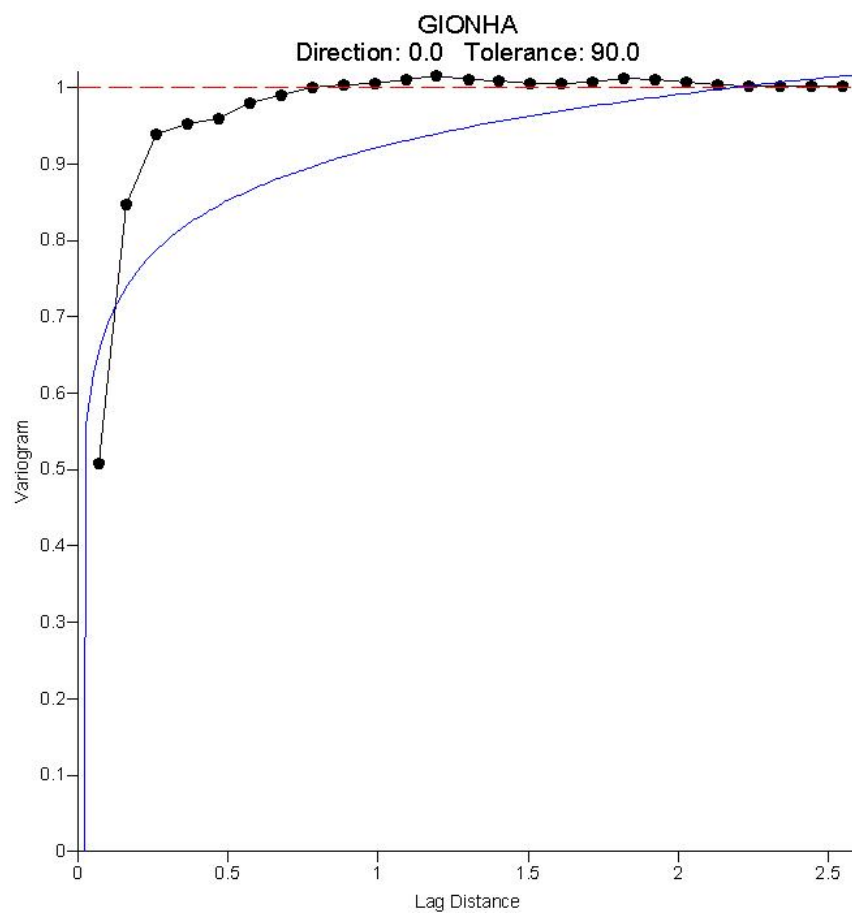


Figura 58. Variogramma relativo ai dati 2005-11

Il risultato dell'elaborazione geostatistica è mostrato di seguito (fig. 59).

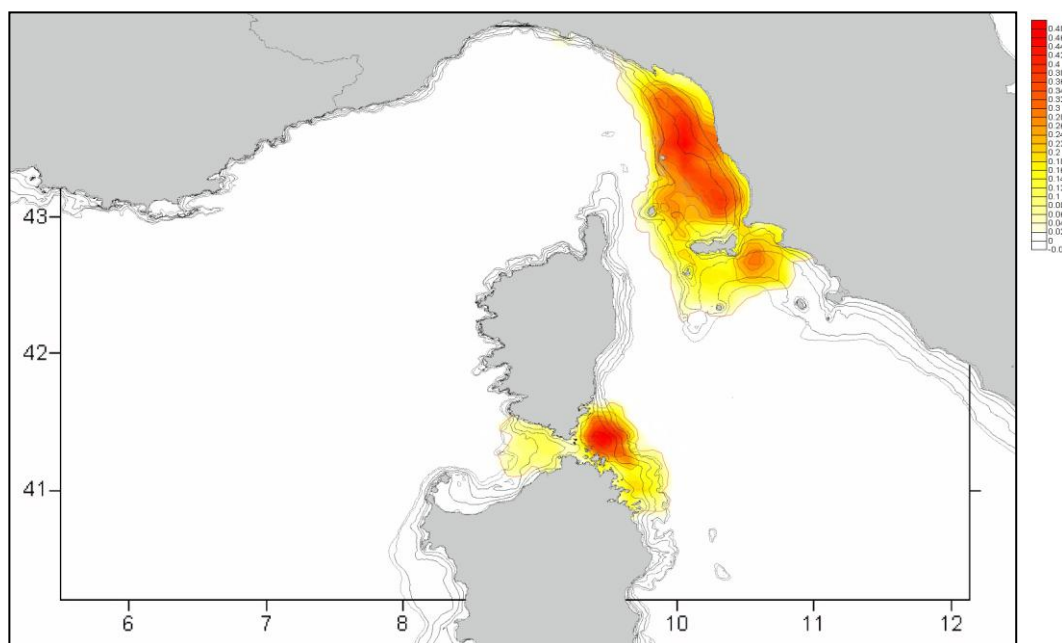


Figura 59. Mappa di distribuzione della specie *Tursiops truncatus* tramite l'applicazione dell'algoritmo KRIGING

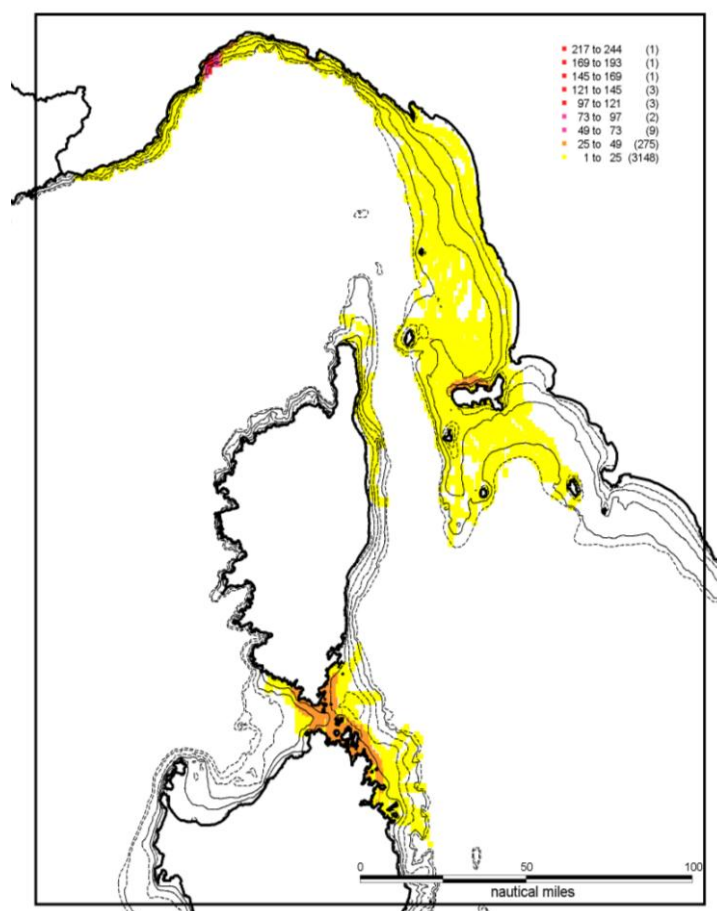


Figura 60. Mappa tematica sforzo di campionamento

Nella figura 60 è illustrato lo sforzo di campionamento GIONHA (Menkab, Pelagos, OEC) a cui sono stati sommati i dati storici appartenenti al database Dip.Te.Ris. La mappa presenta un dettaglio di 1 miglio nautico. Come si può notare dalla carta sopra riportata, anche se in tempistiche diverse, il campionamento ha ricoperto quasi la totalità dell'area di studio.

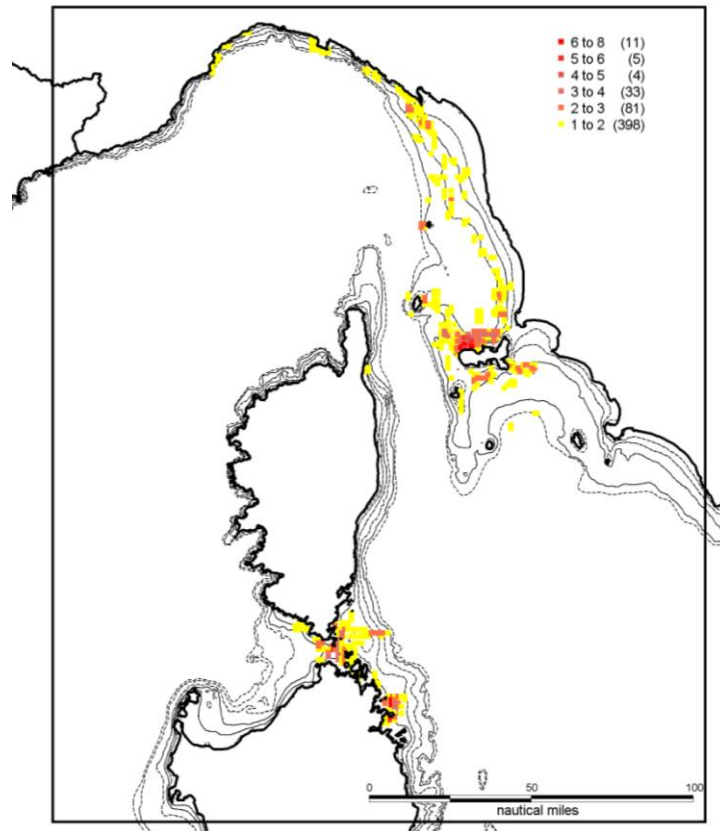


Figura 61. Mapa tematica avvistamenti

La carta rappresentata nella figura 61, mostra la distribuzione degli avvistamenti di *Tursiops truncatus* registrati all'interno dell'area di studio, anche questa presenta un dettaglio di 1 miglio nautico. Il picco di avvistamenti è visibile nelle acque dell'Arcipelago Toscano, nelle Bocche di Bonifacio e nelle acque antistanti l'isola di Mortorio (Parco Nazionale dell'Arcipelago della Maddalena).

7.5 Conclusioni

Come noto, il tursiope, a causa degli innumerevoli fattori di stress antropico, necessita di un particolare piano di conservazione, così come indicato dalla DIRETTIVA HABITAT (92/43/CEE) - Allegato II, in cui viene citato come "specie animale di interesse comunitario, la cui conservazione richiede la designazione di Zone Speciali di Conservazione".

Di conseguenza è necessario identificare gli Habitat Critici, al fine di preservare la specie.

Uno strumento utile a tal fine risulta la mappatura della distribuzione spaziale, in quanto rappresenta un valido aiuto per la *Governance*, nella definizione dei confini delle Aree Speciali di Conservazione (SIC).

Dalle analisi effettuate sui dati raccolti nella zona racchiusa all'interno del Santuario Internazionale dei Cetacei e precisamente nelle acque antistanti la Liguria, la Toscana, il nord Sardegna e il sud della Corsica (2005 al 2011), è stato possibile creare una mappa di distribuzione continua tramite l'applicazione di tecniche geostatistiche, nello specifico dell'algoritmo *Kriging*.

La Carta risultante (fig.58) mostra un picco di distribuzione massimo nella zona compresa tra la foce del fiume Magra e le acque a sud-est dell'Isola d'Elba.

Un secondo picco è visibile nelle acque della Riserva Naturale delle Bocche di Bonifacio e limitrofo alle isole presenti a nord del Parco Nazionale dell'Arcipelago della Maddalena.

8. Conclusioni generali

L'incremento delle normative ambientali degli ultimi anni è volto a provvedere alle crescenti problematiche legate all'ambiente marino, quali: sfruttamento delle risorse, inquinamento acustico e chimico delle acque, perdita della biodiversità, cambiamenti climatici.

In questo ambito questa relazione vuole apportare un contributo scientifico che ponga le basi utili a rispondere alle recenti politiche ambientali. I dati utilizzati sono stati ottenuti in ambito del progetto INTERREG GIONHA, integrati con il database del DIPTERIS.

L'attenzione è stata focalizzata su una specie di interesse comunitario (All. II Dir.92/43 CE), il tursiopo (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821).

Questa ricerca si sviluppa all'interno di un contesto giuridico-normativo che si concentra principalmente su la Direttiva Habitat 92/43 CE, la Marine Strategy 2008/56/CE e il CBD-EBSA Criteria.

Al fine di fornire dati utili alle politiche di gestione è stato svolto uno studio che ha considerato diversi aspetti biologici ed ecologici della popolazione di tursiopi che vive nelle acque della Toscana, Corsica e Liguria.

È stata stimata l'abbondanza della popolazione, calcolata separatamente per i dati dell'area Sardo-Corsa ed i dati dall'area Tosco-Ligure (integrati con i dati DIPTERIS), in quanto il confronto dei cataloghi fotografici inseriti in INTERCET non ha registrato alcuna ricattura. I risultati hanno sostanzialmente confermato le più recenti stime presenti in letteratura (Gnone *et al.*, 2011) con 431 individui (c.i. al 95% 379.2 - 493.1) in Arcipelago Toscano-Liguria e 139 individui (c.i. al 95% 102 - 197) nell'area delle Bocche di Bonifacio.

Si è indagata la struttura spaziale e temporale delle interazioni sociali in quanto conoscere la struttura sociale di una popolazione è fondamentale ai fini della gestione e della conservazione avendo un ruolo chiave in molti aspetti ecologici e biologici: influenza il corredo genetico, la diffusione di malattie ed il modo in cui gli esemplari utilizzano l'ambiente.

La struttura sociale è stata studiata utilizzando esclusivamente i dati storici del DIPTERIS per dare una visione "a lungo termine" sulla struttura sociale. Successivamente sono stati analizzati i dati estrapolati da INTERCET ottenendo una "fotografia" della struttura sociale, essendo i dati distribuiti in un arco temporale ristretto.

Nel primo caso è stato selezionato un campione corrispondente a circa il 30% della popolazione dell'area Toscana-Liguria.

La popolazione studiata è risultata composta principalmente da individui transienti che ammontano al 47.5% del campione, e in minor misura in individui residenti nelle acque toscane ed individui residenti nelle acque liguri. Dall'analisi dell'*Half weight index* la popolazione appare costituita da sette gruppi principali, la maggior parte delle coppie d'individui forma associazioni deboli (0.3 - 0.4 HWI), soltanto poche coppie di residenti in mar ligure presentano associazioni maggiori di 0.5.

L'organizzazione sociale appare molto dinamica, concordando con la caratteristica della specie di formare società di tipo *fission-fusion*, in cui i membri formano e cambiano frequentemente i gruppi.

La struttura spaziale delle associazioni è stata descritta tramite l'algoritmo di Girvan-Newman. Da questa analisi la separazione tra individui del mar Ligure e individui dell'Arcipelago Toscano, in particolare le isole, è evidente. Sia gli individui della

Toscana che le comunità della Liguria presentano un'associazione con i pescherecci a strascico.

All'interno della comunità ligure sono principalmente i transienti a cacciare in associazione con lo strascico, questo sembra evidenziare un "trasferimento culturale" dall'Arcipelago Toscano alla Liguria. Queste due comunità sono collegate da un gran numero d'individui transienti. Quest'ultimi presentano tecniche miste di alimentazione e alcuni di loro giocano un ruolo fondamentale nel mantenere coesa la popolazione.

In seguito si è valutato l'aspetto temporale delle associazioni, la popolazione in esame vive in gruppi in cui il numero delle associazioni diminuisce notevolmente dopo i primi 10 giorni, alcune coppie di individui formano associazioni stabili ma la maggior parte di essi è guidata da interazioni casuali che durano brevi periodi. La disponibilità di prede potrebbe giocare un ruolo fondamentale nel determinare questi repentini cambiamenti nei gruppi e nelle loro dimensioni, i gruppi diventano numerosi in caso di grande disponibilità di prede.

Analizzando i dati ottenuti dalle campagne GIONHA sembrerebbe che i tursiopi trawlers sono più frequenti in percentuale in Liguria e nella zona sarda delle bocche di bonifacio rispetto alla Toscana, quasi del tutto assenti in Corsica. La pesca a strascico sembrerebbe giocare un ruolo importante nell'affermazione del fenomeno del *trawling* come comportamento opportunistico del tursiope, offrendogli una fonte alimentare alternativa ed agevolata, basti pensare al pesce scartato e rigettato a mare, oppure quello che rimane intrappolato nelle reti. Quest'ultimo aspetto tuttavia necessita di ulteriori approfondimenti.

Infine è stata effettuata un'analisi geostatistica al fine di fornire indicazioni utili alla definizione di Zone Speciali di Conservazione (ZSC), come previsto per questa specie dalle direttive europee.

La consistente mole di tracciati d'avvistamento (2005-2011) ha permesso l'elaborazione di una mappa di distribuzione continua ad alta risoluzione (1 miglio nautico). L'algoritmo Kriging ha restituito un'alta concentrazione entro l'intera fascia batimetrica dei 200 m con definiti picchi di distribuzione (vedi mappa in allegato). Un picco massimo è presente nella zona compresa tra la foce del fiume Magra e le acque a sud-est dell'Isola d'Elba. Un secondo hot spot si trova nelle acque della Riserva Naturale delle Bocche di Bonifacio, limitrofo alle isole presenti a nord del Parco Nazionale dell'Arcipelago della Maddalena.

Bibliografia

- Auger-Méthé M, Whitehead H. 2007. The use of natural markings in studies of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Marine Mammal Science* 23:77-93
- Baird RW, Gorgone AM. 2005. False killer whale dorsal fin disfigurements as a possible indicator of long-line fishery interactions in Hawaiian waters. *Pacific Science* 59(4): 593-601
- Baird, R.W. & Dill, L.M. 1996. Ecological and social determinants of group size in transient killer whales. *Behavioral Ecology*, 7: 408–416.
- Campbell GS, Bilgre BA, Defran RH. 2002. Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Turneffe Atoll, Belize: occurrence, site fidelity, group size, and abundance. *Aquatic Mammals*, 28 (2):170-180
- Chilvers BL, Cockeron PJ. 2003. Abundance of Indo-Pacific bottlenose dolphins, *Tursiops aduncus*, off Point Lookout, Queensland, Australia. *Marine Mammal Science*, 19 (1): 85-95.
- Choi Ying W. 2001. Statistical analysis for capture-recapture experiments in discrete time. Master of Philosophy, University of Hong Kong: 70 pp.
- ESRI, 2001. Using ArcGIS Geostatistical Analyst. ESRI, USA.
- Evans PGH, Hammond PS. 2004. Monitoring cetaceans in European Waters. *Mammal Review* 34:131-156
- Fossi C, Marsili L, Neri G, Casini S, Bearzi G, Politi E, Zanardelli M, Panigada S. 2000. Skin biopsy of Mediterranean cetaceans for the investigation of interspecies susceptibility to xenobiotic contaminants *Marine Environmental Research* 50:517-521
- Fritz, H. & de Garine Wichtitsky, M. 1996. Foraging in a social antelope: effects of group size on foraging choices and resource perception in impala. *Journal of Animal Ecology*, 65: 736–742.
- Girvan, M. & Newman, M.E.J. 2002. Community structure in social and biological networks. *Applied Mathematics*, 99(12): 7821-7826.
- Gnone, G., Bellingeri, M., Dhermain, F., Dupraz, F., Nuti, S., Bedocchi, D., Moulins, A., Rosso, M., Alessi, J., McCrear, R. S., Azzellino, A., Airolidi, S., Portunato, N., Laran, S., David, L., Di Meglio, N., Bonelli, P., Montesi, G., Trucchi, R., Fossa, F. and Wurtz, M. 2011. Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21: 372–388.
- Hammond PS. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques Report International of the Whaling Commission, Cambridge, p 253-282

- Hengl, T. 2009. *A Practical Guide to Geostatistical Mapping*. Publisher by www.lulu.com. (ISBN: 978-90-9024981-0).
- Honer, O.P., Wachter, B., East, M.L. & Hofer, H. 2002. The response of spotted hyaenas to long-term changes in prey populations: functional response and interspecific kleptoparasitism. *Journal of Animal Ecology*, 71: 236–246.
- Irwin L, Würsig B. 2004. A small resident community of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Texas: Monitoring recommendations. *Gulf of Mexico Science*, 1: 13–21.
- Lusseau D, Newman MEJ. 2004. Identifying the role that animals play in their social networks. *Proceedings of the Royal Society London*, B 271:S477–S481.
- Lusseau D., Wilson B., Hammond P.S., Grellier K., Durban J.W., Parsons K.M., Barton T.R., Thompson P.M. 2005. Quantifying the influence of sociality on population structure in bottlenose dolphins. *Journal of Animal Ecology*, 75: 1–11.
- Marten GG. 2007. A regression method for mark-recapture estimation of population size with unequal catchability. *Ecology* 51(2): 291–295
- Matheron, G. 1963. Principles of geostatistics. *Economic Geology*, **58**, 1246–1266.
- Newman, M.E. 2003. Mixing patterns in networks. *Physical Review*, 67: 026–126.
- Payne R, Brazier O, Dorsey EM, Perkins JS, Rowntree VJ, Titus A. 1983. External features in southern right whales (*Eubalaena australis*) and their use in identifying individuals. 371–445 pp. in R. Payne. Communication and behavior of whales. Reports of the American Association for the Advancement of Science Selected Symposium 76, Westview Press, Boulder, Colorado, USA
- Raspa, G., 2003. *Il ruolo della geostatistica nella modellistica ambientale*. Facoltà di Ingegneria dell'Università degli Studi La Sapienza, Roma.
- Schwarz CJ, Seber GAF. 1999. Estimating Animal Abundance: Review III. *Statistical Science* 14:427–456
- Seber GAF. 1965. A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52: 249–259
- Shirakihara M, Shirakihara K, Tomonaga J, Takatsuki M. 2002. A resident population of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in Amakusa, Western Kyushu, Japan. *Marine Mammal Science*, 18 (1): 30–41.
- Thomas JA, Cornell LH, Joseph BE, Williams TD, Dreischman S. 1987. An implanted transponder chip used as a tag for sea otters (*Enhydra lutris*). *Marine Mammal Science* 3 (3): 271–274
- Vucetich, J.A., Peterson, R.O. & Waite, T.A. 2004. Raven scavenging favours group foraging in wolves. *Animal Behaviour*, 67: 1117–1126.
- Wilson PS, Hammond P, Thompson P M. 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications*, 9:288–300

Würsig B, Jefferson TA. 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. In:
Report of the International Whaling Commission, Vol Special issue 12, Galveston,
Texas, USA, p 43-52

Allegato 1

Gridding Report

Sat Dec 17 23:22:00 2011

Elapsed time for gridding: 14.6 seconds

Data Source

Source Data File Name: KRIGING\Grid_1mn-GIONHA.xls
X Column: B
Y Column: C
Z Column: F

Data Counts

Active Data: 49819

Original Data: 49819

Excluded Data: 0

Deleted Duplicates: 0

Retained Duplicates: 0

Artificial Data: 0

Superseded Data: 0

Univariate Statistics

	X	Y	Z
Minimum:	5.5022	40.1981	0
25%-tile:	7.04864	41.2307	0
Median:	8.37096	42.1468	0
75%-tile:	9.71569	42.92	0
Maximum:	12.136	44.3953	1
Midrange:	8.8191	42.2967	0.5
Range:	6.6338	4.1972	1
Interquartile Range:	2.66705	1.6893	0
Median Abs. Deviation:	1.32232	0.8328	0
Mean:	8.4755147164734	42.089151636926	
	0.0033260089586006		
Trim Mean (10%):	8.4408444140146	42.084849329825	0
Standard Deviation:	1.7648615683753	1.0421893658559	0.04574298942841
Variance:	3.1147363555281	1.0861586743032	
	0.0020924210818476		
Coef. of Variation:			13.753116722709
Coef. of Skewness:			17.927000927662

Inter-Variable Correlation

	X	Y	Z
X:	1.000	0.275	0.060
Y:		1.000	0.040
Z:			1.000

Inter-Variable Covariance

	X	Y	Z
X:	3.1147363555281	0.50512394353752	0.0048628862886776
Y:		1.0861586743032	0.0019201115628876
Z:			0.0020924210818476

Planar Regression: $Z = AX + BY + C$

Fitted Parameters

	A	B	C
Parameter Value:	0.001378530652152	0.0011267071309623	-0.055779895156302
Standard Error:	0.00012051326517373	0.00020407925580827	0.0083693601358337

Inter-Parameter Correlations

	A	B	C
A:	1.000	0.275	0.160
B:		1.000	0.993
C:			1.000

ANOVA Table

Source	df	Sum of Squares	Mean Square	F
Regression:	2	0.44174712539404	0.22087356269702	106
Residual:	49816	103.80057875118	0.0020836795156411	
Total:	49818	104.24232587657		

Coefficient of Multiple Determination (R^2): 0.0042376944458923

Nearest Neighbor Statistics

	Separation	Delta Z
Minimum:	0.015999999999998	0
25%-tile:	0.016599999999997	0
Median:	0.016599999999997	0
75%-tile:	0.016600000000004	0
Maximum:	0.06724	1
Midrange:	0.041619999999999	0.5
Range:	0.051240000000002	1
Interquartile Range:	7.105427357601E-015	0
Median Abs. Deviation:	7.105427357601E-015	0
Mean:	0.016537483361224	0.0013977444185635
Trim Mean (10%):	0.016537558821563	0
Standard Deviation:	0.00055186999263709	0.024227843152319
Variance:	3.0456048877326E-007	
	0.00058698838381338	
Coef. of Variation:	0.033370857015106	17.333528812957
Coef. of Skewness:	37.779643123907	25.370636701985
Root Mean Square:	0.016546688986365	0.024268128755078
Mean Square:	0.00027379291641149	
	0.00058894207327304	

Complete Spatial Randomness

Lambda:	1789.2579999115
Clark and Evans:	1.3990585816433
Skellam:	153345.15177628

Exclusion Filtering

Exclusion Filter String: Not In Use

Duplicate Filtering

Duplicate Points to Keep: First
X Duplicate Tolerance: 7.9E-007
Y Duplicate Tolerance: 5E-007

No duplicate data were found.

Breakline Filtering

Breakline Filtering: Not In Use

Gridding Rules

Gridding Method: Kriging
Kriging Type: Point

Polynomial Drift Order: 0
Kriging std. deviation grid: no

Semi-Variogram Model

Component Type: Logarithmic
Anisotropy Angle: 0
Anisotropy Length: 0.0001
Anisotropy Ratio: 1
Variogram Scale: 0.1

Component Type: Nugget Effect
Error Variance: 0.0001
Micro Variance: 0.0006

Search Parameters

Search Ellipse Radius #1: 3.93
Search Ellipse Radius #2: 3.93
Search Ellipse Angle: 0

Number of Search Sectors: 4
Maximum Data Per Sector: 16
Maximum Empty Sectors: 3

Minimum Data: 8
Maximum Data: 64

Output Grid

Grid File Name: KRIGING\Grid_1mn-GIONHA
Grid Size: 64 rows x 100 columns
Total Nodes: 6400
Filled Nodes: 6400
Blanked Nodes: 0

Grid Geometry

X Minimum: 5.5022
X Maximum: 12.136
X Spacing: 0.067008080808081

Y Minimum: 40.19809999
Y Maximum: 44.3953
Y Spacing: 0.066622222380952

Grid Statistics

Z Minimum: -7.4190673933347E-011
Z 25%-tile: -7.3651168822896E-036
Z Median: 0
Z 75%-tile: 8.5920549912524E-020
Z Maximum: 0.47698504640572

Z Midrange: 0.23849252316576
Z Range: 0.47698504647991
Z Interquartile Range: 8.5920549912524E-020
Z Median Abs. Deviation: 1.6704569386778E-027

Z Mean: 0.013095766627416
Z Trim Mean (10%): 0.0023288321871739
Z Standard Deviation: 0.052565540737087
Z Variance: 0.0027631360729824

Z Coef. of Variation:	4.0139338331703
Z Coef. of Skewness:	4.9110991875352
Z Root Mean Square:	0.054172273134346
Z Mean Square:	0.0029346351765421

