

**ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΣΧΟΛΗ ΓΕΩΠΟΝΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΠΟΝΙΑΣ ΙΧΘΥΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑΙ ΥΔΑΤΙΝΟΥ
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ**

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

**«Πληθυσμιακή δομή, κατανομή και αφθονία των ειδών: ζωνοδέλφινο
Stenella coeruleoalba, κοινό δελφίνι *Delphinus delphis* και φουσητήρας
Physeter macrocephalus σε περιοχές της Μεσογείου»**

ΚΑΡΑΜΗΤΡΟΣ ΓΡΗΓΟΡΙΟΣ

ΒΟΛΟΣ 2022

Καραμήτρος Γρηγόριος, 2022, «Πληθυσμιακή δομή, κατανομή και αφθονία των ειδών: ζωνοδέλφινο *Stenella coeruleoalba*, κοινό δελφίνι *Delphinus delphis* και φυσητήρας *Physeter macrocephalus* σε περιοχές της Μεσογείου»

Τριμελής Συμβουλευτική Επιτροπή:

- 1. Αθανάσιος Εξαδάκτυλος,** Καθηγητής - Γενετική Υδρόβιων Ζωϊκών Οργανισμών, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Επιβλέπων*
- 2. Δημήτριος Βαφείδης,** Καθηγητής - Βιοποικιλότητα των θαλάσσιων Βενθικών Ασπονδύλων και άμεση – έμμεση χρηστικότητα τους, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*
- 3. Στέφανος Παρασκευόπουλος,** Καθηγητής - Οικολογία και Αγωγή στην Προστασία του Περιβάλλοντος, Παιδαγωγικό Τμήμα Ειδικής Αγωγής, Σχολή Ανθρωπιστικών και Κοινωνικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*

Επταμελής Εξεταστική Επιτροπή:

- 1. Αθανάσιος Εξαδάκτυλος,** Καθηγητής - Γενετική Υδρόβιων Ζωϊκών Οργανισμών, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Επιβλέπων*
- 2. Δημήτριος Βαφείδης,** Καθηγητής - Βιοποικιλότητα των θαλάσσιων Βενθικών Ασπονδύλων και άμεση – έμμεση χρηστικότητα τους, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*
- 3. Στέφανος Παρασκευόπουλος,** Καθηγητής - Οικολογία και Αγωγή στην Προστασία του Περιβάλλοντος, Παιδαγωγικό Τμήμα Ειδικής Αγωγής, Σχολή Ανθρωπιστικών και Κοινωνικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*
- 4. Αναστασία Κομνηνού,** Καθηγήτρια - Χειρουργική των Ζώων – Κτηνιατρική κατοικιδίων Εξωτικών και Άγριων Ζώων, Τμήμα Κτηνιατρικής, Σχολή Επιστημών Υγείας, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, *Μέλος*
- 5. Δρόσος Κουτσούμπας,** Καθηγητής - Θαλάσσια Βιολογία, Τμήμα Επιστημών της Θάλασσας, Σχολή Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου, *Μέλος*
- 6. Χρίστος Μαραβέλιας,** Αναπληρωτής Καθηγητής – Ιχθυολογία, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*
- 7. Γεώργιος Γκάφας,** Επίκουρος Καθηγητής - Μοριακή Βιολογία της Διατήρησης Θαλάσσιων Θηλαστικών και Ιχθυοαποθεμάτων, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, *Μέλος*

Στους γονείς μου Ευάγγελο και Ελένη

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα διδακτορική διατριβή εκπονήθηκε στο Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, της Σχολής Γεωπονικών Επιστημών, του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας. Η διαδρομή αυτή, όπως και κάθε σημαντική πρόκληση στην ακαδημαϊκή μου ζωή, συνοδεύτηκε τόσο από όμορφες στιγμές αλλά και δυσκολίες. Σε αυτές, συνοδοιπόροι μου βρέθηκαν άνθρωποι για τους οποίους θα ήθελα να εκφράσω την ευγνωμοσύνη μου για την υποστήριξη και βοήθεια τους. Για τους περισσότερους από αυτούς, η εκτίμησή μου στο επιστημονικό τους έργο αποτέλεσε την αφετηρία για να αναζητήσω τις συμβουλές τους και να ακολουθήσω τις υποδείξεις τους. Παράλληλα όμως, κατά τη διαδρομή αυτή μου δόθηκε η ευκαιρία να γνωρίσω νέους ανθρώπους που με περιβάλανε με την αγάπη και την καλοσύνη τους αναπτύσσοντας με τους περισσότερους και φιλικούς δεσμούς.

Θα ήθελα λοιπόν να ευχαριστήσω θερμά τον επιβλέποντα της διατριβής μου, Καθηγητή κ. Αθανάσιο Εξαδάκτυλο για την εμπιστοσύνη και την αμέριστη συμπαράσταση του, τις υποδείξεις, αλλά και τις συμβουλές του καθ' όλη τη διάρκεια της μεγάλης αυτή πρόκλησης για εμένα. Επίσης, θα ήθελα να ευχαριστήσω τα άλλα δύο μέλη της τριμελούς συμβουλευτικής επιτροπής, Καθηγητές κ. Στέφανο Παρασκευόπουλο και κ. Δημήτριο Βαφείδη για το ενδιαφέρον τους, την επιστημονική αλλά και ευρύτερη υποστήριξη που μου παρείχαν.

Θα ήθελα να εκφράσω τις ευχαριστίες μου προς τα μέλη της επταμελούς εξεταστική επιτροπής, κα Αναστασία Κομνηνού, Καθηγήτρια του Τμήματος Κτηνιατρικής της Σχολής Επιστημών Υγείας του Αριστοτελείου Πανεπιστημίου Θεσσαλονίκης, τον κ. Δρόσο Κουτσούμπα, Καθηγητή του Τμήματος Επιστημών της Θάλασσας της Σχολής Περιβάλλοντος του Πανεπιστημίου Αιγαίου, τον κ. Χρίστο Μαραβέλια, Αναπληρωτή

Καθηγητή του Τμήματος Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, καθώς και τον κ. Γεώργιο Γκάφα, Επίκουρο Καθηγητή του Τμήματος Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας, για τις πολύτιμες συμβουλές του και το ενδιαφέρον που επέδειξε καθ' όλη τη διάρκεια της διατριβής.

Ιδιαίτερα θα ήθελα να εκφράσω την ευγνωμοσύνη μου στον κ. Βασίλη Ποδιάδη, του οποίου η συμβολή στην προσπάθειά μου στάθηκε καθοριστική στο να ξεπεράσω σημαντικές δυσκολίες, τόσο σε πρακτικά, όσο και σε θεωρητικά ζητήματα αναφορικά με την παρακολούθηση των θαλάσσιων θηλαστικών. Η ανιδιοτελής υποστήριξη του, αποτέλεσε για εμένα έναν συνεπή εξάντα στην αναζήτηση της πορείας μου.

Επιπρόσθετα, θα ήθελα να ευχαριστήσω για τη βοήθειά τους, τον κ. Σπύρο Τσαλαπάτα και τον κ. Μάριο Σπυλιοτόπουλο, καθώς και όλους τους κοντινούς μου ανθρώπους όπου κυρίως μέσα από την φιλία τους μου προσέφεραν την υποστήριξη και τη δύναμη να ανταποκριθώ στις απαιτήσεις της έρευνας στο πεδίο, στη διαδικασία της ανάλυσης των δεδομένων, καθώς και στη συγγραφή της παρούσας διδακτορικής διατριβής.

Τέλος, θα ήθελα να εκφράσω την ευγνωμοσύνη μου στους γονείς μου, οι οποίοι με στήριξαν υλικά και ηθικά όχι μόνο σε αυτό μου το ταξίδι αλλά και σε όλα τα χρόνια των σπουδών μου.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η διερεύνηση της κατανομής των θαλάσσιων θηλαστικών σε μια ευρύτερη περιοχή, όπως η Μεσόγειος Θάλασσα, αποτελεί μια ουσιαστική διαδικασία στην προσπάθεια για τη διατήρησή τους, καθώς συμβάλλει ουσιαστικά στον εντοπισμό των κρίσιμων ενδιαιτημάτων τους. Η κατανόηση των μοτίβων ενός πληθυσμού μπορεί να βελτιωθεί σημαντικά μέσα από τη διαδικασία της μοντελοποίησης των κατανομών τους στον χώρο και ειδικότερα ως συνάρτηση περιβαλλοντικών μεταβλητών. Τα μοντέλα επιφανειακής πυκνότητας (DSM) μπορούν να ενισχύσουν σημαντικά αυτή την προσπάθεια, παρέχοντας προβλέψεις χωρικής κατανομής των θαλάσσιων θηλαστικών. Η εφαρμογή των μοντέλων αυτών προϋποθέτει τον συνδυασμό Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών (GIS), καθώς και τη χρήση Γενικευμένων Αθροιστικών Μοντέλων (GAM), παρέχοντας μια καλύτερη κατανόηση των βιοτικών και περιβαλλοντικών παραγόντων που επηρεάζουν την κατανομή των κητωδών.

Στην παρούσα διατριβή αναλύθηκαν δεδομένα δειγματοληψίας αποστάσεων (DS), τα οποία συλλέχθηκαν κατά τη διάρκεια επτά ετών με τη χρήση πλωτού σκάφους καταμαράν. Τα δεδομένα που αναλύθηκαν αφορούσαν στην οπτική παρατήρηση των ειδών ζωνοδέλφινο (*Stenella coeruleoalba*) και κοινό δελφίνι (*Delphinus delphis*), καθώς και την οπτική και ακουστική παρατήρηση του φουσητήρα (*Physeter macrocephalus*). Η περιοχή μελέτης τους περιελάμβανε ένα μεγάλο μέρος της Μεσογείου Θάλασσας, καθώς και τμήμα του βορειοανατολικού Ατλαντικού Ωκεανού. Για την εφαρμογή των μοντέλων διερευνήθηκε μια σειρά περιβαλλοντικών μεταβλητών, όπως η επιφανειακή θερμοκρασία,

η συγκέντρωση χλωροφύλλης, το βάθος, η κλίση του πυθμένα καθώς και η απόσταση από την ακτή ή συγκεκριμένες ισοβαθείς, ανάλογα με το είδος.

Το ζωνοδέλφινο βρέθηκε να είναι το κυρίαρχο είδος με εκτεταμένη εξάπλωση στην περιοχή μελέτης, ενώ η αφθονία του φαίνεται να επηρεάζεται τόσο από το βάθος όσο και από την απόσταση από την ισοβαθή των 200 m. Η κατανομή του κοινού δελφινιού εμφανίστηκε να επηρεάζεται από τους παράγοντες γεωγραφικό μήκος και πλάτος καθώς και τη συγκέντρωση χλωροφύλλης. Το βάθος, η απόσταση από την ακτή και η συγκέντρωση χλωροφύλλης βρέθηκαν να επηρεάζουν την κατανομή των φυσητήρων, προτείνοντας την ελληνική τάφρο ως μια σημαντική ζώνη παρουσίας του είδους στη Μεσόγειο Θάλασσα. Επίσης, ως σημαντικές για το είδος καταγράφηκαν οι θαλάσσιες περιοχές του Πράσινου Ακρωτηρίου, των Καναρίων και του νησιωτικού συμπλέγματος των Αζορών στον βορειοανατολικό Ατλαντικό.

Λέξεις κλειδιά: Density Surface Models, distance sampling, ζωνοδέλφινο, κοινό δελφίνι, φυσητήρας.

**Λεξικό συντομεύσεων – ακρωνύμια ελληνόγλωσσων και ξενόγλωσσων
επιστημονικών όρων**

ACCOBAMS - Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area / Συμφωνία της Διατήρησης των κητοδών της Μαύρης Θάλασσας, της Μεσογείου και του γειτονικού Ατλαντικού Ωκεανού

AIC - Akaike Information Criterion

CDS - Conventional Distance Sampling / Συμβατική Δειγματοληψία Αποστάσεων

DS - Distance Sampling / Δειγματοληψία Αποστάσεων

DSM - Density Surface Modelling / Μοντέλο Επιφανειακή Πυκνότητας

EMODnet - European Marine Observation and Data Network / Ευρωπαϊκό Δίκτυο Θαλάσσιων Παρατηρήσεων και Δεδομένων

GAM - Generalized Additive Models / Γενικευμένα Αθροιστικά Μοντέλα

GEBCO - General Bathymetric Chart of the Oceans / Γενικός Βαθυμετρικός Χάρτης των Ωκεανών

GIS - Geographic Information System / Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών

IFAW - International Fund for Animal Welfare / Διεθνές Ταμείο για την Ευημερία των Ζώων

IMMAs - Important Marine Mammal Areas / Σημαντικές περιοχές θαλάσσιων θηλαστικών

IUCN - International Union for Conservation of Nature / Διεθνής Ένωση για τη Διατήρηση της Φύσης

IWC - International Whaling Commission / Διεθνής Επιτροπή Φαλινοθηρίας

MMPATF - IUCN Joint SSC/WCPA Marine Mammal Protected Areas Task Force / Ειδική Ομάδα Προστατευόμενων Περιοχών Θαλάσσιων Θηλαστικών

MPA - Marine Protected Area / Θαλάσσια Προστατευόμενη Περιοχή

PAM - Passive Acoustic Monitoring / Παθητική Ακουστική Παρατήρηση

SDM - Species Distribution Modelling / Μοντελοποίηση Κατανομής Ειδών

SSC - IUCN Species Survival Commission / IUCN Επιτροπή Επιβίωσης Ειδών

WCPA - IUCN World Commission on Protected Areas / Παγκόσμια Επιτροπή Προστατευόμενων

Περιοχών

WGS - World Geodetic System / Παγκόσμιο Γεωδαιτικό Σύστημα

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	1
1.1. Μελέτη πληθυσμών και κατανομής θαλάσσιων θηλαστικών.....	1
1.2. Περιοχή μελέτης	3
1.2.1. Μεσόγειος Θάλασσα	3
1.2.2. Τμήμα του ανατολικού βόρειου Ατλαντικού	4
1.3. Είδη που μελετήθηκαν.....	5
1.3.1. Το ζωνοδέλφιο (<i>Stenella coeruleoalba</i>).....	5
1.3.2. Το κοινό δελφίνι (<i>Delphinus delphis</i>)	10
1.3.3. Φυσητήρας (<i>Physeter macrocephalus</i>)	14
1.4. Δειγματοληψία αποστάσεων (<i>distance sampling</i>)	16
1.4.1. Δειγματοληψία γραμμικών διατομών (<i>transect line sampling</i>)	18
1.5. Σχεδιασμός δειγματοληψίας	19
1.6. Παραδοχές δειγματοληψίας.....	23
1.7. Συνάρτηση εντοπισμού.....	25
1.8. Μέθοδος πολλαπλών μεταβλητών (<i>multiple-covariate distance sampling «mcds»</i>).....	27
1.9. Δειγματοληψία αποστάσεων σήμανσης και επανασύλληψης (<i>Mark-recapture Distance Sampling</i>)	28
1.10. Μοντελοποίηση επιφανειακής πυκνότητας (<i>Density Surface Modelling – «DMS»</i>)	30
2. ΓΕΝΙΚΗ ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ.....	35
2.1. Δειγματοληψία πεδίου	35
2.2. Χρονική περίοδος έρευνας	36
2.3. Συλλογή και καταγραφή δεδομένων πεδίου	37
2.3.1. Οπτική έρευνα.....	37
2.3.2. Παθητική ακουστική παρατήρηση.....	40
2.4. Δεδομένα τηλεπισκόπισης.....	42
2.4.1. Θερμοκρασία - Συγκεντρώσεις χλωροφύλλης.....	43
2.5. Δεδομένα βαθυμετρίας	44
2.6. Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών	44
3. ΚΑΤΑΝΟΜΗ ΤΩΝ ΕΙΔΩΝ ΖΩΝΟΔΕΛΦΙΝΟ (<i>Stenella coeruleoalba</i>) ΚΑΙ ΚΟΙΝΟ ΔΕΛΦΙΝΙ (<i>Delphinus delphis</i>) ΣΤΗ ΜΕΣΟΓΕΙΟ ΘΑΛΑΣΣΑ	46
3.1. Καταγραφές των ειδών ζωνοδέλφιο (<i>Stenella coeruleoalba</i>) και κοινό δελφίνι (<i>Delphinus delphis</i>) στην περιοχή μελέτης.....	46

3.2.	Συνάρτηση εντοπισμού των ειδών ζωνοδέλφινο (<i>Stenella coeruleoalba</i>) και κοινό δελφίνι (<i>Delphinus delphis</i>).....	47
3.3.	Μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας (DSM) για το είδος ζωνοδέλφινο <i>Stenella coeruleoalba</i> ..	51
3.4.	Μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας (DSM) για το είδος κοινό δελφίνι <i>Delphinus delphis</i>	55
3.5.	Συζήτηση αποτελεσμάτων	58
4.	ΚΑΤΑΝΟΜΗ ΤΟΥ ΕΙΔΟΥΣ ΦΥΣΗΤΗΡΑΣ (<i>Physeter macrocephalus</i>) ΣΤΗ ΜΕΣΟΓΕΙΟ ΚΑΙ ΠΕΡΙΟΧΕΣ ΤΟΥ ΒΟΡΕΙΟΥ-ΑΝΑΤΟΛΙΚΟΥ ΑΤΛΑΝΤΙΚΟΥ	62
4.1.	Εκτίμηση συνάρτησης εντοπισμού	62
4.2.	Μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας (<i>Density Surface Model</i>)	66
4.3.	Πρόβλεψη επιφανειακής πυκνότητας του μοντέλου	68
4.4.	Συζήτηση αποτελεσμάτων	71
5.	ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	76
	ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	81

Περιεχόμενα Πινάκων

Πίνακας 1: Κατάταξη εφαρμογής συνάρτησης εντοπισμού βάσει του AIC. Ως βασικές συναρτήσεις χρησιμοποιήθηκαν Hazard-rate και Half-normal συναρτήσεις με Cosine και Hermite όρους προσαρμογής με τις ανεξάρτητες μεταβλητές 'πλήθος ατόμων ομάδας' (cluster size) και "κατάσταση θάλασσας" (sea state).	49
Πίνακας 2: Χαρακτηριστικά των μεταβλητών που χρησιμοποιήθηκαν στην ανάλυση. .	51
Πίνακας 3: Κατάταξη μοντέλων συνάρτησης εντοπισμού με προσθήκη των ανεξάρτητων μεταβλητών κατάσταση θάλασσας σε Beaufort (sea state) και μέγεθος κοπαδιού (cluster size) στο μοντέλο	64

Περιεχόμενα Εικόνων

Εικόνα 1: Διάγραμμα ροής της διαδικασίας δόμησης ενός μοντέλου επιφανειακής πυκνότητας (DSM) (Miller et al., 2013).....	34
Εικόνα 2: Σκάφος δειγματοληψίας στην περιοχή του Κορινθιακού Κόλπου.....	35
Εικόνα 3: Διαδρομές ερευνητικών ταξιδιών που αναλύθηκαν ανά έτος υλοποίησης	37
Εικόνα 4: Καταγραφές ζωνοδέλφινων <i>S. coeruleoalba</i> με οπτική μέθοδο παρατήρησης κατά τη διάρκεια ερευνητικών ταξιδιών στη Μεσόγειο θάλασσα	46
Εικόνα 5: Καταγραφές κοινών δελφινιών <i>D. delphis</i> με οπτική μέθοδο παρατήρησης κατά τη διάρκεια ερευνητικών ταξιδιών στη Μεσόγειο θάλασσα	47
Εικόνα 6: Πρόβλεψη κατανομής για το είδος <i>S. coeruleoalba</i> στη Μεσόγειο σύμφωνα με το τελικό μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας	54
Εικόνα 7: Πρόβλεψη κατανομής για το είδος <i>D. delphis</i> στη Μεσόγειο σύμφωνα με το τελικό μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας.....	58
Εικόνα 8: Διατομές υπό θετικές συνθήκες παρατήρησης καθώς και το σύνολο των παρατηρήσεων για το είδος <i>P. macrocephalus</i> σε περιοχές της Μεσογείου και γειτονικές περιοχές του βορειοανατολικού Ατλαντικού.....	62
Εικόνα 9: Υπόβαθρο αρχείου ράστερ για τον παράγοντα βάθος (m).....	69
Εικόνα 10: Υπόβαθρο αρχείου ράστερ για τον παράγοντα συγκέντρωση χλωροφύλλης (mg/m ³).....	69
Εικόνα 11: Υπόβαθρο αρχείου ράστερ για τον παράγοντα απόσταση από την ακτή (m).....	70
Εικόνα 12: Πρόβλεψη κατανομής για το είδος <i>P. macrocephalus</i> στην περιοχή μελέτης της Μεσογείου σύμφωνα με το τελικό μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας.....	70
Εικόνα 13: Πρόβλεψη κατανομής για το είδος <i>P. macrocephalus</i> στην περιοχή μελέτης του βορειοανατολικού Ατλαντικού σύμφωνα με το τελικό μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας.....	71

Περιεχόμενα Γραφημάτων

Γράφημα 1: Γραφική απεικόνιση διασποράς (scatterplot) στην οποία φαίνεται η κάθετη απόσταση παρατήρησης σε σχέση με τις μεταβλητές μέγεθος κοπαδιού (size) και κατάσταση της θάλασσας κατά την παρατήρηση (seastate). Στο γράφημα εμφανίζονται η γραμμική τάση με τη μέθοδο "lm" (μπλε χρώμα) και η γραμμή εξομάλυνσής με τη μέθοδο "loess" (κόκκινο χρώμα).....	48
Γράφημα 2: Γράφημα της συνάρτησης εντοπισμού με την καλύτερη εφαρμογή σύμφωνα με τα δεδομένα οπτικής παρατήρησης των δελφινοειδών στη Μεσόγειο. Ως βασική συνάρτηση (key function) για τη μοντελοποίηση της συνάρτησης εντοπισμού εφαρμόστηκε η "hazard rate" συνάρτηση χωρίς όρους προσαρμογής με ανεξάρτητες μεταβλητές "κατάσταση της θάλασσας" στην κλίμακα Beaufort (sea state), καθώς και ο "αριθμός ατόμων της ομάδας" (cluster size).....	50
Γράφημα 3: Διάγραμμα qq-plot (quantile-quantile plot) ελέγχου καλής προσαρμογής (goodness of fit) του τελικού μοντέλου της συνάρτησης εντοπισμού.....	50
Γράφημα 4: Γραφική οπτικοποίηση σε x και y της εξομάλυνσης του μοντέλου (smooth). Τα περιγράμματα των τιμών περιγράφουν την "επίδραση" της εξομάλυνσης στον χώρο και όχι την αφθονία.....	52
Γράφημα 5: Γραμμή εξομάλυνσης για τη μεταβλητή «απόσταση από την ισοβαθή των 200m» (a) και «βάθος» (b). Η γκρι σκίαση αντιστοιχεί σε επίπεδα εμπιστοσύνης 95% και οι αριθμοί σε αγκύλες στις ετικέτες κάθετου άξονα δίνουν τους αποτελεσματικούς βαθμούς ελευθερίας του όρου.....	53
Γράφημα 6: Γραφική παράσταση υπολειμμάτων έναντι γραμμικής πρόβλεψης για τον έλεγχο ετεροσκεδαστικότητας για το τελικό μοντέλο του είδους <i>S. coeruleoalba</i> (δεν παρατηρείται αύξηση της επέκτασης των υπολειμμάτων (residuals) έναντι γραμμικής πρόβλεψης με αυξανόμενες τιμές της γραμμικής πρόβλεψης).....	53
Γράφημα 7: Quantile–quantile γράφημα με κατανομή "tweedy" και ανεξάρτητες μεταβλητές βάθος και απόσταση από την ισοβαθή των 200 m.....	54
Γράφημα 8: Γραμμή εξομάλυνσης για τη μεταβλητή «συγκέντρωση χλωροφύλλης». Η γκρι σκίαση αντιστοιχεί σε επίπεδα εμπιστοσύνης 95% και οι αριθμοί σε αγκύλες στις ετικέτες κάθετου άξονα δίνουν τους αποτελεσματικούς βαθμούς ελευθερίας του όρου .	56
Γράφημα 9: Γραφική οπτικοποίηση σε x και y της εξομάλυνσης του μοντέλου (smooth) του τελικού μοντέλου για το είδος <i>D. delphis</i> . Τα περιγράμματα των τιμών περιγράφουν την "επίδραση" της εξομάλυνσης στον χώρο και όχι την αφθονία	56
Γράφημα 10: Quantile–quantile γράφημα του μοντέλου με κατανομή "tweedy" και ανεξάρτητες μεταβλητές το γεωγραφικό μήκος και πλάτος και τη συγκέντρωση χλωροφύλλης	57
Γράφημα 11: Γραφική παράσταση υπολειμμάτων έναντι γραμμικής πρόβλεψης για τον έλεγχο ετεροσκεδαστικότητας για το τελικό μοντέλο του είδους <i>D. Delphis</i>	57

Γράφημα 12: Κατανομή συχνοτήτων των κάθετων αποστάσεων των παρατηρήσεων για το είδος <i>P. macrocephalus</i>	63
Γράφημα 13: Έλεγχος προσαρμογής qq-plot για το μοντέλο με hazard rate key-function, point independence trial configuration και κατάσταση θάλασσας ως μεταβλητή.....	65
Γράφημα 14: Ιστόγραμμα αποστάσεων παρατηρήσεων για τις οπτικές παρατηρήσεις (παρατηρητής 1), με την εκτιμώμενη συνάρτηση πιθανότητας εντοπισμού προσαρμοσμένη για την πιθανότητα εντοπισμού $p(0)$. Με τα κυκλικά σύμβολα εμφανίζεται η εκτιμώμενη πιθανότητα ανίχνευσης για τις παρατηρήσεις του παρατηρητή 1 (α). Ιστόγραμμα παρατηρήσεων το οποίο δείχνει την αναλογία των παρατηρήσεων του παρατηρητή 2 (ακουστική παρατήρηση) που ανιχνεύθηκαν και από τον παρατηρητή 1. Η καμπύλη παρουσιάζει την εκτιμώμενη συνάρτηση πιθανότητας εντοπισμού για οπτική (δεδομένης της ακουστικής ανίχνευσης). Με τα κυκλικά σύμβολα εμφανίζεται οι εκτιμώμενες πιθανότητες ανίχνευσης για κάθε παρατηρητή (β).....	65
Γράφημα 15: Ιστογράμματα των παρατηρήσεων για διαφορετικές τιμές των μεταβλητών: απόσταση από την ισοβαθή των 900 m, γεωγραφικό μήκος, γεωγραφικό πλάτος, επιφανειακή θερμοκρασία, συγκέντρωση χλωροφύλλης, απόσταση από την ακτή, βάθος καθώς και η κλίση του πυθμένα	66
Γράφημα 16: Γραμμή εξομάλυνσης για τη μεταβλητή «συγκέντρωση χλωροφύλλης», «βάθος» και «απόσταση από την ακτή». Η γκρι σκίαση αντιστοιχεί σε επίπεδα εμπιστοσύνης 95% και οι αριθμοί σε αγκύλες στις ετικέτες κάθετου άξονα δίνουν τους αποτελεσματικούς βαθμούς ελευθερίας του όρου.....	67
Γράφημα 17: Quantile–quantile γράφημα του μοντέλου με κατανομή "negative binomial" και "tweedey" με ανεξάρτητες μεταβλητές τη συγκέντρωση χλωροφύλλης, το βάθος και την απόσταση από την ακτή.....	68
Γράφημα 18: Γραφική παράσταση υπολειμμάτων έναντι γραμμικής πρόβλεψης για τον έλεγχο ετεροσκεδαστικότητας για το τελικό μοντέλο του είδους <i>P. Macrocephalus</i>	68

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1. Μελέτη πληθυσμών και κατανομής θαλάσσιων θηλαστικών

Οι ωκεανοί και οι θάλασσες αποτελούν παγκόσμια πηγή φυσικού και οικονομικού πλούτου. Πολλά θαλάσσια είδη που διαβιούν σ' αυτά τα περιβάλλοντα δέχονται πιέσεις ή ακόμα και εξαφανίζονται πριν ακόμα καταφέρουν να μελετηθούν επαρκώς (Snelgrove, 2010). Έως σήμερα, έχει καταγραφεί ένας αριθμός 132 ειδών θαλασσιών θηλαστικών, ενώ τέσσερα είδη (*Neogale macrodon*, *Zalophus japonicus*, *Hydrodamalis gigas* και *Neomonachus tropicalis*) θεωρείται ότι έχουν εξαφανιστεί ήδη από τα μέσα του 18ου αιώνα, ως άμεσο ή έμμεσο αποτέλεσμα της ανθρώπινης παρέμβασης στα θαλάσσια οικοσυστήματα (Jefferies, 2016). Πολλά είδη θαλάσσιων θηλαστικών αποτελούν έως σήμερα στόχους ανθρώπινης εκμετάλλευσης μέσω του κυνηγιού, είτε δέχονται πιέσεις καθώς αποτελούν παρεμπίπτοντα αλιεύματα, είτε απειλούνται λόγω της διατάραξης των οικοσυστημάτων τους από ανθρώπινες δραστηριότητες. Πρόσφατα, η κατάσταση όλων των ειδών των θαλάσσιων θηλαστικών αξιολογήθηκε με αναθεωρημένα κριτήρια, τα οποία εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από την υπάρχουσα επιστημονική γνώση για την αφθονία τους (Schipper et al., 2008). Ομοίως, οι διαδικασίες διαχείρισης, οι οποίες καθορίζουν τα ασφαλή όρια εκούσιας ή ακούσιας σύλληψης ατόμων των ειδών αυτών, βασίζονται στην εκτίμηση της αφθονίας τους (Wade, 1998; Punt & Donovan, 2007).

Οι Begon et al., (1996) ανέφεραν σε σύγγραμά τους για την οικολογία ότι: «κάθε είδος απουσιάζει σχεδόν από παντού. Όμως, το μεγαλύτερο κομμάτι της οικολογίας επικεντρώνεται στην προσπάθεια να κατανοήσει τι καθορίζει την αφθονία των ειδών σε συγκεκριμένες περιοχές όπου αυτά εμφανίζονται. Γιατί κάποια είδη είναι σπάνια και άλλα

αφθονούν; Γιατί ένα είδος εμφανίζεται σε χαμηλές πληθυσμιακές πυκνότητες σε ορισμένα μέρη και σε υψηλές πυκνότητες σε άλλα; Ποιοι παράγοντες προκαλούν διακυμάνσεις στην αφθονία ενός είδους;». Πέρα από την άρρηκτη σύνδεση της μελέτης ενός πληθυσμού με την οικολογία και την προσπάθεια να κατανοήσουμε την αλληλεπίδραση των ειδών μεταξύ τους ή με τα στοιχεία του φυσικού περιβάλλοντος που αυτά διαβιούν, η απαίτηση για την εκτίμηση ενός πληθυσμού δεν περιορίζεται στα στενά όρια της οικολογικής μελέτης, αλλά συμμετέχει ενεργά στις προσπάθειες διαχείρισης του φυσικού περιβάλλοντος.

Ο υπολογισμός της αφθονίας ενός θαλάσσιου είδους μπορεί να πραγματοποιηθεί μέσα από μια πλήρη απογραφή όλων των ατόμων του πληθυσμού μόνο σε πολύ σπάνιες περιπτώσεις. Τα θαλάσσια θηλαστικά δεν αποτελούν εξαίρεση σ' αυτόν τον κανόνα, καθώς παρουσιάζουν ιδιαιτερότητες στην παρατήρησή τους. Κυριότερες από αυτές αποτελούν η πρόσβαση στο θαλάσσιο περιβάλλον καθώς και η δυσκολία κλίμακας, εξαιτίας του μεγέθους των περιοχών μελέτης. Επιπρόσθετα, τα είδη των κητωδών διαβιούν εξ ολοκλήρου στο νερό και συνήθως περνούν ένα σημαντικό μέρος του χρόνου τους κάτω απ' αυτό, με αποτέλεσμα να αυξάνεται σημαντικά ο βαθμός δυσκολίας εντοπισμού και παρατήρησής τους. Κατά συνέπεια, η αφθονία ενός είδους θα πρέπει να εκτιμηθεί μαθηματικά, γεγονός που απαιτεί τη συλλογή δειγμάτων και την εξαγωγή συμπερασμάτων με τη χρήση διάφορων στατιστικών μοντέλων.

Στην παρούσα διδακτορική διατριβή χρησιμοποιήθηκαν μεθοδολογίες που βασίζονται στη δειγματοληψία παρατήρησης ζωντανών ζώων στο πεδίο (Thompson et al., 1997; Rugh et al., 2005). Πιο συγκεκριμένα, η τυπική μέθοδος που εφαρμόστηκε ήταν η δειγματοληψία γραμμικών διατομών (Buckland et al., 2001) με τη βοήθεια σχετικών τεχνικών της δειγματοληψίας, όπως η χρήση ακουστικής παθητικής δειγματοληψίας

(Leaper et al., 1992; Barlow & Taylor, 2005; Lewis et al., 2007). Επίσης, εφαρμόστηκαν παραλλαγές στην ανάλυση των δεδομένων που περιλαμβάνουν δειγματοληψία γραμμικών διατομών σήμανσης και επανασύλληψης (Mark-Recapture Distance Sampling) καθώς και μοντέλων πυκνότητας επιφάνειας (Density Surface Models) (Hedley et al., 1999, 2004).

1.2. Περιοχή μελέτης

1.2.1. Μεσόγειος Θάλασσα

Η Μεσόγειος θάλασσα αποτελεί μια ημίκλειστη θάλασσα στο ανατολικό όριο του Ατλαντικού Ωκεανού. Παράλληλα, συγκροτεί τη μεγαλύτερη και βαθύτερη κλειστή θάλασσα, ενώ παρομοιάζεται με ένα είδος ωκεανού σε μικρογραφία, με σημαντική θαλάσσια βιοποικιλότητα, καθώς φιλοξενεί το 7% αυτής παγκοσμίως (Coll et al., 2010). Διακρίνεται σε δύο κύριες υπολεκάνες, τη δυτική και την ανατολική, οι οποίες ενώνονται στο στενό της Σικελίας με βάθη που κυμαίνονται στα 400 m. Η σύνδεση της Μεσογείου με τον Ατλαντικό ωκεανό πραγματοποιείται μέσω του στενού του Γιβραλτάρ με βάθος που κυμαίνεται στα 300 m και ελάχιστο πλάτος 14 km. Το σύνολο της Μεσογείου αποτελεί μια λεκάνη «συγκέντρωσης», όπου η εξάτμιση υπερβαίνει την αναπλήρωση των υδάτινων μαζών μέσω της βροχόπτωσης και της απορροής. Κατά συνέπεια, οι υδάτινες μάζες της Μεσογείου τροφοδοτούνται από την εισροή του Ατλαντικού, όπου παρατηρείται ροή από το Στενό του Γιβραλτάρ προς τα ανατολικά κατά μήκος της ακτής της Βόρειας Αφρικής. Το νερό αυτό εισέρχεται στην ανατολική λεκάνη μέσω του καναλιού της Σικελίας (Millot, 1999; Lascaratos et al., 1999). Η κατακόρυφη κατανομή των υδάτινων μαζών διακρίνεται σε τρεις κατηγορίες, τις οποίες αποτελούν: επιφανειακά ύδατα (0–200 m), ενδιάμεσα (200–600 m) και βαθύτερα στρώματα (>600 m) (Pinardi & Masetti, 2000). Αναφορικά με

την επικοινωνία της Μεσογείου με τον Ατλαντικό ωκεανό αξίζει να σημειωθεί η επιφανειακή ροή προς τα ανατολικά του νερού του Ατλαντικού, το οποίο υπερκαλύπτει τη δυτική ροή πυκνότερου νερού μεγαλύτερης αλατότητας, η οποία αποτελείται από τα ενδιάμεσα στρώματα της Λεβαντινής. Αυτά σχηματίζονται στην ανατολική υπολεκάνη, βυθίζονται σε βάθος μεταξύ 200 και 500 μέτρων και απλώνονται σε ολόκληρη τη λεκάνη της Μεσογείου σ' αυτό το ενδιάμεσο βάθος.

Η Μεσόγειος Θάλασσα, παράλληλα, αποτελεί σημείο σημαντικών ανθρωπογενών πιέσεων, οι οποίες επιδρούν συνεργικά με τις επιπτώσεις της αλλαγής του κλίματος (Lejeusne et al., 2010). Τέτοιες πιέσεις είναι η χρήση παράκτιων περιοχών για διάφορες ανθρωπογενείς δραστηριότητες, ο εμπλουτισμός με θρεπτικά, η ρύπανση, η αύξηση της ναυσιπλοΐας, η ηχορύπανση από στρατιωτικές εφαρμογές ή σεισμικές μελέτες, καθώς και η εισβολή ξένων ειδών (Bianchi & Morri, 2000; Bearzi, 2003; Dolman et al., 2011).

1.2.2. Τμήμα του ανατολικού βόρειου Ατλαντικού

Στην παρούσα διατριβή εξαιτίας της σημαντικότητας για το είδος του φουσητήρα *Physeter macrocephalus*, συμπεριελήφθηκε στην περιοχή μελέτης ένα εκτεταμένο τμήμα του βόρειου – ανατολικού Ατλαντικού, το οποίο καθορίζεται αδρά σε γεωγραφικό μήκος 30° δυτικά και την περιοχή του Γιβραλτάρ στα ανατολικά και στο γεωγραφικό πλάτος περιορίστηκε μεταξύ των 10° και 40° βόρεια. Στην περιοχή αυτή εντοπίζονται οι περιοχές Πράσινο Ακρωτήρι, Τενερίφη καθώς και το αρχιπέλαγος της Αζόρας, νότια προς βόρεια. Οι περιοχές αυτές μπορούν να χαρακτηριστούν ως σημαντικές για την παρουσία των

φουσητήρων στην ευρύτερη περιοχή, γεγονός που αναλύεται εκτενώς στο αντίστοιχο κεφάλαιο της κατανομή των πληθυσμών του είδους.

1.3. Είδη που μελετήθηκαν

Τα κητώδη ως θηρευτές που βρίσκονται ψηλά στην τροφική αλυσίδα, αντικατοπτρίζουν την κατάσταση και την ευρωστία των χαμηλότερων τροφικών επιπέδων σ' ένα θαλάσσιο οικοσύστημα. Ως εκ τούτου, η κατάσταση των πληθυσμών τους έχει προταθεί ως ένας έμμεσος δείκτης που περιγράφει και διερευνά την κατάσταση των οικοσυστημάτων σε σχέση με τις ανθρωπογενείς πιέσεις (Azzellino et al., 2014). Τα είδη που επιλέχθηκαν να μελετηθούν στην παρούσα διατριβή συγκεντρώνουν ολοένα και περισσότερο επιστημονικό ενδιαφέρον αναφορικά με τη δομή και την τάση των πληθυσμών τους, τόσο σε επίπεδο διαχείρισης των ενδιαιτημάτων τους (Azzellino et al., 2008; Azzellino et al., 2014), όσο και στο πλαίσιο της διατήρησης των πληθυσμών τους (Bianchi & Morri, 2000; Frantzis & Herzing, 2002; Bearzi et al., 2003;; Frantzis et al., 2011; Gaspari et al., 2015; Gkafas et al., 2017).

1.3.1. Το ζωνοδέλφιο (*Stenella coeruleoalba*)

Το ζωνοδέλφιο αποτελεί ένα κοσμοπολίτικο είδος που απαντάται κυρίως σε πελαγικά παραγωγικά νερά εκτός του ορίου της ηπειρωτικής υφαλοκρηπίδας (Notarbartolo di Sciara et al., 1993; Forcada et al., 1994; Frantzis et al., 2003; Gannier, 2005). Αποτελεί ένα ευρέως διαδεδομένο είδος που βρίσκεται σε τροπικά έως θερμά εύκρατα νερά του Ατλαντικού,

του Ειρηνικού και του Ινδικού ωκεανού, καθώς και σε πολλές παρακείμενες περιοχές όπως η Μεσόγειος θάλασσα (Jefferson et al., 2015). Η εξάπλωσή του εντοπίζεται σε γεωγραφικά πλάτη μεταξύ 50°B και 40°N, αν και υπάρχουν σημαντικές καταγραφές και εκτός των ορίων αυτών (Braulik, 2019).

Όπως έχει παρατηρηθεί και σε άλλα μεσογειακά είδη κητωδών, τα ζωνοδέλφια που διαβιούν στη Μεσόγειο παρουσιάζουν μικρότερο μέγεθος από τα αντίστοιχα του βόρειου Ατλαντικού αλλά και άλλων ωκεάνιων περιοχών. Το μέσο ολικό μήκος τους υπολογίζεται περίπου στα 2 μέτρα, με το βάρος τους να κυμαίνεται μεταξύ 80 και 120 κιλών. Στη Μεσόγειο Θάλασσα το ζωνοδέλφιο θεωρείται ως το πιο άφθονο κητώδες με τους πληθυσμούς του να κατανέμονται τόσο σε παράκτια, όσο και σε πελαγικά νερά (Forcada et al., 1994; Forcada & Hammond, 1998; Aguilar, 2000; Gaspari et al., 2007). Τα ζωνοδέλφια στη Μεσόγειο συγκροτούν ομάδες που μπορούν να φτάσουν τα 100 άτομα, με τον μέσο όρο των ομάδων να κυμαίνεται στον αριθμό των 26 περίπου ατόμων (Frantzis & Alexiadou, 2003). Αναφορικά με τη διατροφή τους, σύμφωνα με τα στομαχικά περιεχόμενα που έχουν αναλυθεί, το ζωνοδέλφιο καταναλώνει μία ποικιλία ειδών, στην οποία περιλαμβάνονται επιφανειακά και μεσοπελαγικά ψάρια, κεφαλόποδα και μακροπελαγικά καρκινοειδή (Wurtz & Marrale, 1993; Hassani et al., 1997; Archer, 2018). Στην ανατολική Μεσόγειο σημαντικά στη δίαιτα των ζωνοδέλφινων αποτελούν είδη της οικογένειας Myctophidae (για παράδειγμα *Diaphus spp* και *Ceratoscopelus maderensis*) (Dede et al., 2016). Πιο συγκεκριμένα, ως ιδιαίτερα σημαντικά καταγράφονται τα είδη προσφυγάκι (*Micromessistius potassou*), η γόπα (*Boops boops*) καθώς και ο μπακαλιάρος (*Merluccius merluccius*) (Gómez-Campos et al., 2011; Aznar et al., 2017).

Γενετικές μελέτες (Bourret et al., 2007; Gaspari et al., 2007; Gkafas et al., 2017), όσο και εργασίες που εξέτασαν τα μορφολογικά χαρακτηριστικά του ζωνοδέλφινου (Calzada & Aguilar, 1995; Archer, 1997), έχουν αναδείξει τη διαφοροποίηση μεταξύ των υποπληθυσμών της Μεσογείου και του βόρειου Ατλαντικού. Η μικρή ή καθόλου γονιδιακή ροή μεταξύ του στενού του Γιβραλτάρ, καθώς και το γεγονός της μη εξάπλωσης της επιζωοτίας του morbillivirus (CeMV) που επηρέασε δραστικά τον πληθυσμό της Μεσογείου τα έτη μεταξύ 1990 και 1992 αλλά δεν εξαπλώθηκε στους πληθυσμούς του Ανατολικού Βόρειου Ατλαντικού, θεωρείται ως μια περαιτέρω απόδειξη της απομόνωσης του πληθυσμού της Μεσογείου (Aguilar & Raga, 1993). Σύμφωνα με δείγματα μιτοχονδριακού DNA, η διαφοροποίηση αυτή μεταξύ των υποπληθυσμών της Μεσογείου και του Ατλαντικού, τοποθετείται κατά τη διάρκεια των παγετώνων του Πλειστόκαινου (Gkafas et al., 2017), ακολουθούμενη από μια πρόσφατη πληθυσμιακή επέκταση στη Μεσόγειο. Επιπρόσθετα, μικρή αλλά σημαντική γενετική διαφοροποίηση έχει παρατηρηθεί μεταξύ των πληθυσμών που εντοπίζονται στην ανατολική πλευρά της βόρειας Μεσογείου (Gaspari et al., 2007; Gkafas et al., 2017) και των πληθυσμών του δυτικού τμήματος της μεσογειακής λεκάνης.

Το είδος χαρακτηρίζεται ως «Μειωμένου Ενδιαφέροντος» (Least Concern – LC) σύμφωνα με την τελευταία αξιολόγηση της κατάστασης διατήρησης των πληθυσμών του, τόσο σε παγκόσμιο επίπεδο (Braulik, 2019), όσο και στη Μεσόγειο Θάλασσα, σύμφωνα με την τελευταία αξιολόγηση η οποία πραγματοποιήθηκε το 2020 (Lauriano, 2021). Όπως και άλλα θαλάσσια θηλαστικά έτσι και το ζωνοδέλφινο, αντιμετωπίζει μια σειρά προκλήσεων και απειλών τόσο ανθρωπογενούς όσο και φυσικής προέλευσης.

Διάφορες ως τώρα καταγεγραμμένες ασθένειες με σημαντικές θνησιμότητες έχουν αποτελέσει μια σημαντική απειλή για τους πληθυσμούς του ζωνοδέλφινου. Το 1990 οι πληθυσμοί της Μεσογείου αντιμετώπισαν μια σημαντική κρίση επιζωοτίας morbillivirus (CeMV), με αποτέλεσμα την καταγραφή εκβρασμών ενός αριθμού χιλιάδων ατόμων σε μεσογειακές ακτές της Ισπανίας, της Γαλλίας καθώς και της Ιταλίας (Aguilar & Raga, 1993, Van Bresse et al., 2001). Ο αριθμός αυτός αποτελεί μια υποεκτίμηση του πληθυσμού που τελικά επηρεάστηκε, δεδομένου και του αριθμού των ατόμων που δεν εκβράστηκαν ή εκβράστηκαν σε περιοχές όπου δεν ήταν δυνατόν να παρατηρηθούν και να καταγραφούν (Aguilar, 2000). Αν και ο συγκεκριμένος ιός είναι γνωστό ότι επηρεάζει αρκετά είδη κητωδών (Van Bresse et al., 2014; Mazzariol et al., 2016; Mazzariol et al., 2017) στη Μεσόγειο, το ζωνοδέλφινο φάνηκε να αποτελεί τον πιο ευάλωτο πληθυσμό, καθώς και μια δεξαμενή διάδοσης του ιού. Το γεγονός αυτό θεωρήθηκε ίσως η σημαντικότερη αιτία μιας αξιόλογης μείωσης του πληθυσμού της Μεσογείου (Aguilar & Gaspar, 2012), ενώ παράλληλα επηρέασε αρνητικά και το μέσο μέγεθος των ομάδων που σχηματίζουν (Forcada et al., 1994; Aguilar, 2000). Παρόμοια γεγονότα επαναλήφθηκαν το 2006-2007 (Fernández et al., 2008; Raga et al., 2008) και έναν χρόνο αργότερα παρατηρήθηκαν στη Γαλλία (Keck et al., 2010) και στη θάλασσα της Λιγουρίας (Garibaldi et al., 2008), όπως και το 2011 (Rubio Guerri et al., 2013; Di Guardo et al., 2013) καθώς και το 2013 (Casalone et al., 2014). Στις μέρες μας, οι παρατηρούμενες επιδημιολογικές τάσεις που περιλαμβάνουν μικρές εστίες σε διάφορες περιοχές, αφορούν κυρίως νεαρά άτομα και συνεπάγονται ακόμη και λοιμώξεις μεταξύ των ειδών, υποδηλώνοντας ενδημική κυκλοφορία μεταξύ των κητωδών της Μεσογείου. Τέτοιες λοιμώξεις επανεμφανίζονται

περιοδικά καθώς μειώνεται η αντική ανοσοαπόκριση του πληθυσμού, καθιστώντας τα νεαρά άτομα επιρρεπή σ' αυτές (Casalone et al., 2014).

Επιπρόσθετα, με την πίεση των πληθυσμών από φυσικά αίτια όπως αυτά μιας λοίμωξης, θα πρέπει να αναφερθεί μια εξίσου πολύ σημαντική ανθρωπογενής απειλή για το είδος, η οποία δεν είναι άλλη από τη θαλάσσια ρύπανση. Μια σειρά επικίνδυνων ρυπαντών, όπως τα πολυχλωριωμένα διφαινύλια (PCB) και το διχλωροδιφαινυλτριχλωροαιθάνιο (DDT), έχουν ανιχνευθεί εδώ και δεκαετίες σε δείγματα ζωνοδέλφινων της Μεσογείου (Alzieu & Duguy, 1979). Τα PCB καθώς και άλλοι οργανοχλωριωμένοι (OC) ρύποι με ανοσοκατασταλτική επίδραση, φαίνεται να διαδραμάτισαν έναν σημαντικό ρόλο στην επιζωοτία του 1990 (Aguilar & Borrell, 1994; Marsili et al., 2004), με τα άτομα που υπέκυψαν στη νόσο να φέρουν έως και τριπλάσιες συγκεντρώσεις PCB σε σχέση με τα επίπεδα που απαντώνται συνήθως σε υγιείς πληθυσμούς (Aguilar & Borrell, 1994). Κατά το συμβάν μαζικής θνησιμότητας ατόμων του 2013, περισσότερο από το 50% των ζώων που εντοπίστηκαν νεκρά βρέθηκαν να περιέχουν οργανοχλωριωμένους μολυντές OCs, υποδεικνύοντας εμφανές τοξικολογικό στρες (Centelleghe et al., 2019).

Μια άλλη, επίσης, ανθρωπογενής απειλή για τους πληθυσμούς του είδους είναι η αλληλεπίδραση με την αλιεία, τόσο εξαιτίας της θανάτωσης ατόμων μέσω της ακούσιας σύλληψής τους σε αλιευτικά εργαλεία, όπως τα παρασυρόμενα δίχτυα ως παρεμπίπτοντα αλιεύματα (IWC, 1998), όσο και εξαιτίας της υπεραλίευσης αποθεμάτων ειδών που αποτελούν κύρια διατροφή για το είδος (Gannier, 1999). Πιο συγκεκριμένα, η μειωμένη διαθεσιμότητα τροφής για το είδος μπορεί να έχει ως αποτέλεσμα μια μετατόπιση στο διαιτολόγιο του είδους από είδη υψηλότερου σε είδη χαμηλότερου τροφικού επιπέδου

(Gómez-Campos et al., 2011). Το γεγονός αυτό έχει ενοχοποιηθεί για αρκετές φυσιολογικές διαταραχές (Rosen & Trites, 2005; Rosen, 2009).

1.3.2. Το κοινό δελφίνι (*Delphinus delphis*)

Το κοινό δελφίνι *Delphinus delphis* (short-beaked common dolphin) αποτελεί ένα κητώδες με ευρεία εξάπλωση. Αποτελεί ένα βραχύσωμο κητώδες, του οποίου το μέσο ολικό μήκος στα ώριμα άτομα μπορεί να φθάσει τα δύο μέτρα, με το βάρος του να κυμαίνεται περίπου στα 90 kg, ενώ τα άτομα του πληθυσμού που ζουν στη Μεσόγειο Θάλασσα παρατηρούνται να είναι μικρότερα σε διαστάσεις από τα αντίστοιχα των ωκεανών (Frantzis & Alexiadou, 2003). Όπως και πολλά άλλα είδη κητωδών, ωστόσο, το είδος εμφανίζει μια σειρά γεωγραφικά ξεχωριστών υπο-πληθυσμών (Jefferson & Van Waerebeek, 2002; Gkafas et al., 2017). Στη Μεσόγειο τα κοινά δελφίνια απαντώνται τόσο σε πελαγικά, όσο και σε νηριτικά νερά της παράκτιας ζώνης, ενώ περιστασιακά μοιράζονται σχηματισμούς ομάδων τόσο με το είδος του ζωνοδέλφινου (*Stenella coeruleoalba*), όσο και με το ρινοδέλφιο (*Tursiops truncatus*) (Bearzi et al., 2003). Συγκεκριμένα, τέτοιοι σχηματισμοί ζωνοδέλφινων με κοινά δελφίνια, έχουν παρατηρηθεί στη θάλασσα Αλμποράλ, όπως και στον Κορινθιακό κόλπο (Bearzi et al., 2011). Τα κοινά δελφίνια της Μεσογείου απαντώνται συνήθως σε ομάδες των 50-70 ζώων, ενώ η καταγραφή μεγαλύτερων ομάδων είναι σπάνια και περιστασιακή. Στα παράκτια ύδατα του ανατολικού Ιονίου, ωστόσο, είναι σπάνια η παρατήρηση άνω των 15 ατόμων, ενώ δεν έχουν καταγραφεί παρατηρήσεις ομάδων άνω των 40 ατόμων (Bearzi et al., 2003). Κατά το παρελθόν αποτέλεσαν ένα από

τα πιο κοινά είδη στη Μεσόγειο Θάλασσα, ενώ μια γενικευμένη και σημαντική μείωση του πληθυσμού τους εμφανίστηκε τις 3 με 4 τελευταίες δεκαετίες (Bearzi et al., 2003).

Το είδος εμφανίζει ευέλικτες διατροφικές συνήθειες με επιπελαγικά και μεσοπελαγικά είδη ιχθύων να αποτελούν την κύρια διατροφή, παρόμοια μ' αυτή που καταγράφεται για το είδος και για τις περιοχές εκτός Μεσογείου (Ohizumi et al., 1998; Birkun, 2002). Στομαχικά περιεχόμενα εκβρασμών σε περιοχές της Λιγουρίας στη δυτική Μεσόγειο, υποδεικνύουν ως κύρια διατροφή είδη όπως τα *Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus*, *Sardinella aurita*, *Belone belone*, καθώς και είδη κεφαλόποδων (Cañadas & Sagarminaga, 1997).

Αναφορικά με τη φυλογεωγραφία του γένους *Delphinus*, έχει βρεθεί μια σημαντική γενετική διαφοροποίηση μεταξύ των πληθυσμών διαφορετικών ωκεανών, όπως πληθυσμών του Ινδικού και Ατλαντικού Ωκεανού, καθώς και απομακρυσμένων περιοχών, όπως για παράδειγμα μεταξύ ανατολικών και δυτικών ακτών του Ατλαντικού. Στον αντίποδα, μικρή ή καθόλου γενετική διαφοροποίηση έχει εντοπιστεί στους πληθυσμούς μεταξύ των πληθυσμών στην ανατολική ή τη δυτική πλευρά του Ατλαντικού (Natoli et al., 2006).

Σύμφωνα με την τελευταία αξιολόγηση της κατάστασης διατήρησης του πληθυσμού του είδους στη Μεσόγειο Θάλασσα (*The IUCN Red List of Threatened Species*), η οποία πραγματοποιήθηκε το 2003 (Bearzi, 2012), αυτό χαρακτηρίζεται ως «κινδυνεύον» (Endangered – EN) με μειούμενη τάση του πληθυσμού. Αντίθετα, σε παγκόσμιο επίπεδο το είδος χαρακτηρίζεται ως «Μειωμένου Ενδιαφέροντος» (Least Concern – LC) (Braulik et al., 2021).

Καθώς η βιοποικιλότητα στη Μεσόγειο υφίσταται ταχύτατες αλλαγές κάτω από συνδυασμένες πιέσεις τόσο των άμεσων ανθρώπινων παρεμβάσεων, όσο και της κλιματικής αλλαγής (Bianchi & Morri, 2000), το είδος αντιμετωπίζει μία σειρά προκλήσεων, οι οποίες μεμονωμένα ή σε συνεργασία μπορεί να οδηγούν στην πίεση των πληθυσμών που διαβιούν σ' αυτή (Bearzi et al., 2003). Η θανάτωση ατόμων ως παρεπιπτόντων αλιευμάτων, εξαιτίας της ακούσιας σύλληψης τους σε αλιευτικά εργαλεία, αποτελεί μια σημαντική απειλή για πολλούς πληθυσμούς κητωδών. Παγκοσμίως, άτομα κοινών δελφινιών συλλαμβάνονται σε αλιευτικά εργαλεία όπως γρι-γρί, παρασυρόμενα και στατικά δίχτυα, τράτες και παραγάδια (IATTC, 2018). Ομοίως, το γεγονός αυτό διαδραματίζει έναν σημαντικό ρόλο και στη μείωση του πληθυσμού των κοινών δελφινιών σε περιοχές της Μεσογείου (IWC, 1994). Στη θάλασσα του Αλμποράν για παράδειγμα, τα παρασυρόμενα απλάδια δίχτυα ενοχοποιούνται για έναν σημαντικό αριθμό απωλειών σε ετήσια βάση (Silvani et al., 1999) και παρά το γεγονός ότι το συγκεκριμένο αλιευτικό εργαλείο δεν χρησιμοποιείται πλέον στη συγκεκριμένη περιοχή, αποτελεί έναν σημαντικό κίνδυνο για το είδος σε περιοχές της Μεσογείου όπου χρησιμοποιείται.

Η μείωση της διαθεσιμότητας τροφής, εξαιτίας της εξάντλησης αλιευτικών αποθεμάτων, αποτελεί επιπρόσθετα μια από τις κύριες αιτίες για τη μείωση των πληθυσμών του είδους στη Μεσόγειο (Notarbartolo di Sciara et al., 2002; Bearzi et al., 2003). Τέτοιες αναφορές έχουν καταγραφεί τόσο στον κόλπο της Βέρα στην Ισπανία (Cañadas & Hammond, 2008) και της Νάπολης στην Ιταλία (Mussi et al., 2019), όσο και στο αρχιπέλαγος του Ιονίου (Bearzi et al., 2006, Piroddi et al., 2011). Μια έμμεση συνέπεια του προβλήματος αυτού είναι το ανησυχητικό εύρημα της συσχέτισης γεγονότων μαζικής

θνησιμότητας ζώων εξαιτίας λοιμώδους επιζωοτίας, με την έλλειψη ειδών που αποτελούν βασική διατροφή του είδους. Η έλλειψη αυτή φαίνεται να επηρεάζει τους πληθυσμούς στις περιοχές αυτές, καθιστώντας τα άτομα ευάλωτα σε τέτοιου είδους ασθένειες (Birkun, 2008). Δύο τέτοια χαρακτηριστικά παραδείγματα έχουν καταγραφεί στους πληθυσμούς κοινών δελφινιών της Μαύρης Θάλασσας, τόσο το 1990 όσο και το 1994 (Krivokhizhin & Birkun, 1999). Και τα δύο περιστατικά συνδέθηκαν με μια παράλληλη δραστική μείωση της αφθονίας δύο κύριων ειδών της διατροφής του κοινού δελφινιού (*Engraulis encrasicolus* και *Sprattus sprattus*), με αποτέλεσμα η μειωμένη διαθεσιμότητα θηραμάτων να θεωρείται μια σημαντική απειλή για τους πληθυσμούς της Μαύρης Θάλασσας (Bushuyev, 2000).

Στις δυνητικές απειλές του είδους, επίσης, εντάσσεται η μόλυνση με ξενοβιοτικές ουσίες (διοξίνες και PCBs). Σε μεσογειακούς πληθυσμούς έχουν ανιχνευθεί υψηλά επίπεδα PCBs, σε σύγκριση με τα επίπεδα που ανιχνεύονται σε δελφίνια άλλων περιοχών (Fossi et al., 2000, Aguilar et al., 2002). Το γεγονός αυτό αποτελεί μια σημαντική πηγή ανησυχίας εξαιτίας της κατασταλτικής και δυσμενούς επίδρασης των ουσιών αυτών στο ανοσοποιητικό και αναπαραγωγικό σύστημα των ζώων. Αξίζει να σημειωθεί ότι τα επίπεδα PCBs σε κοινά δελφίνια της θάλασσας του Αλμποράν προσέγγισαν σε εύρος στο οποίο θα μπορούσαν να αναμένονται δυσμενείς επιπτώσεις, με βάση στοιχεία άλλων ειδών για την επίδραση των ουσιών αυτών (Borrell et al., 2001).

1.3.3. Φυσητήρας (*Physeter macrocephalus*)

Ο φυσητήρας (*Physeter macrocephalus*) αποτελεί ένα ιδιαίτερα μεγάλο σε μέγεθος οδοντοκίτος με έντονο φυλετικό διμορφισμό. Τα αρσενικά άτομα του είδους εμφανίζονται μεγαλύτερα των θηλυκών, φθάνοντας περίπου τα 18 και 12 μέτρα αντίστοιχα. Η εξωτερική του μορφολογία τον καθιστά ένα εξαιρετικά χαρακτηριστικό είδος, με το κεφάλι του να αποτελεί σχεδόν το ένα τέταρτο του συνολικού μήκος του ζώου και την αναπνευστική οπή να αποτελείται από ένα ρουθούνι στη μπροστινή αριστερή πλευρά του κεφαλιού. Αποτελεί ένα είδος με ευρεία εξάπλωση, η οποία εκτείνεται από τους τροπικούς έως τους πόλους (Rice, 1989), μεταναστεύοντας σε μεγάλες αποστάσεις οι οποίες μπορεί να φτάσουν τα 7400 km για τα αρσενικά άτομα (Steiner et al., 2009; Whitehead, 2003) και τα 5000 km για τα θηλυκά (Kasuya & Miyashita, 1988). Τυπικά, συναντάται σε πελαγικά νερά αρκετών εκατοντάδων μέτρων, αναζητώντας μεσοπελαγικά καλαμάρια αλλά και είδη ψαριών ως κύρια διατροφή.

Το είδος παρουσιάζει έντονη κοινωνική δομή, σχηματίζοντας ομάδες αποτελούμενες από θηλυκά και ανώριμα αρσενικά και θηλυκά άτομα, ή απαντάται μεμονωμένα, καθώς και σε ομάδες ώριμων αρσενικών ατόμων ηλικίας άνω των δεκαπέντε ετών περίπου. Η βασική λειτουργία των ομάδων αυτών είναι η φροντίδα των νεαρών ανώριμων ατόμων (Whitehead, 1997; Mesnick et al., 2003; Gero et al., 2009, 2013), καθώς αυτά δεν έχουν αναπτύξει ακόμη τη δυνατότητα για καταδύσεις σε μεγάλα βάθη, εξαρτώμενα από το μητρικό γάλα για τα πρώτα χρόνια της ζωής τους (Rendell & Fratzi, 2016). Αξίζει να σημειωθεί ότι οι ομάδες των θηλυκών περιορίζονται σε γεωγραφικά πλάτη μεταξύ των 70° σε βορά και νότο, σε αντίθεση με τα ώριμα αρσενικά άτομα που εντοπίζονται και σε μεγαλύτερα γεωγραφικά πλάτη (Rice, 1989).

Οι πληθυσμοί του είδους παρουσιάζουν χαμηλή γενετική διαφοροποίηση μεταξύ των ωκεάνιων λεκανών, με εξαίρεση ορισμένες απομονωμένες λεκάνες, όπως η Μεσόγειος και ο Κόλπος του Μεξικού (Lyrholm et al., 1999; Drouot et al., 2004). Εργασίες που αφορούσαν τη γενετική ανάλυση (Drouot et al., 2004; Engelhaupt et al., 2009), καθώς και μελέτες που πραγματοποιήθηκαν με τη μέθοδο της φωτοαναγνώρισης (Carpinelli et al., 2014) συγκρίνοντας και ταυτοποιώντας άτομα από μοναδικά εξωτερικά τους χαρακτηριστικά, προτείνουν την απουσία μεταναστευτικών κινήσεων φυσητήρων μεταξύ του βορείου Ατλαντικού και της Μεσογείου θάλασσας, διαμορφώνοντας έναν γενετικά διακριτό υποπληθυσμό σ' αυτή (Gannier et al., 2002; Cañadas et al., 2002; Gannier & Praca, 2007; Azzellino et al., 2008; Praca et al., 2009). Σ' αυτή την πρόταση της γεωγραφικής απομόνωσης συγκλίνουν και παρατηρήσεις όπως η παρατήρηση στη Μεσόγειο ατόμων όλων των ηλικιακών κατηγοριών, καθώς και νεογέννητων ατόμων (Gannier et al., 2002, Frantzis et al., 2003, Moulines & Würtz, 2005), ενώ ένα ιδιαίτερο ρεπερτόριο κωδικών, των στερεότυπων μοτίβων των κλικ που χρησιμοποιούν οι φυσητήρες για επικοινωνία συγκριτικά με άλλους πληθυσμούς, αποτελεί ένδειξη διαφοροποίησης (Whitehead, 2003).

Σύμφωνα με τη Διεθνή Ένωση για τη Διατήρηση της Φύσης (International Union for the Conservation of Nature - IUCN) το είδος θεωρείται ως ευάλωτο (Vulnerable - VU) σε παγκόσμιο επίπεδο (Taylor et al., 2019) και κινδυνεύον (Endangered - EN) αναφορικά με τη διατήρηση του υποπληθυσμού στη Μεσόγειο θάλασσα (Notarbartolo di Sciara et al., 2012). Η μεγαλύτερη απειλή που αντιμετώπισαν οι πληθυσμοί των φυσητήρων κατά το παρελθόν υπήρξε η εκτεταμένη εμπορική φάλαινοθηρία, η οποία ξεκίνησε περίπου το 1712 και συνεχίστηκε έως το 1988, με το αποκορύφωμα της έντασής της να φθάνει

περίπου στο 1950. Με την απομάκρυνση της απειλής αυτής, έχει περιοριστεί σημαντικά η άμεση αλληλεπίδραση του είδους με τον άνθρωπο, εξαιτίας της φύσης των ενδιατημάτων του, καθώς και του γεγονότος ότι τα είδη διατροφής των φουσητήρων δεν αλιεύονται συστηματικά από τον άνθρωπο (Clarke, 1977). Παρόλα αυτά, σημαντικές απειλές για τους πληθυσμούς εξακολουθούν να υφίστανται. Η εμπλοκή σε παρασυρόμενα δίχτυα ξιφία και τόνου στην ανοιχτή θάλασσα έχει ενοχοποιηθεί ως μια σημαντική αιτία θνησιμότητας τη δεκαετία του 1980, όταν αυτό το είδος αλιείας άρχισε να χρησιμοποιείται σε μεγάλη κλίμακα (Notarbartolo di Sciara, 1990; IWC, 1994) και εξακολουθεί να αποτελεί πηγή θνησιμότητας (Tudela et al., 2003; ACCOBAMS, 2003). Επιπρόσθετες απειλές που αξίζει να αναφερθούν αποτελούν οι συγκρούσεις με πλοία (Laist et al., 2001), όπως για παράδειγμα γεγονότα που έχουν διερευνηθεί στα ανοιχτά των Καναρίων Νήσων (André & Potter 2000) και στη Μεσόγειο (Pesante et al., 2002; De Stephanis et al., 2003, 2005), καθώς και ο υποβρύχιος θόρυβος από σεισμικές μελέτες ή στρατιωτικές επιχειρήσεις και η παράνομη αλιεία με τη χρήση δυναμίτη (Notarbartolo di Sciara & Gordon, 1997). Παρόλα αυτά, οι επιπτώσεις του υποθαλάσσιου θορύβου στους φουσητήρες είναι αβέβαιες, καθώς καταγράφεται μια διχογνωμία μεταξύ μελετών που υποστηρίζουν μια σημαντική ευαισθησία στον θόρυβο (Watkins et al., 1985; Bowles et al., 1994) και άλλων που υποστηρίζουν μικρή ή καθόλου επίδραση (Madsen et al., 2002).

1.4. Δειγματοληψία αποστάσεων (distance sampling)

Ο όρος «δειγματοληψία αποστάσεων» εισήχθη από τους Buckland et al., (1993). Συγκεκριμένα, ο όρος περιλαμβάνει μια ευρύτερη ομάδα μεθόδων, όπως τη δειγματοληψία

αποστάσεων γραμμικών διατομών ή σημείων. Σύμφωνα μ' αυτές, η πυκνότητα ή η απόλυτη αφθονία των ζώων υπολογίζεται από τα ανιχνευόμενα άτομα σε ένα δείγμα διατομών που διέρχονται μέσα από μια περιοχή μελέτης (Thomas et al., 2002). Σύμφωνα με το γενικό πρωτόκολλο δειγματοληψίας, παρατηρητές κινούνται κατά μήκος τυχαίων ή προσχεδιασμένων διατομών, εντοπίζοντας και καταγράφοντας τα άτομα ενδιαφέροντος. Κατά τη συμβατική μεθοδολογία (conventional distance sampling - CDS) (Buckland et al., 2001), ο παρατηρητής ή οι παρατηρητές καταγράφουν την κάθετη απόσταση (x) της ομάδας (όταν πρόκειται για συστάδες ατόμων) ή των μεμονωμένων ατόμων από την κεντρική γραμμή της διατομής, κατά τη διαδικασία δειγματοληψίας γραμμικών διατομών ή την ακτίνα (r) στην περίπτωση διατομών σημείων. Θεωρώντας ότι κατά τη διενέργεια της δειγματοληψίας καλύπτεται μια περιοχή εμβαδού (a) το οποίο υπολογίζεται ως το πλάτος (w) από την κεντρική γραμμή δεξιά και αριστερά της διατομής, επί το μήκος της διατομής αυτής σε μια έκταση συνολικού εμβαδού (A), τότε το ποσοστό του δείγματος που καλύπτεται ορίζεται ως: a/A . Με την υπόθεση της τυχαίας τοποθέτησης των διατομών στην περιοχή μελέτης και ανεξάρτητα από την κατανομή των ατόμων στον χώρο, τότε μετά τη διενέργεια ενός πλήθους διατομών δειγματοληψίας, η μέση πιθανότητα για ένα άτομο να εντοπιστεί στην περιοχή που καλύφθηκε, μπορεί να εκφραστεί ως: $P_c = a/A$. Αν στην περιοχή που καλύφθηκε δειγματοληπτικά εντοπιστούν όλα τα άτομα πλήθους n , τότε η εκτίμηση των ατόμων N στην περιοχή μελέτης θα δίνεται από της σχέση: $\hat{N} = n/P_c$. Παρόλα αυτά, η εκτίμηση της πιθανότητας εξαρτάται από την απώλεια παρατηρήσεων στην περιοχή δειγματοληψίας. Οι απώλειες αυτές μπορεί να προκύπτουν τόσο εξαιτίας της απουσίας ενός ατόμου από την περιοχή δειγματοληψίας, όσο και από την ικανότητα του παρατηρητή να το εντοπίσει. Έτσι, μπορούμε να ορίσουμε την πιθανότητα ενός ατόμου

που βρίσκεται στην περιοχή δειγματοληψίας να εντοπιστεί από τον παρατηρητή P_a . Θεωρώντας, λοιπόν, ότι η πιθανότητα ενός ατόμου να βρίσκεται στην περιοχή δειγματοληψίας είναι ανεξάρτητη από την πιθανότητα το άτομο να εντοπιστεί από τον παρατηρητή, τότε η παραπάνω εξίσωση θα διαμορφωθεί ως: $\hat{N} = n/P_c P_a$.

1.4.1. Δειγματοληψία γραμμικών διατομών (transect line sampling)

Βασική αρχή πίσω από τη δειγματοληψία γραμμικών διατομών αποτελεί η εκτίμηση της αφθονίας ενός είδους στόχου, ερευνώντας σε τυχαίες ή προσχεδιασμένες δειγματικές λωρίδες στην επιφάνεια μιας περιοχής μελέτης. Εν συνεχεία τα ευρήματα, με τη βοήθεια παρεκβολής, επεκτείνονται στο σύνολο της περιοχής μελέτης, παρέχοντας μια εκτίμηση της αφθονίας. Η δειγματοληψία γραμμικών διατομών παρέχει, επομένως, μια εκτίμηση του αριθμού των ζώων σε μια καθορισμένη περιοχή, σε μια συγκεκριμένη χρονική στιγμή ή σε μια περίοδο. Η μέθοδος περιγράφεται συνήθως ως μια προέκταση της μεθόδου δείγματος διατομών λωρίδων, στην οποία ισχύει η παραδοχή ότι όλα τα ζώα ανιχνεύονται σε μια δεδομένη απόσταση από τη γραμμή διατομής.

Μια βασική παραδοχή της μεθοδολογίας αποτελεί η αποδοχή της συνθήκης του εντοπισμού όλων των ατόμων του πληθυσμού σε μια εξαιρετικά περιορισμένη περιοχή επάνω στην κεντρική γραμμή της διανυθείσας απόστασης ($g(0) = 1$), ενώ η πιθανότητα εντοπισμού των ατόμων από τον παρατηρητή βαίνει μειούμενη όσο η απόσταση από τη γραμμή διατομής αυξάνεται. Για τον λόγο αυτόν, ουσιαστικής σημασίας είναι η προσαρμογή μιας συνάρτησης εντοπισμού ή ανίχνευσης, από την οποία προκύπτει το ποσοστό των ζώων που δεν κατάφεραν να εντοπιστούν από τους παρατηρητές (Buckland

et al., 1993; Thomas et al., 2002). Οι μετρούμενες κάθετες αποστάσεις (x) των παρατηρήσεων από την κεντρική γραμμή της διατομής χρησιμοποιούνται για την προσαρμογή της συνάρτησης εντοπισμού $g(x)$, η οποία ορίζεται ως η πιθανότητα εντοπισμού ενός ζώου για απόσταση x ($0 \leq x \leq w$) από την κεντρική γραμμή διατομής στην οποία κινείται ο παρατηρητής.

Στην έρευνα με σκάφος, η κάθετη απόσταση υπολογίζεται από τις μετρήσεις της απόστασης καθώς και της οριζόντιας γωνίας σε σχέση με την πορεία του σκάφους. Στην περίπτωση των κητωδών όπου αυτά εμφανίζονται σε ομάδες ή κοπάδια, ο στόχος διόπτευσης είναι το κέντρο του κοπαδιού.

Η βασική εξίσωση που συσχετίζει την εκτιμώμενη πυκνότητα D του πληθυσμού με τα δεδομένα που συλλέγονται κατά την έρευνα είναι:

$$\hat{D} = \frac{n\bar{s}}{2e\hat{w}L}$$

Με το αγγλικό γράμμα n αναφέρεται ο αριθμός των ομάδων που ανιχνεύθηκαν, s είναι το μέσο μέγεθος ομάδας και L είναι το συνολικό μήκος της τομής που αναζητήθηκε. Με τον όρο $e\hat{w}$ (effective strip half-width) αναφερόμαστε στο μισό πλάτος της λωρίδας στην οποία εποπτεύσαμε. Το ενεργό μισό πλάτος της λωρίδας είναι ουσιαστικά το πλάτος στο οποίο ο αριθμός των κοπαδιών που ανιχνεύονται πέρα από αυτή την απόσταση, ισούται με τον αριθμό των κοπαδιών που χάνονται εντός αυτής της απόστασης.

1.5. Σχεδιασμός δειγματοληψίας

Για τη μελέτη της σχετικής αφθονίας ενός πληθυσμού με τη χρήση δειγματοληψίας γραμμικών διατομών, θα πρέπει να ληφθούν υπόψη παράγοντες που σχετίζονται με τη

διαδικασία της δειγματοληψίας και την επάρκεια του δείγματος. Στην περίπτωση της δειγματοληψίας διαδρομών λωρίδας (strip transect line), κατά την οποία θεωρούμε ότι όλα τα άτομα των ζώων γίνονται αντιληπτά και καταμετρούνται μέσα στο πλάτος της δειγματοληπτικής αυτής επιφάνειας, η εκτίμηση της αφθονίας θα μπορούσε να πραγματοποιηθεί μέσα από μια ορθά σχεδιασμένη δειγματοληψία, η οποία θα κάλυπτε με τυχαίες διαδρομές μια αντιπροσωπευτική έκταση της περιοχής μελέτης (Buckland, 2004).

Στην περίπτωση της κλασικής δειγματοληψίας διαδρομών μπορεί επίσης να χρησιμοποιηθεί μια βάση σχεδιασμού. Καθώς, όμως, δεν είναι γνωστός ο πραγματικός αριθμός των ατόμων στη δειγματοληπτική επιφάνεια, θα πρέπει να εφαρμοστεί ένα μοντέλο εντοπισμού των ατόμων, εξάγοντας στη συνέχεια συμπεράσματα μέσα από τη διαδικασία της παρεκβολής. Σ' αυτή την περίπτωση έχουμε μια υβριδική προσέγγιση σχεδιασμού και μοντελοποίησης. Σ' ένα απλό ενδεχόμενο, όπου θα μπορούσαμε να υποθέσουμε ότι τα άτομα των ζώων είναι ομοιόμορφα κατανεμημένα στην περιοχή μελέτης, οι δύο στρατηγικές, της σχεδιασμένης δειγματοληψίας και της υβριδικής προσέγγισης, θα παρουσίαζαν παρόμοια αποτελέσματα. Ωστόσο, καθώς τα ζώα στη φύση δεν είναι ομοιόμορφα κατανεμημένα στον χώρο, υπάρχει ένα αυξανόμενο ενδιαφέρον στη μοντελοποίηση του πώς η πυκνότητα των ζώων κυμαίνεται χωρικά. Έτσι, οι προσεγγίσεις πλήρους μοντελοποίησης αποτελούν μια πιο ορθολογική προσέγγιση (Thomas et al., 2010).

Παρόλα αυτά, ένας ορθός σχεδιασμός δειγματοληψίας βασίζεται στις αρχές της επανάληψης και της τυχειότητας. Ένας επαρκής αριθμός επαναλαμβανόμενων γραμμικών διαδρομών διασφαλίζει ότι η διακύμανση στον αριθμό των ατόμων των ζώων που ανιχνεύονται ανά μονάδα προσπάθειας μπορεί να εκτιμηθεί επαρκώς. Οι γραμμικές

διατομές δεν θα πρέπει να τοποθετούνται υποκειμενικά. Αντίθετα, θα πρέπει να χρησιμοποιείται ένα σχήμα τυχαιότητας, το οποίο θα προσδίδει σε όλα τα σημεία της περιοχής μελέτης μια γνωστή, μη μηδενική πιθανότητα να καλυφθούν από μια γραμμική διατομή (πιθανότητα κάλυψης). Η κλασική ανάλυση της δειγματοληψίας διατομών υιοθετεί την παραδοχή όμοιας πιθανότητας κάλυψης κάθε σημείου της περιοχής μελέτης δειγματοληπτικά. Στην περίπτωση που ο σχεδιασμός δεν εξασφαλίζει ίση πιθανότητα κάλυψης, η εκτιμώμενη πυκνότητα δείγματος δεν μπορεί να υπολογισθεί με τη διαδικασία της παρεκβολής και να δώσει μια αμερόληπτη εκτίμηση της αφθονίας στην περιοχή έρευνας.

Κατά τη διαδικασία του σχεδιασμού μιας δειγματοληψίας πεδίου, θα πρέπει να μελετηθούν τα ήδη γνωστά δεδομένα της περιοχής μελέτης και να επιλεγούν οι βέλτιστες εναλλακτικές μέθοδοι που θα ακολουθηθούν στο πεδίο. Ο σχεδιασμός μιας μελέτης ξεκινά με τον ορισμό της περιοχής έρευνας, η οποία θα πρέπει να καθορίζεται από τους στόχους της μελέτης. Γενικά, ο σχεδιασμός θα πρέπει να στοχεύει στην ίση πιθανότητα δειγματοληπτικής κάλυψης της περιοχής, που διασφαλίζεται μέσα από έναν σχεδιασμό, κατά τον οποίο οι διατομές τοποθετούνται τυχαία. Στην πράξη, ένας συστηματικός σχεδιασμός με τυχαίο στοιχείο, για παράδειγμα ένα τυχαίο σημείο εκκίνησης, ικανοποιεί και είναι ισοδύναμος της παραπάνω απαίτησης.

Ο σχεδιασμός εγκάρσιων διατομών για την επίτευξη ίσης πιθανότητας κάλυψης της περιοχής μελέτης είναι, επομένως, απαραίτητος στην περίπτωση που η εκτίμηση της αφθονίας δεν βασίζεται στη χρήση μοντέλων. Παράλληλες ίσες διατομές με τυχαία εκκίνηση παρέχουν έναν σχεδιασμό με ομοιόμορφη κάλυψη. Ωστόσο, σε πολλές περιπτώσεις ερευνών, εξαιτίας του σημαντικού κόστους της πλατφόρμας δειγματοληψίας,

όπως για παράδειγμα της χρήσης ενός σκάφους για τη διεξαγωγή έρευνας σε εκτεταμένες θαλάσσιες περιοχές, μπορούν να εξετασθούν διαφορετικοί αλγόριθμοι σχεδιασμού. Στην περίπτωση παράλληλων διατομών, η μη συλλογή δεδομένων κατά τη μετακίνηση του σκάφους μεταξύ των διατομών, μπορεί να αποτελεί οικονομικά και χρονικά προβληματική επιλογή. Ως εκ τούτου, ένας σχεδιασμός διαδρομών με έναν αλγόριθμο ενός πριονωτού ή ζιγκ-ζαγκ μοτίβου, μπορεί να αποτελεί μια προτεινόμενη εναλλακτική επιλογή. Ωστόσο, στην περίπτωση που η περιοχή μελέτης είναι μη ορθογώνια, ο σχεδιασμός αυτού του είδους μπορεί να έχει ως αποτέλεσμα τη μη ομοιόμορφη πιθανότητα κάλυψης του συνόλου της περιοχής (Strindberg & Buckland, 2004).

Ένας ιδανικός σχεδιασμός, συνήθως, περιλαμβάνει σειρές παράλληλων ή ζιγκ-ζαγκ γραμμών με τυχαία σημεία εκκίνησης. Η πρώτη επιλογή θεωρείται συχνά κατάλληλη για εναέριες έρευνες, ενώ η δεύτερη είναι τυπική επιλογή για έρευνες με πλοίο σε περιοχές μεγάλης κλίμακας για την αποφυγή ή την ελαχιστοποίηση του χρόνου διέλευσης μεταξύ των διατομών.

Στο μέτρο του δυνατού, οι εγκάρσιες διατομές θα πρέπει να τέμνουν κάθετα οποιοσδήποτε γνωστές ή ύποπτες διακυμάνσεις πυκνότητας του πληθυσμού. Για παράδειγμα, ο σχεδιασμός των διατομών κάθετα και όχι παράλληλα προς την ακτή αποτελεί μία καλή πρακτική. Επιπρόσθετα, η έρευνα θα πρέπει να διεξάγεται σε περιόδους που δεν υπάρχουν μετακινήσεις των ζώων προς συγκεκριμένη κατεύθυνση. Εάν αυτό είναι ανέφικτο, η έρευνα θα πρέπει να κινείται κάθετα προς την κατεύθυνση της μετανάστευσης ή αντίθετα προς αυτή και όχι προς την ίδια κατεύθυνση (Buckland et al., 2001, Dawson et al., 2008).

Η επιλογή του καταλληλότερου σχεδιασμού εξαρτάται από την τοπική τοπογραφία καθώς και τις προηγούμενες γνώσεις αναφορικά με την περιοχή μελέτης και το είδος προς διερεύνηση. Επιπρόσθετα, θα πρέπει να συνυπολογισθούν οι στόχοι και τα υλικοτεχνικά ζητήματα. Ο τελικός σχεδιασμός θα πρέπει να προσπαθήσει να εξισορροπήσει όλες τις παραπάνω συνιστώσες, χρησιμοποιώντας την εφαρμογή της κοινής λογικής. Για τον βέλτιστο σχεδιασμό παρέχονται εξελιγμένα λογισμικά, όπως το DISTANCE (Thomas et al., 2010), το οποίο με τη χρήση Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών (GIS) και υιοθετώντας διάφορους αλγόριθμους σχεδιασμού παρέχει εναλλακτικούς σχεδιασμούς με απλό και αυτοματοποιημένο τρόπο.

1.6. Παραδοχές δειγματοληψίας

Όπως σχεδόν σε κάθε δειγματοληψία της οποίας τα δεδομένα επεξεργάζονται με όρους στατιστικής, έτσι και κατά τη δειγματοληψία γραμμικών διατομών θα πρέπει να αναφερθούν τρεις βασικές παραδοχές, οι οποίες απαιτείται να ικανοποιούνται κατά τη δειγματοληψία (Buckland et al., 2001). Αξίζει να αναφερθεί ότι, στο πλαίσιο πιο προηγμένων τεχνικών ανάλυσης, ορισμένες εκ των παραδοχών μπορούν να μην απαιτούνται ή να διορθώνονται κατά την ανάλυση των δεδομένων.

Κατά την εκτέλεση της δειγματοληψίας θα πρέπει να υπάρχουν οι τρεις κύριες παραδοχές:

i) Όλα τα ζώα που βρίσκονται πάνω στη νοητή γραμμή της γραμμικής διατομής καταγράφονται από τους παρατηρητές. Με αυτή την πρώτη βασική παραδοχή συνεπάγεται ότι η πιθανότητα εντοπισμού ενός ζώου που βρίσκεται σε κάθετη απόσταση μηδέν από τη γραμμή διατομής είναι ίση με τη μονάδα. Αν και η παραδοχή αυτή θεωρείται αυτονόητη

για την πλειονότητα των εφαρμογών στις οποίες εφαρμόζεται η συγκεκριμένη μεθοδολογία, παρόλα αυτά η ικανοποίησή της στις συνθήκες του τρισδιάστατου θαλάσσιου περιβάλλοντος πολλές φορές την καθιστά προβληματική. Είδη όπως διάφορα κητώδη κινούνται για μεγάλα χρονικά διαστήματα κάτω από την επιφάνεια της θάλασσας με αποτέλεσμα να μην είναι διαθέσιμα για παρατήρηση και να μην γίνονται αντιληπτά από τους παρατηρητές. Για την αντιμετώπιση της πρακτικής αδυναμίας για την ικανοποίηση της παραδοχής αυτής έχουν αναπτυχθεί προηγμένες παραλλαγές της μεθοδολογίας, όπως, για παράδειγμα η παρατήρηση δυο ταυτόχρονων ανεξάρτητων παρατηρητών (Laake & Borchers, 2004).

ii) Μια δεύτερη παραδοχή είναι η συνθήκη ότι τα ζώα κατά την παρατήρηση δεν κινούνται. Η παραδοχή αυτή ενέχει μια απαίτηση αντικειμενικότητας της συμπεριφοράς των ζώων απέναντι στον παρατηρητή. Ουσιαστικά, μπορεί να παρομοιαστεί ως η δυνατότητα της ακινητοποίησης των ζώων κατά τον χρόνο που αυτά εντοπίζονται από τους παρατηρητές, έτσι ώστε οι κάθετες αποστάσεις από την κεντρική γραμμή της διατομής να είναι αντικειμενικές. Η απαίτηση της παραδοχής προκύπτει κυρίως από το γεγονός ότι είδη ζώων, μεταξύ άλλων και θαλάσσια θηλαστικά, απωθούνται ή έλκονται από τους παρατηρητές, γεγονός που μπορεί να συνεπάγεται τη μετακίνηση των ζώων προς τους παρατηρητές πριν αυτά γίνουν αντιληπτά για καταγραφή, γεγονός που θα οδηγούσε σε μια υπερεκτίμηση του πληθυσμού. Πολλά είδη δελφινιών είναι γνωστό ότι αντιδρούν στην παρουσία ενός κινούμενου σκάφους και προσελκύονται από την πλώρη του σκάφους ή από τον κυματισμό που δημιουργεί κατά την κίνησή του (Forcada et al., 1994; Hammond et al., 1995). Ανάλογα με τη δραστηριότητά τους εκείνη τη στιγμή, τα ζώα μπορεί να μην προσεγγίσουν το σκάφος και να απομακρυνθούν απ' αυτό ή αντίθετα να προσεγγίσουν το

πλωτό μέσον για να το ερευνήσουν. Η απόκριση αυτή καλείται από τον Hammond (1986) ως "κίνηση απόκρισης". Γενικά, η αντίδραση των δελφινιών μπορεί να μεταβάλει την παρατηρούμενη κατανομή των κάθετων αποστάσεων και να προκύψει στατιστικό σφάλμα στις εκτιμήσεις πυκνότητας (Forcada & Hammond, 1998).

iii) Επιπρόσθετα, όπως και σε άλλες δειγματοληπτικές διαδικασίες, θεωρείται δεδομένη η ακρίβεια των απαιτούμενων μετρήσεων. Η ικανοποίηση της παρούσας παραδοχής αποτελεί μια εξαιρετική πρόκληση κατά τη δειγματοληψία με τη χρήση πτητικών ή πλωτών μέσων και η εκπαίδευση των παρατηρητών αποτελεί μια κρίσιμη παράμετρο για την ακρίβεια των αποτελεσμάτων (Alldredge et al., 2007). Παρόλα αυτά, μια σειρά από σύγχρονα τεχνολογικά μέσα και όργανα (μετρητές απόστασης λέιζερ, κιάλια με ενσωματωμένη διόπτρευση πυξίδα κ.λπ.) παρέχουν τη δυνατότητα για ακριβείς και όσο το δυνατόν αντικειμενικότερες μετρήσεις σε δύσκολα περιβάλλοντα, όπως το θαλάσσιο περιβάλλον.

1.7. Συνάρτηση εντοπισμού

Κεντρικό μέρος της ανάλυσης των δεδομένων της δειγματοληψίας με τη χρήση γραμμικών διατομών αποτελεί η μοντελοποίηση της συνάρτησης ανίχνευσης. Βασική αρχή της μεθοδολογίας είναι το γεγονός ότι η πιθανότητα εντοπισμού ενός ζώου αποτελεί συνάρτηση της απόστασης από την κεντρική γραμμή της ευθείας διατομής στην περίπτωση των γραμμικών διατομών και της ακτίνας στην περίπτωση των σημειακών. Η συνάρτηση αυτή $g(y)$, μπορεί να ορισθεί ως η πιθανότητα εντοπισμού ενός ή μιας ομάδας ατόμων, δεδομένου ότι αυτά εντοπίζονται σε απόσταση y από την κεντρική γραμμή της

διατομής (Buckland et al., 1993). Όπως μπορεί να γίνει εύκολα κατανοητό, η πιθανότητα εντοπισμού των ζώων μειώνεται όσο αυξάνεται η κάθετη απόσταση από τη γραμμή που διατρέχει ο παρατηρητής. Κατά συνέπεια, η ανάλυση των δεδομένων απαιτεί την προσαρμογή της συνάρτησης εντοπισμού σύμφωνα με τις καταγεγραμμένες αποστάσεις, καθώς μας παρέχει τη δυνατότητα εκτίμησης του ποσοστού των ατόμων που δεν εντοπίστηκαν από τον παρατηρητή.

Για τη μοντελοποίηση αυτή, εφαρμόζεται μια βασική συνάρτηση (key function) με προσθήκη ενός όρου προσαρμογής (Buckland et al., 1993, 2001) για τη βελτίωση της προσαρμογής της. Τα τελευταία χρόνια έχουν αναπτυχθεί αυτοματοποιημένες μέθοδοι ανάλυσης για την εκτίμηση του σχήματος της συνάρτησης ανιχνευσιμότητας (Laake et al., 1994). Ένα τέτοιο λογισμικό ανάλυσης, το οποίο προσφέρει δυνατότητες προσαρμογής των βασικών συναρτήσεων: ομοιόμορφη (Uniform), ημι-κανονική (Half-normal), βαθμού-κινδύνου (Hazard-rate) και αρνητικά εκθετική (Negative exponential) και μιας σειράς επεκτάσεων (όρων προσαρμογής), όπως συνημιτόνου, απλής πολυωνυμικής και ερμιτικής πολυωνυμικής, είναι το λογισμικό DISTANCE (Thomas et al., 2009; Thomas et al., 2010). Επίσης, μεγαλύτερη ευελιξία στη μοντελοποίηση της συνάρτησης εντοπισμού προσφέρει το πακέτο «Distance» (Miller et al., 2019a) σε γλώσσα προγραμματισμού «R» (R Core Team, 2021).

1.8. Μέθοδος πολλαπλών μεταβλητών (multiple-covariate distance sampling «mcds»)

Επιπρόσθετα από το συμβατικό πρωτόκολλο δειγματοληψίας (CDS), κατά το οποίο η απόσταση από την κεντρική διατομή δειγματοληψίας αποτελεί τον μοναδικό παράγοντα που διαμορφώνει τη συνάρτηση εντοπισμού, οι Buckland et al., (2004) ανέπτυξαν μια σειρά από πιο προηγμένες τεχνικές ανάλυσης, όπως η μέθοδος πολλαπλών συμεταβλητών γραμμικών διαδρομών (multiple-covariate distance sampling, «mcds»). Η πιθανότητα εντοπισμού, κυρίως στο θαλάσσιο περιβάλλον, μπορεί εκτός από την απόσταση των ζώων από τον παρατηρητή, να εξαρτάται από παράγοντες όπως η ικανότητά του να εντοπίζει τα ζώα, οι καιρικές συνθήκες που επικρατούν κατά την παρατήρηση, καθώς και παράγοντες που σχετίζονται με τη βιολογία των ζώων (Buckland et al. 2004). Παρά το γεγονός ότι όταν η παραδοχή του εντοπισμού του συνόλου των ζώων που βρίσκονται επάνω στην κεντρική γραμμή ($g(0) = 1$) ικανοποιείται, η μεταβλητή της απόστασης προσφέρει τη δυνατότητα μιας επαρκούς προσαρμογής της συνάρτησης εντοπισμού, συχνά είναι σημαντικό η πιθανότητα εντοπισμού να προσαρμοστεί ως συνάρτηση και άλλων παραγόντων. Τέτοιοι παράγοντες, όπως αυτοί που προαναφέρθηκαν, πέραν της απόστασης, μπορεί να παρέχουν μια καλύτερη μοντελοποίηση της συνάρτησης εντοπισμού.

1.9. Δειγματοληψία αποστάσεων σήμανσης και επανασύλληψης (Mark-recapture Distance Sampling)

Όπως προαναφέρθηκε, μια από τις βασικές παραδοχές της μεθοδολογίας των γραμμικών διατομών είναι η ικανοποίηση της συνθήκης ότι όλα τα ζώα καθίστανται ανιχνεύσιμα στην περιοχή επάνω στην κεντρική γραμμή της διατομής. Η αναγκαιότητα της απαίτησης αυτής προκύπτει από το γεγονός ότι τα δεδομένα των αποστάσεων παρέχουν τη σχετική ανιχνευσιμότητα σε διαφορετικές αποστάσεις, η οποία καθορίζει το σχήμα της συνάρτησης εντοπισμού και όχι την απόλυτη ανιχνευσιμότητα για κάθε απόσταση. Το γεγονός αυτό μπορεί να επιδράσει σημαντικά στην εκτίμηση πληθυσμών σε είδη όπως θαλάσσια θηλαστικά με σημαντικούς χρόνους κατάδυσης, που τα καθιστούν μη ανιχνεύσιμα για μεγάλο χρονικό διάστημα και ίσως οδηγήσει στην υποεκτίμηση ενός πληθυσμού. Οι Marsh & Sinclair (1989) εισήγαγαν τους όρους «μεροληψία αντίληψης» και «μεροληψία διαθεσιμότητας» για να περιγράψουν τους λόγους που τα ζώα πολλές φορές δεν καθίστανται ανιχνεύσιμα από τους παρατηρητές. Η μεροληψία αντίληψης λαμβάνει χώρα και αποδίδεται στον παρατηρητή, όταν εξαιτίας περιβαλλοντικών παραγόντων, αδυνατεί να εντοπίσει ένα ζώο που βρίσκεται διαθέσιμο για παρατήρηση (για παράδειγμα εξαιτίας έντονης αντηλίας). Αντίθετα, η μεροληψία διαθεσιμότητας λαμβάνει χώρα όταν το ζώο δεν είναι διαθέσιμο για εντοπισμό από τον παρατηρητή (πραγματοποίηση μιας μεγάλης χρονικά κατάδυσης).

Για την αντιμετώπιση του προβλήματος αυτού, μπορεί να εφαρμοστεί μια παραλλαγή του πρωτοκόλλου σύλληψης, σήμανσης και επανασύλληψης κατά την οποία δύο ή περισσότεροι ανεξάρτητοι παρατηρητές πραγματοποιούν παράλληλα έλεγχο επανασύλληψης μεταξύ τους (Laake & Borchers, 2004; Borchers et al., 2006). Σύμφωνα

μ' αυτή την προσέγγιση, παρέχεται η δυνατότητα, πέρα από τα δεδομένα απόστασης, να ελέγχεται η ικανότητα κάθε παρατηρητή μέσα από την παράθεση των εντοπισμών που έχουν πραγματοποιηθεί. Εάν ένας παρατηρητής εντοπίσει ένα ζώο, η παρατήρηση μπορεί να θεωρηθεί ως δοκιμή στην οποία ο δεύτερος παρατηρητής είτε ανιχνεύει το ίδιο ζώο ή όχι. Μέσα απ' αυτή τη διαδικασία, οι παρατηρητές είναι σε θέση να γνωρίζουν τα ζώα που ανιχνεύθηκαν και από τους δύο. Παρόλα αυτά, καθώς η μεροληψία διαθεσιμότητας ισχύει και για τους δύο ανεξάρτητους παρατηρητές που εποπτεύουν ταυτόχρονα μια περιοχή, η μεθοδολογία σήμανσης και επανασύλληψης θα διατηρούσε ουσιαστικά σημαντική μεροληψία (Graham & Bell, 1989). Για τους λόγους αυτούς, η χρήση διαφορετικών τεχνικών παρατήρησης, για παράδειγμα οπτική παρατήρηση παράλληλα με παθητική ακουστική παρατήρηση, παρέχουν τη δυνατότητα σε σημαντικό βαθμό της αντιμετώπισης του προβλήματος αυτού (Laake & Borchers, 2004).

Οι Laake & Borchers (2004) περιέγραψαν τρεις διαφορετικές διαμορφώσεις της μεθοδολογίας, την ανεξάρτητη (independent), τη διαμόρφωση δοκιμασίας (trial) και τη διαμόρφωση απόσπασης (removal). Για κάθε μία από τις διαμορφώσεις απαιτούνται δύο παρατηρητές ή ομάδες παρατηρητών. Κατά την ανεξάρτητη διαμόρφωση, οι δύο παρατηρητές αναζητούν ανεξάρτητα μεταξύ τους και οι παρατηρήσεις τους χρησιμοποιούνται θέτοντας ο ένας δοκιμασία έναντι του άλλου. Κατά τη διαμόρφωση δοκιμής μόνο ο ένας παρατηρητής θέτει δοκιμασία στον δεύτερο παρατηρητή (συνήθως ο παρατηρητής που εντοπίζει πρώτος και σε μεγαλύτερη απόσταση θέτει τη δοκιμασία στον έτερο παρατηρητή). Τέλος, κατά τη διαμόρφωση απόσπασης, ο δεύτερος παρατηρητής γνωρίζει τι ανιχνεύει ο πρώτος και εντοπίζει τα ζώα που διέφυγαν από τον πρώτο.

1.10. Μοντελοποίηση επιφανειακής πυκνότητας (Density Surface Modelling – «DMS»)

Κατά τη διάρκεια μιας έρευνας με τη μέθοδο γραμμικών διατομών για τη μελέτη ενός πληθυσμού, τόσο στο χερσαίο όσο και στο θαλάσσιο περιβάλλον, οι παρατηρητές σχεδόν πάντα καταγράφουν χωρικές πληροφορίες που αφορούν τις παρατηρήσεις. Τυπικά, αυτές οι πληροφορίες αφορούν τις γεωγραφικές συντεταγμένες των παρατηρήσεων, καθώς και τα σημεία εκκίνησης και τερματισμού μια γραμμικής διατομής. Επιπρόσθετα, τέτοιες χωρικές πληροφορίες πολύ συχνά αφορούν παράγοντες όπως η βαθυμετρία ή ο τύπος οικοτόπου. Η δημιουργία τέτοιων βάσεων δεδομένων, με χωρικά γεωαναφερόμενες πληροφορίες, μπορεί να παρέχει τη δυνατότητα για τη διερεύνηση αλληλεπιδράσεων των περιβαλλοντικών παραγόντων με τις πυκνότητες ενός πληθυσμού (Miller et al., 2013).

Ο συνδυασμός δεδομένων δειγματοληψίας αποστάσεων (distance sampling) με χωρικά δεδομένα μπορεί να παρέχει τη δυνατότητα για τη μοντελοποίηση της κατανομής του πληθυσμού ενός είδους. Τα μοντέλα επιφανειακής πυκνότητας ενός πληθυσμού αποτελούν ένα είδος χωρικών μοντέλων, τα οποία απαρτίζονται από ένα χωρικό μοντέλο αφθονίας, συνδυαζόμενο με τις μεθόδους δειγματοληψίας γραμμικών διατομών (Buckland et al., 2001, 2004). Αυτού του είδους τα μοντέλα παρουσιάζουν το πλεονέκτημα της χαρτογραφικής απεικόνισης των αποτελεσμάτων που αφορούν έναν πληθυσμό, γεγονός που με τη σειρά του αποτελεί ένα σημαντικό πλεονέκτημα σε μελέτες διαχείρισης θαλάσσιων περιοχών και κυρίως σε περιπτώσεις όπου απαιτείται η επικοινωνία των αποτελεσμάτων με εμπλεκόμενους φορείς, μη εξειδικευμένους σε μελέτες αφθονίας πληθυσμών.

Αξίζει να σημειωθεί ότι η ανάπτυξη αυτού του είδους των χωρικών μοντέλων έχει τις βάσεις της τόσο στη διαρκή ανάπτυξη της υπολογιστικής δύναμης των επεξεργαστών, όσο και στην εξέλιξη εξειδικευμένων στατιστικών πακέτων ανοικτού κώδικα, όπως πακέτων στη γλώσσα προγραμματισμού «R» (R Core Team, 2021; Miller et al., 2013).

Ένα από τα σημαντικότερα πλεονεκτήματα της χρήσης τέτοιων μοντέλων αποτελεί η ιδιότητά τους να αξιοποιούν δεδομένα που δεν προέρχονται από μια τυπικά σχεδιασμένη έρευνα γραμμικών διατομών με ομοιόμορφη κάλυψη μιας περιοχής μελέτης, παρέχοντας τη δυνατότητα αξιοποίησης οπορτουριστικών δεδομένων, όπως δεδομένα που προέρχονται από οικοτουριστικούς πλόες (Williams et al., 2006).

Η δημιουργία ενός χωρικού μοντέλου εκτίμησης ενός πληθυσμού παρέχει τόσο τη δυνατότητα εκτίμησης της συνολικής του αφθονίας, όσο και διερεύνησης της σχέσης μεταξύ της αφθονίας και των περιβαλλοντικών μεταβλητών που ενδεχομένως την επηρεάζουν.

Για τη δημιουργία ενός τέτοιου χωρικού μοντέλου απαιτείται η επεξεργασία των δεδομένων σε δύο φάσεις. Κατά την πρώτη φάση, στα δεδομένα αποστάσεων, προσαρμόζεται η συνάρτηση εντοπισμού ή ανίχνευσης των ζώων, με στόχο να ληφθούν υπόψη οι πιθανότητες ανίχνευσης κατά τη διάρκεια της δειγματοληψίας. Στη συνέχεια, ακολουθεί κατάτμηση των γραμμικών διατομών σε τμήματα και κατασκευάζεται ένα γενικευμένο αθροιστικό μοντέλο (GAM, Wood, 2017) με τις μετρήσεις ανά τμήμα. Τα γενικευμένα αθροιστικά μοντέλα αποτελούν μια ευέλικτη κατηγορία μοντέλων που περιλαμβάνουν γενικευμένα γραμμικά μοντέλα (McCullagh & Nelder 1989), επεκτείνοντάς τα με μια πιθανή προσθήκη παραμετροποιημένων καμπυλών (splines) για τη δημιουργία ομαλών συναρτήσεων των μεταβλητών.

Ένα γενικευμένο αθροιστικό μοντέλο θα μπορούσε να αναφερθεί ως ένα γενικευμένο γραμμικό μοντέλο στο οποίο η γραμμικότητα της εξαρτημένης μεταβλητής εξαρτάται από απροσδιόριστες συναρτήσεις εξομάλυνσης των εξαρτημένων μεταβλητών. Ένα τέτοιο μοντέλο έχει τη μορφή:

$$g(E(Y)) = \beta_0 + f_1(x_1) + f_2(x_2) + \dots + f_m(x_m)$$

όπου:

$g(\cdot)$: αναφέρεται η συνδετική συνάρτηση που προσδιορίζει τη σχέση μεταξύ της αναμενόμενης τιμής της εξαρτημένης μεταβλητής

$E(Y)$: η αναμενόμενη τιμή E της εξαρτημένης μεταβλητής Y

β_0 : ένας σταθερός όρος

f_m : εκφράζει ομαλές συναρτήσεις m μεταβλητών

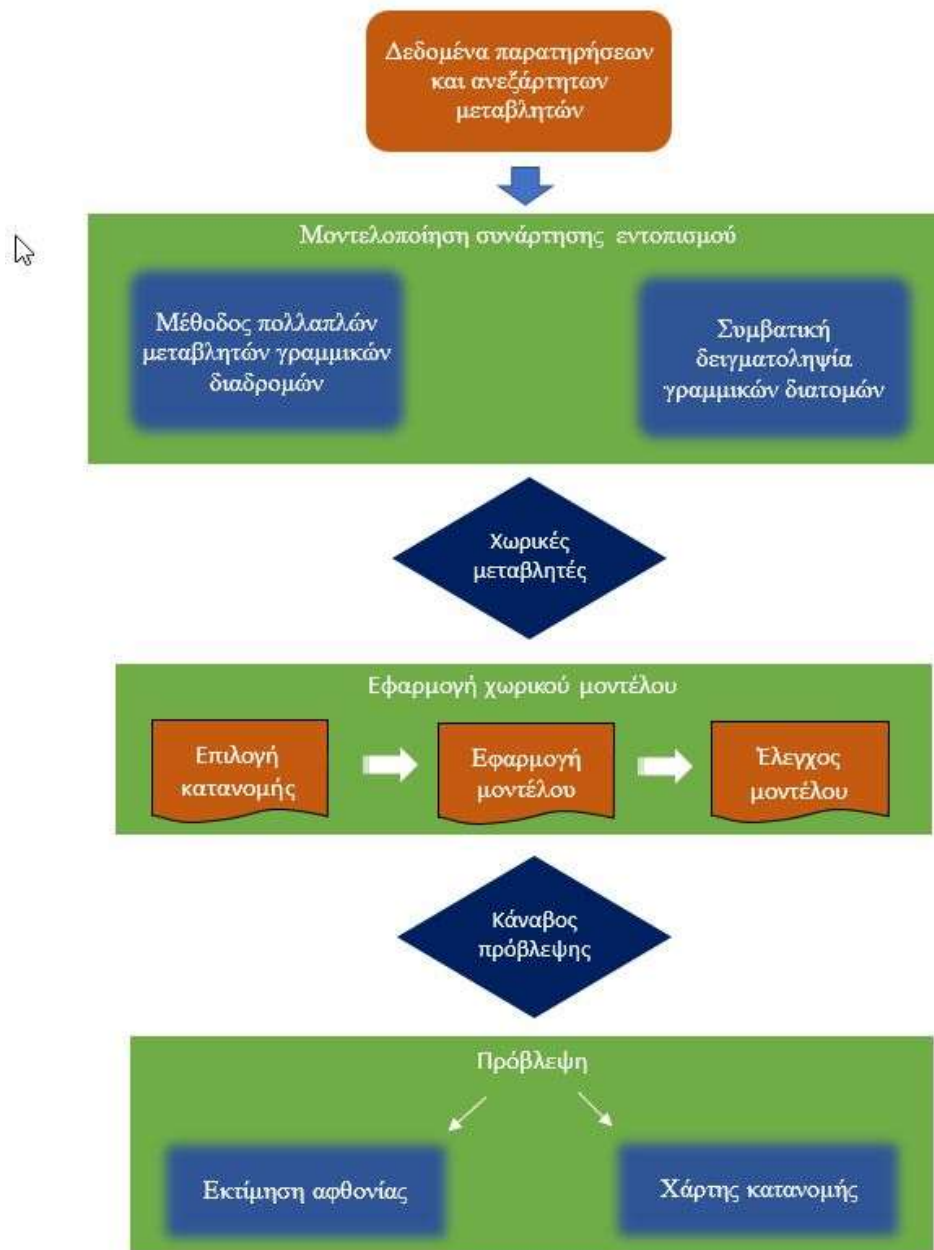
Η εκτιμώμενη αφθονία μοντελοποιείται ως άθροισμα ομαλών συναρτήσεων μεταβλητών (για παράδειγμα της γεωγραφικής θέσης, της επιφανειακής θερμοκρασία της θάλασσας καθώς και άλλων περιβαλλοντικών παραμέτρων που μετρούνται σε επίπεδο τμήματος της διατομής) χρησιμοποιώντας ένα γενικευμένο αθροιστικό μοντέλο.

Επίσης, εκτός από την περίπτωση κατά την οποία οι μεταβλητές μετρούνται σε επίπεδο τμημάτων των γραμμικών διατομών (segments), πολύ συχνά σε ένα DSM μπορεί να ενταχθούν και μεταβλητές όπως το μέγεθος των ατόμων ενός κοπαδιού ή το φύλο των ατόμων, όταν αυτό είναι εφικτό (Hedley & Buckland, 2004).

Ένα εξαιρετικά σημαντικό χαρακτηριστικό ενός μοντέλου επιφανειακής πυκνότητας είναι η πρόβλεψη της αφθονίας και της κατανομής στον χώρο ενός πληθυσμού σε μια

ευρύτερη περιοχή από αυτή στην οποία έχουν πραγματοποιηθεί οι ερευνητικοί πλόες (Εικόνα 1) (Miller et al., 2013).

Για μια τέτοια εφαρμογή πρόγνωσης ενός τέτοιου μοντέλου, δημιουργείται μια σειρά κελιών πρόβλεψης διαστάσεων ανάλογων της ανάλυσης των δεδομένων στην περιοχή πρόβλεψης, καθώς για κάθε κελί οι μεταβλητές που περιλαμβάνονται στο μοντέλο θα πρέπει να είναι διαθέσιμες. Εν συνεχεία, κάνοντας την πρόβλεψη για κάθε κελί, η υπολογιζόμενη αφθονία μπορεί να υπολογισθεί από το άθροισμα των κελιών ενώ παράλληλα μπορεί να παρουσιαστεί ως ένας χάρτης αφθονίας.

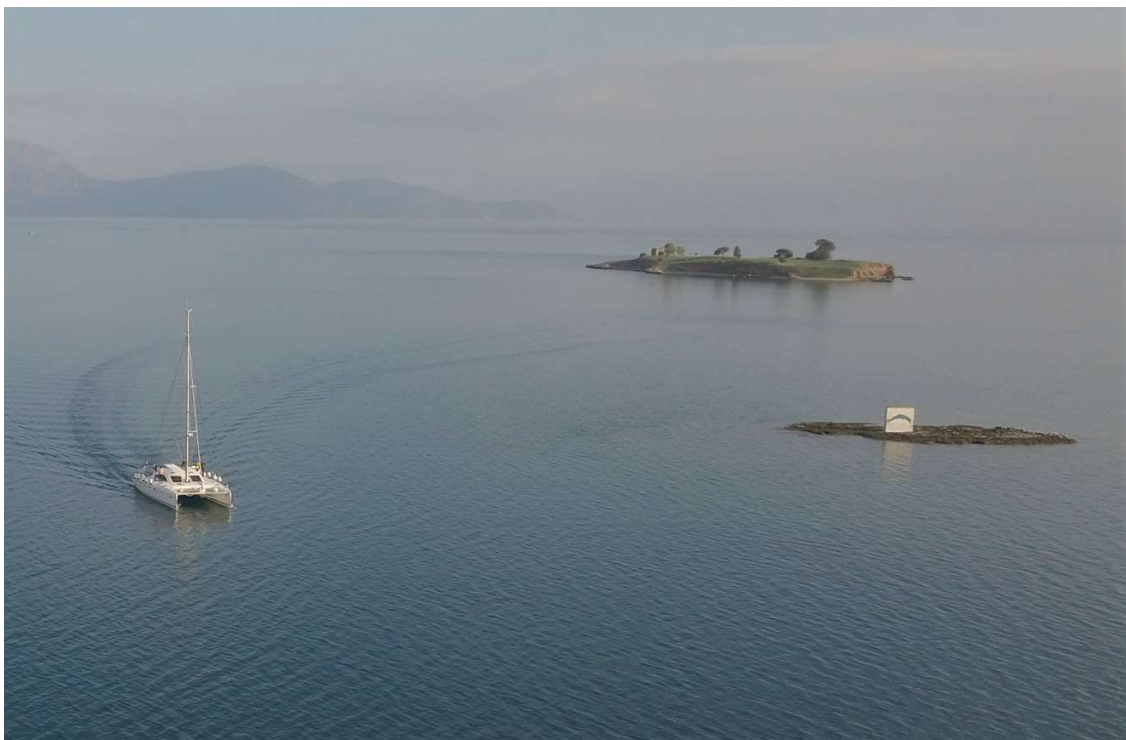


Εικόνα 1: Διάγραμμα ροής της διαδικασίας δόμησης ενός μοντέλου επιφανειακής πυκνότητας (DSM) (Miller et al., 2013)

2. ΓΕΝΙΚΗ ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

2.1. Δειγματοληψία πεδίου

Οι δειγματοληψίες πεδίου πραγματοποιήθηκαν σύμφωνα με τη μεθοδολογία της δειγματοληψίας αποστάσεων και συγκεκριμένα με τυχαίες ή σχεδιασμένες γραμμικές διατομές. Για την υλοποίηση της έρευνας χρησιμοποιήθηκε ιστιοφόρο καταμαράν σκάφος μήκους περίπου 14 μέτρων, εξοπλισμένο με δύο πετρελαιοκίνητες μηχανές, οι οποίες επέτρεπαν μια μέση ταχύτητα τουλάχιστον 6 κόμβων κατά τη διάρκεια της έρευνας (Εικόνα 2). Σε ευνοϊκές συνθήκες, το σκάφος είχε τη δυνατότητα χρήσης ιστίων ή συνδυασμό ιστίων και μηχανής.



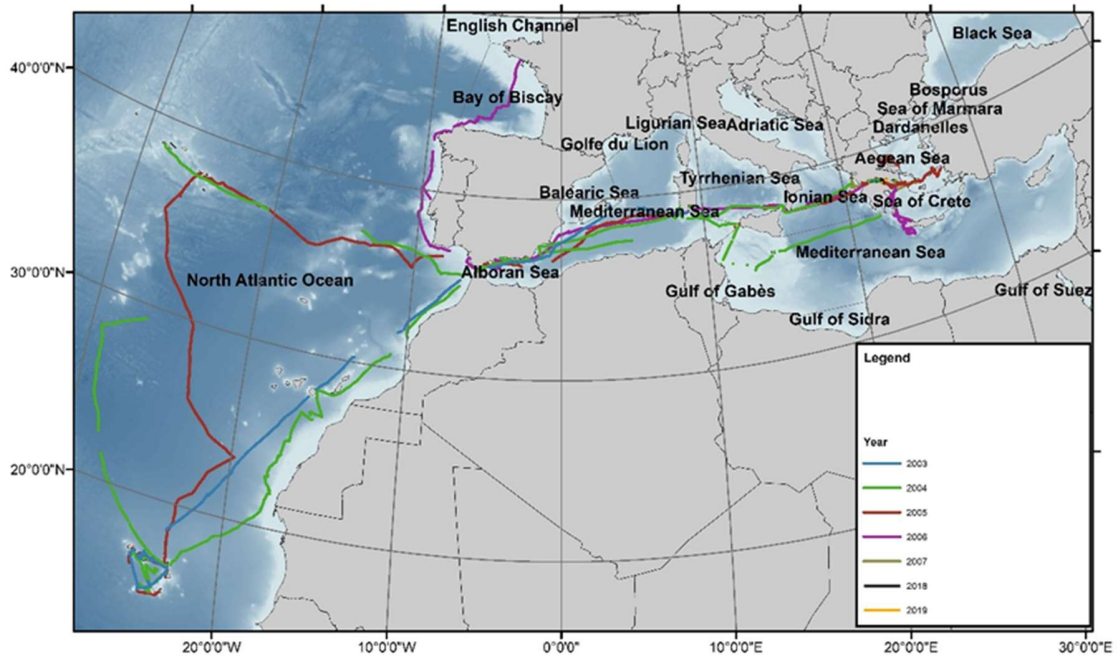
Εικόνα 2: Σκάφος δειγματοληψίας στην περιοχή του Κορινθιακού Κόλπου

2.2. Χρονική περίοδος έρευνας

Τα ερευνητικά ταξίδια πραγματοποιήθηκαν κατά τη διάρκεια επτά διαδοχικών ετών (Εικόνα 3), κατά τη φθινοπωρινή, χειμερινή και ανοιξιάτικη περίοδο. Τα δεδομένα της παρούσας διατριβής συλλέχθηκαν κατά τη διάρκεια ερευνών πεδίου κατά τις περιόδους:

- Οκτωβρίου - Νοεμβρίου 2003,
- Απριλίου, Οκτωβρίου - Νοεμβρίου 2004,
- Απριλίου, Ιουνίου, Σεπτεμβρίου και Νοεμβρίου 2005,
- Ιουλίου και Οκτωβρίου 2006
- Οκτωβρίου 2007
- Δεκεμβρίου 2018
- Φεβρουαρίου, Ιουνίου και Ιουλίου 2019

Τα δεδομένα από κάθε χρονιά συγκεντρώθηκαν ώστε να αποκτηθεί μια συνολική εικόνα για την κατανομή των κητωδών στη Μεσόγειο, με την παραδοχή ότι δεν παρατηρούνται αλλαγές μεγάλης κλίμακας στην κατανομή τους από χρόνο σε χρόνο.



Εικόνα 3: Διαδρομές ερευνητικών ταξιδιών που αναλύθηκαν ανά έτος υλοποίησης

2.3. Συλλογή και καταγραφή δεδομένων πεδίου

2.3.1. Οπτική έρευνα

Κατά την οπτική έρευνα με τη μεθοδολογία της δειγματοληψίας αποστάσεων, στόχος είναι ο εντοπισμός των προς αναζήτηση ζώων, η καταγραφή του είδους και του αριθμού τους, καθώς και η κάθετη απόσταση από την πορεία του σκάφους με τη μεγαλύτερη δυνατή ακρίβεια. Σε θετικές συνθήκες παρατήρησης, πραγματοποιείται συνεχής παρατήρηση με γυμνά μάτια και με κιάλια από παρατηρητές που εναλλάσσονται σε τακτά χρονικά διαστήματα για την αποφυγή μείωσης της αντιληπτικής τους ικανότητας εξαιτίας της

κόπωσης. Η οπτική έρευνα λαμβάνει χώρα μισή ώρα μετά την ανατολή του ηλίου μέχρι και μισή ώρα πριν τη δύση του ηλίου, όταν η ταχύτητα του ανέμου είναι μικρότερη από 11-16 κόμβους (περίπου τέσσερα της κλίμακας μποφόρ). Ένας τουλάχιστον παρατηρητής στέκεται σε κεντρικό σημείο του σκάφους (σε ύψος περίπου 3 m από την επιφάνεια της θάλασσας) με απρόσκοπτη ικανότητα θέασης, ερευνώντας τον ορίζοντα σε γωνία 90° δεξιά και 90° αριστερά από την πορεία του σκάφους. Κατά την οπτική παρατήρηση και κατόπιν του εντοπισμού ενός κοπαδιού μπορούν να υιοθετηθούν δύο διαφορετικές στρατηγικές («closing mode» ή «passing mode») (Boyd et al., 2010) ανάλογα με τις απαιτήσεις της έρευνας.

Κατά την πρώτη στρατηγική «closing mode» εν συνεχεία του εντοπισμού ενός κοπαδιού και της λήψης των απαραίτητων δεδομένων (απόσταση από τον παρατηρητή και γωνία από τη νοητή πορεία του σκάφους), οι παρατηρητές τίθενται σε αρνητική συνθήκη παρατήρησης (off effort), κατά την οποία διακόπτουν τη διενέργεια δειγματοληψίας εντός της γραμμικής διατομής. Στη συνέχεια, το σκάφος έχει τη δυνατότητα να προσεγγίσει το κοπάδι με στόχο τη λήψη περισσότερων δεδομένων, όπως ακριβή αριθμό ατόμων και αναγνώριση είδους καθώς και λήψη φωτογραφιών υψηλής ανάλυσης. Με την ολοκλήρωση της διαδικασίας προσέγγισης και συλλογής των δεδομένων, το σκάφος επιστρέφει στο σημείο αποχώρησης της γραμμικής διατομής από όπου και συνεχίζει υπό θετικές συνθήκες παρατήρησης (on effort).

Κατά τη δεύτερη στρατηγική «passing mode», οι παρατηρητές συλλέγουν τα απαραίτητα δεδομένα χωρίς τη διακοπή της παρατήρησης και εξόδου από την πορεία επάνω στη γραμμική διατομή. Η στρατηγική αυτή παρά το γεγονός ότι έχει το πλεονέκτημα εξοικονόμησης χρόνου, παρουσιάζει το σοβαρό μειονέκτημα της αδυναμίας

ταυτοποίησης των ατόμων ενός κοπαδιού σε επίπεδο είδους και τη δυσκολία λήψης φωτογραφικού ή και βιντεοληπτικού υλικού.

Κατά την ερευνητική δραστηριότητα στο πεδίο, ως επί το πλείστον υιοθετήθηκε η στρατηγική «closing mode» και συλλέχθηκαν ανελλιπώς, ανεξάρτητα με το αν πραγματοποιούνταν παρατήρηση κητωδών δεδομένα που αφορούσαν:

- Την ημερομηνία στην οποία αντιστοιχούν οι πληροφορίες
- Το γεωγραφικό μήκος και πλάτος της πορείας του σκάφους με τη χρήση GPS (Global Positioning System)
- Τον αριθμό των παρατηρητών και τη θέση τους στο σκάφος
- Την κατάσταση της θάλασσας σε Beaufort
- Το επίπεδο νεφοκάλυψης σε κλίμακα 1 έως 10
- Την ορατότητα σε ναυτικά μίλια
- Το ύψος του κύματος σε μέτρα
- Κάθε άλλη πληροφορία ή παρατήρηση που οι ερευνητές έκριναν ότι μπορεί να επιδρά στη διαδικασία της δειγματοληψίας.

Κατά την οπτική ανίχνευση ενός κοπαδιού συλλέγονταν πληροφορίες για το είδος των ζώων, τον αριθμό των ατόμων, καθώς και την κάθετη απόστασή του από τη γραμμή πορείας του σκάφους. Η κάθετη απόσταση υπολογίσθηκε μέσω της ευθείας απόστασης από τον παρατηρητή και της γωνίας διόπτρευσης από τη νοητή γραμμή της πορείας του σκάφους, ενώ καταγράφονταν και οι γεωγραφικές συντεταγμένες της παρατήρησης. Επίσης, όπου ήταν δυνατό, καταγράφονταν η αναλογία ειδών, η σύσταση του κοπαδιού (νεογέννητα, νεαρά, ενήλικα άτομα, αρσενικά, θηλυκά), η συμπεριφορά των ζώων και η δραστηριότητά τους, καθώς και άλλες πληροφορίες και παρατηρήσεις που πιθανόν

σχετίζονται με την παρουσία ή συμπεριφορά των ζώων. Στην περίπτωση που το κοπάδι δεν μπορούσε να προσεγγιστεί, το μεγεθός του υπολογιζόταν με τη βοήθεια διοπτρικών οργάνων.

Για την καταγραφή και συλλογή των δεδομένων χρησιμοποιήθηκαν τα λογισμικά Logger 2000 - 2010 (IFAW) και βάσεις δεδομένων Microsoft Access.

2.3.2. Παθητική ακουστική παρατήρηση

Η χρήση μεθόδων παθητικής ακουστικής παρακολούθησης (Passive Acoustic Monitoring – «PAM») κατά τη διάρκεια ερευνητικών ταξιδιών για τη μελέτη κητωδών με τη χρήση σκάφους έχει αυξηθεί σημαντικά τα τελευταία χρόνια (Lewis et al., 2007; Van Parijs et al., 2009; Marques et al., 2013; Rankin et al., 2020). Θα μπορούσε να αναφερθεί ότι αποτελεί μια νέα κατεύθυνση στην έρευνα των κητωδών, η οποία έχει κατά το παρελθόν αποκλειστικά οπτικό προσανατολισμό. Ωστόσο, με τη διαθεσιμότητα προσιτών οργάνων, η παθητική ακουστική παρατήρηση γίνεται όλο και πιο δημοφιλής, τόσο για τη διαχείριση αποθεμάτων κητωδών, όσο και για τον μετριασμό του κινδύνου παρενόχλησης αυτών κατά τη διαδικασία σεισμικών ερευνών.

Τα κητώδη παράγουν μια σειρά διαφορετικών ήχων για διαφορετικούς λόγους. Μια κύρια λειτουργική κατηγορία εκπομπής ήχων αποτελεί η επικοινωνία μεταξύ των ατόμων του ίδιου είδους αλλά και μεταξύ διαφορετικών ειδών (Zimmer, 2011). Επίσης, μια δεύτερη κατηγορία ήχων αποτελούν οι ήχοι ηχοεντοπισμού. Ο όρος «ηχοεντοπισμός» αναφέρεται στη χρήση των εκπεμπόμενων από ένα ζώο ήχων ή, ακριβέστερα, των

αντανακλάσεων αυτών των ήχων για την εκτίμηση της θέσης, της εμβέλειας και της κατεύθυνσης ενός αντικειμένου. Ο όρος επινοήθηκε τη δεκαετία του 1950 από τον Griffin (1958) για να περιγράψει τη χρήση υπερήχων από νυχτερίδες και υιοθετήθηκε και για τα κητώδη.

Για την ανίχνευση των ήχων μέσα στο θαλάσσιο νερό απαιτείται η χρήση ενός υδροφώνου. Το υδρόφωνο ουσιαστικά αποτελεί ένα υποβρύχιο μικρόφωνο για την καταγραφή ήχων κάτω από την επιφάνεια της θάλασσας. Το στοιχείο ενός υδροφώνου αποτελείται από ένα πιεζοηλεκτρικό υλικό το οποίο προκαλεί διακυμάνσεις ηλεκτρικής τάσης σύμφωνα με τις διακυμάνσεις της πίεσης που δημιουργούνται από τα ηχητικά κύματα. Ένα υδρόφωνο μπορεί να αποτελείται από ένα ή μια συστοιχία στοιχείων σε απόσταση μεταξύ τους. Συνήθως, μια τέτοια διάταξη αποτελείται και από έναν προενισχυτή τοποθετημένο κοντά στα στοιχεία, ώστε να οδηγήσει το σήμα στο καλώδιο μεταφοράς του σήματος και εν συνεχεία έξω από το νερό, όπου μπορεί να ενισχυθεί και να αναλυθεί. Τα υδρόφωνα μπορούν να διακριθούν σε στατικά και συρόμενα, ανάλογα με τη χρήση τους. Στα συρόμενα υδρόφωνα τα στοιχεία είναι τοποθετημένα σε έναν σχηματισμό υδροδυναμικής μορφής ώστε να μειώνεται αρκετά ο θόρυβος επίπλευσης ενώ αυτό κινείται μέσα στο νερό, επιτρέποντας στο υδρόφωνο να είναι λειτουργικό καθώς ρυμουλκείται από το σκάφος.

Για την ανάλυση του σήματος με κάποιου είδους λογισμικό ηλεκτρονικού υπολογιστή, απαραίτητη είναι πρώτα η ψηφιοποίηση του αναλογικού σήματος του υδροφώνου. Η ψηφιοποίηση είναι η διαδικασία μετατροπής του αναλογικού σήματος σε ψηφιακή μορφή και περιλαμβάνει τη φάση της δειγματοληψίας του αναλογικού ήχου, κατά την οποία λαμβάνονται δείγματα, τα οποία θα αναπαρασταθούν τελικά με ψηφιακές τιμές. Στη

συνέχεια, χρησιμοποιούνται εξειδικευμένα λογισμικά για την παθητική παρακολούθηση θαλάσσιων θηλαστικών, όπως τα λογισμικά «Rainbow click», «Pamguard», «Ismael».

Το υδρόφωνο που χρησιμοποιήθηκε στην παρούσα έρευνα αποτελούνταν από δυο στοιχεία Benthos AQ-4, με απόσταση μεταξύ τους 3 m (Leaper et al., 1992). Η συνολική διάταξη αποτελούνταν από σωλήνα πολυαιθυλενίου συνολικού μήκους 10 m και διαμέτρου 4 cm, γεμάτο με έλαιο, ικανό να λειτουργήσει αποτελεσματικά σε ταχύτητες μέχρι και 7 κόμβους. Για τη μείωση του θορύβου των κινητήρων και της πλεύσης του σκάφους, η διάταξη αυτή σύρεται με τη χρήση ενός καλωδίου σε απόσταση 100 m από το σκάφος, ενώ ένα προσδεμένο σκοινί μήκους 10 m στην άκρη της διάταξης βοηθά στη σταθεροποίηση του οργάνου. Για τον εντοπισμό των ατόμων του είδους *Physeter macrocephalus* και την εκτίμηση αποστάσεων χρησιμοποιήθηκαν τα λογισμικά «Rainbow click» (Gillespie & Leaper, 1997; Leaper et al., 2000; Jaquet et al., 2001; IFAW) και «Pamguard» (Gillespie et al., 2008; Gillespie et al., 2009; Gillespie et al., 2013; www.pamguard.org).

2.4. Δεδομένα τηλεπισκόπησης

Για την ανάλυση δεδομένων που αφορούν παρατηρήσεις θαλάσσιων θηλαστικών σε μια εκτεταμένη θαλάσσια περιοχή μελέτης και τη συσχέτισή τους με περιβαλλοντικές μεταβλητές, απαιτείται ένας σημαντικός όγκος δεδομένων που αφορούν περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά, όπως η επιφανειακή θερμοκρασία ή η συγκέντρωση χλωροφύλλης. Τα δεδομένα αυτά είναι πρακτικά αδύνατο να συλλεχθούν στο πεδίο με επιτόπια έρευνα. Η επιστήμη της τηλεπισκόπησης παρέχει μια ουσιαστική και αξιόπιστη λύση στο σημαντικό

αυτό πρόβλημα της συλλογής δεδομένων από περιοχές μεγάλης έκτασης. Ως τηλεπισκόπηση (Remote Sensing) νοείται η επιστήμη παρατήρησης φαινομένων και χαρακτηριστικών από απόσταση. Πρακτικά, μια εφαρμογή της τηλεπισκόπησης αποτελεί η παρατήρηση και παρακολούθηση της γης από το διάστημα με τη χρήση εξειδικευμένων οργάνων και αισθητήρων σε δορυφόρους. Αποτελεί, έτσι, ένα σύγχρονο και σημαντικό εργαλείο για τη συλλογή περιβαλλοντικών και κλιματικών δεδομένων σε παγκόσμια κλίμακα. Ένα τέτοιο παράδειγμα είναι ο δορυφόρος Aqua, ο οποίος εκτοξεύτηκε στις 4 Μαΐου του 2002. Ο δορυφόρος αυτός, με τη χρήση του αισθητήρα MODIS που διαθέτει, μπορεί να παράγει περίπου 45 προϊόντα δεδομένων, καλύπτοντας ένα ευρύ φάσμα μεταβλητών που αφορούν χερσαίες και ωκεάνιες εκτάσεις, καθώς και δεδομένων που αφορούν την ατμόσφαιρα (Salomonson et al., 2006). Τα δεδομένα αυτά κατηγοριοποιούνται -σύμφωνα με τον βαθμό επεξεργασίας που έχουν υποστεί- σε διάφορα επίπεδα πληροφορίας (Level). Τα προϊόντα Level-1 του MODIS περιλαμβάνουν όλα τα δεδομένα του αισθητήρα σε πρωτογενή μορφή, με την ανάπτυξη των οποίων είναι εφικτή η ύπαρξη των προϊόντων Level-2 και Level-3.

2.4.1. Θερμοκρασία - Συγκεντρώσεις χλωροφύλλης

Για τη διερεύνηση των παραγόντων επιφανειακή θερμοκρασία και συγκέντρωση χλωροφύλλης χρησιμοποιήθηκαν δορυφορικά δεδομένα τηλεπισκόπησης επιπέδου 3 (Level 3) από την πλατφόρμα NASA's OceanColor Web (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov>) διακριτικής ανάλυσης 4 km. Τα δεδομένα διαμορφώθηκαν με τη βοήθεια του λογισμικού SeaDAS (version 7.5.3; Baith et al., 2001) για τις ανάγκες της ανάλυσης. Το SeaDAS αποτελεί ένα ολοκληρωμένο πακέτο λογισμικού για την επεξεργασία, την απεικόνιση, την

ανάλυση και τον ποιοτικό έλεγχο των δεδομένων «OceanColor». Τα δεδομένα που επιλέχθηκαν αφορούσαν μέσες τιμές οκτώ ημερών με στόχο την αποφυγή έλλειψης τιμών που παρατηρούνται σε ημερήσια προϊόντα δεδομένων. Στη συνέχεια πραγματοποιήθηκε αντιστοίχιση των σετ δεδομένων στις αντίστοιχες ημερομηνίες δειγματοληψίας. Για τα προγνωστικά μοντέλα χρησιμοποιήθηκαν δεδομένα μέσω των τιμών έτους.

2.5. Δεδομένα βαθυμετρίας

Για τον προσδιορισμό της μεταβλητής του βάθους στα σημεία των παρατηρήσεων για την περιοχή μελέτης που ορίστηκε στα όρια της Μεσογείου, χρησιμοποιήθηκαν δεδομένα ανάλυσης 1/16 ενός δευτέρου λεπτού της μοίρας (EMODnet, 2018; <https://www.emodnet-bathymetry.eu>), ενώ για την περιοχή μελέτης, η οποία περιελάμβανε περιοχές του βορείου Ατλαντικού, χρησιμοποιήθηκε το βαθυμετρικό ανάγλυφο (GEBCO, 2020; www.gebco.net) ανάλυσης 15 δευτέρων λεπτών της μοίρας.

2.6. Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών

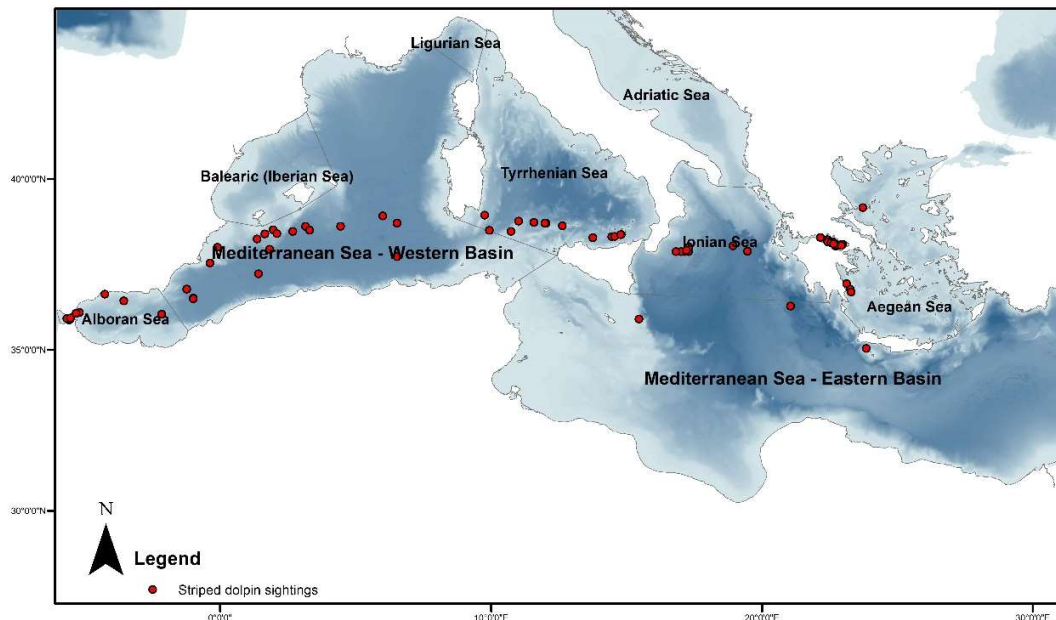
Για την επεξεργασία και παρουσίαση των χωρικών δεδομένων χρησιμοποιήθηκε το λογισμικό Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών ArcMap (version 10.1. ESRI, 2011). Οι παρατηρήσεις πεδίου (παρουσία ζώων καθώς και διαδρομές του σκάφους) εισήχθησαν σε γεωγραφικό σύστημα συντεταγμένων WGS 1984. Τα δεδομένα μετασχηματίστηκαν για την επεξεργασία τους σε προβολικό σύστημα αναφοράς Lambert Conformal Conic για τα δεδομένα της Μεσογείου και World Bonne για την περιοχή μελέτης, η οποία επεκτάθηκε

σε περιοχές που περιελάμβαναν τμήμα του βόρειου Ατλαντικού με το εργαλείο Project του ArcToolbox, με στόχο την επεξεργασία των δεδομένων και τον υπολογισμό αποστάσεων. Για τη δημιουργία των μεταβλητών απόσταση από την ακτή καθώς και από αντίστοιχες ισοβαθείς που εξετάστηκαν για κάθε είδος, χρησιμοποιήθηκε το εργαλείο «Near» της ομάδας «Analysis tools». Το εργαλείο «extraction values to point» της ομάδας «spatial analysis tool» χρησιμοποιήθηκε για τον προσδιορισμό των τιμών του βάθους, της επιφανειακής θερμοκρασίας και της συγκέντρωσης χλωροφύλλης από τα raster αρχεία των δεδομένων τηλεπισκόπησης στα σημεία των παρατηρήσεων. Η κλίση του πυθμένα στην περιοχή μελέτης υπολογίστηκε από τα βαθομετρικά δεδομένα με τη χρήση του εργαλείου «slope» της ομάδας «3D Analyst tools» του ArcToolbox. Τέλος, για την κατάτμηση των διατομών σε τμήματα ενός χιλιομέτρου, χρησιμοποιήθηκε το εργαλείο «split into segments» από την ομάδα εργαλείων «Marine Geospatial Ecology tools».

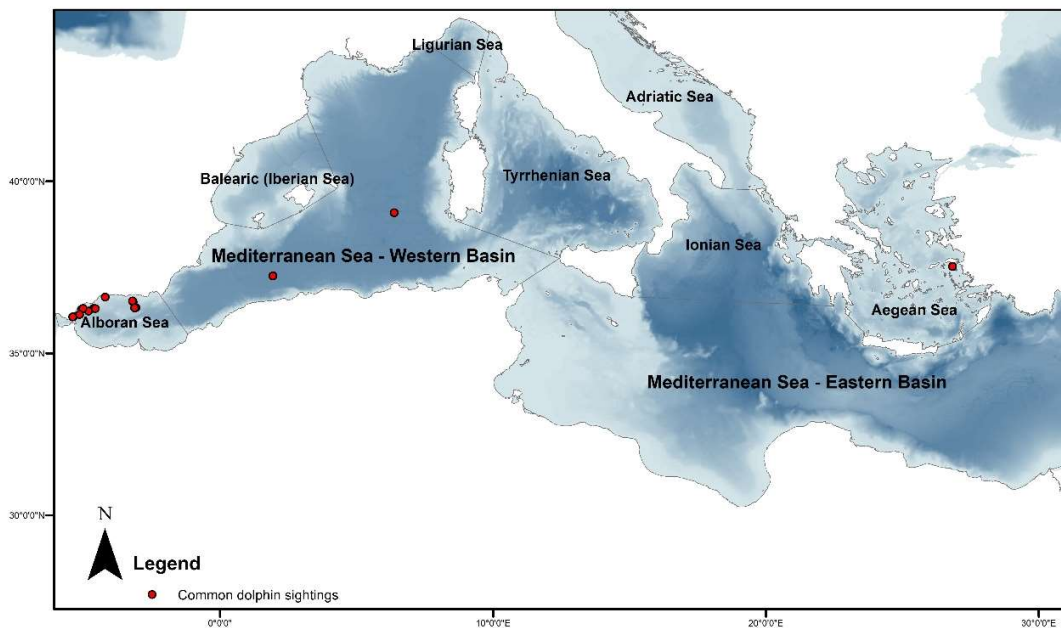
3. ΚΑΤΑΝΟΜΗ ΤΩΝ ΕΙΔΩΝ ΖΩΝΟΔΕΛΦΙΝΟ (*Stenella coeruleoalba*) ΚΑΙ ΚΟΙΝΟ ΔΕΛΦΙΝΙ (*Delphinus delphis*) ΣΤΗ ΜΕΣΟΓΕΙΟ ΘΑΛΑΣΣΑ

3.1. Καταγραφές των ειδών ζωνοδέλφινο (*Stenella coeruleoalba*) και κοινό δελφίνι (*Delphinus delphis*) στην περιοχή μελέτης

Στην περιοχή μελέτης, η οποία ορίστηκε ως τμήμα της Μεσογείου, για τη μελέτη των δύο ειδών δελφινοειδών, υλοποιήθηκε σε θετικές συνθήκες παρατήρησης ένα σύνολο 5.333 km. Οι παρατηρήσεις πραγματοποιήθηκαν με οπτική μέθοδο κατά τη διάρκεια δειγματοληψίας τυχαίων διατομών. Η δειγματοληψία είχε ως αποτέλεσμα την καταγραφή 68 ομάδων ζωνοδέλφινων *S. Coeruleoalba* (Εικόνα 4) και 22 ομάδων κοινών δελφινιών *D. delphis* (Εικόνα 5).



Εικόνα 4: Καταγραφές ζωνοδέλφινων *S. coeruleoalba* με οπτική μέθοδο παρατήρησης κατά τη διάρκεια ερευνητικών ταξιδιών στη Μεσόγειο θάλασσα

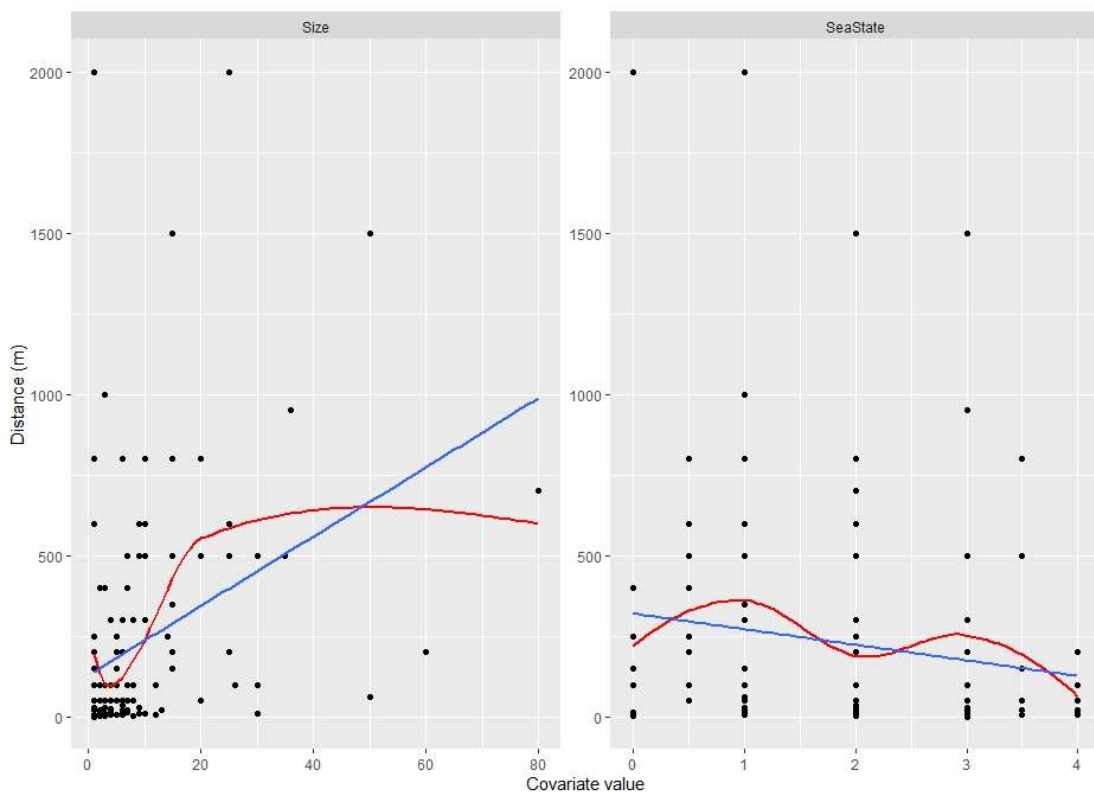


Εικόνα 5: Καταγραφές κοινών δελφινιών *D. delphis* με οπτική μέθοδο παρατήρησης κατά τη διάρκεια ερευνητικών ταξιδιών στη Μεσόγειο θάλασσα.

3.2. Συνάρτηση εντοπισμού των ειδών ζωνοδέλφινιο (*Stenella coeruleoalba*) και κοινό δελφίνι (*Delphinus delphis*)

Για τη βέλτιστη μοντελοποίηση της συνάρτησης εντοπισμού των ζώων όλες οι παρατηρήσεις επεξεργάστηκαν ενιαία (Buckland et al., 2001), καθώς θεωρήθηκε ότι τα δύο είδη δελφινοειδών εμφανίζουν παρόμοια χαρακτηριστικά αναφορικά με τα σωματικά χαρακτηριστικά και, κατά συνέπεια, παρουσιάζουν παρόμοια πιθανότητα να γίνουν αντιληπτά από έναν οπτικό παρατηρητή στο θαλάσσιο περιβάλλον (Whitt et al., 2015). Για την ανάλυση των δεδομένων χρησιμοποιήθηκαν τα πακέτα «Distance» (Miller et al., 2019b) σε περιβάλλον γλώσσας προγραμματισμού «R» (R Core Team, 2021). Κατά την

ανάλυση εξετάστηκαν οι ανεξάρτητες μεταβλητές «κατάσταση της θάλασσας» στην κλίμακα Beaufort (sea state) καθώς και ο «αριθμός ατόμων της ομάδας» (cluster size). Αρχικά, πραγματοποιήθηκε μια οπτική επισκόπηση των αποστάσεων των παρατηρήσεων σε σχέση με τις ανεξάρτητες μεταβλητές μέγεθος ομάδας (cluster size) και κατάσταση θάλασσας (Γράφημα 1). Σύμφωνα με το Γράφημα 1, και όπως θα ήταν αναμενόμενο, η απόσταση που ένα κοπάδι γίνεται αντιληπτό από τον παρατηρητή αυξάνεται με την αύξηση των ατόμων που το απαρτίζουν, ενώ μειώνεται με την αύξηση των Beaufort, πιθανότατα εξαιτίας της αύξησης του κυματισμού.

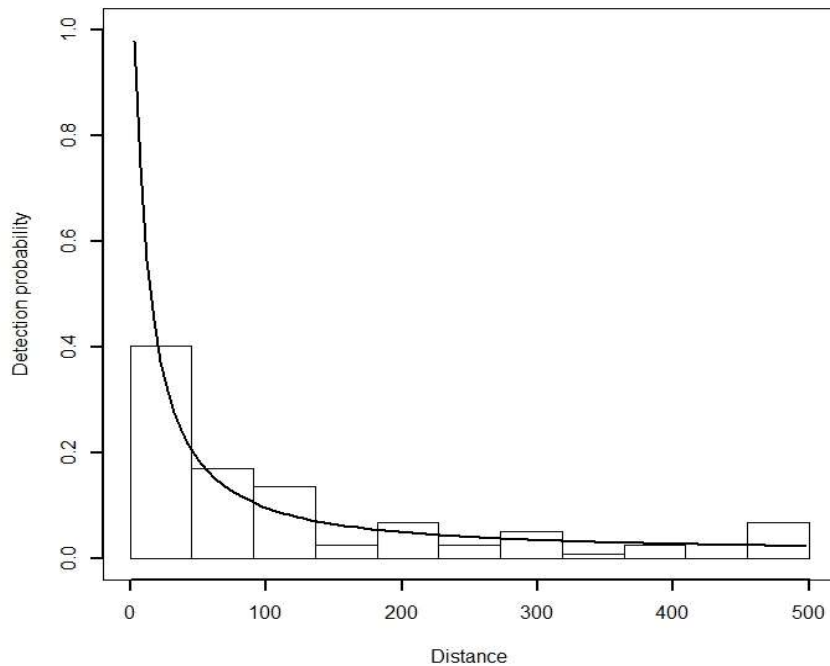


Γράφημα 1: Γραφική απεικόνιση διασποράς (scatterplot) στην οποία φαίνεται η κάθετη απόσταση παρατήρησης σε σχέση με τις μεταβλητές μέγεθος κοπαδιού (size) και κατάσταση της θάλασσας κατά την παρατήρηση (seastate). Στο γράφημα εμφανίζονται η γραμμική τάση με τη μέθοδο "lm" (μπλε χρώμα) και η γραμμή εξομάλυνσής με τη μέθοδο "loess" (κόκκινο χρώμα)

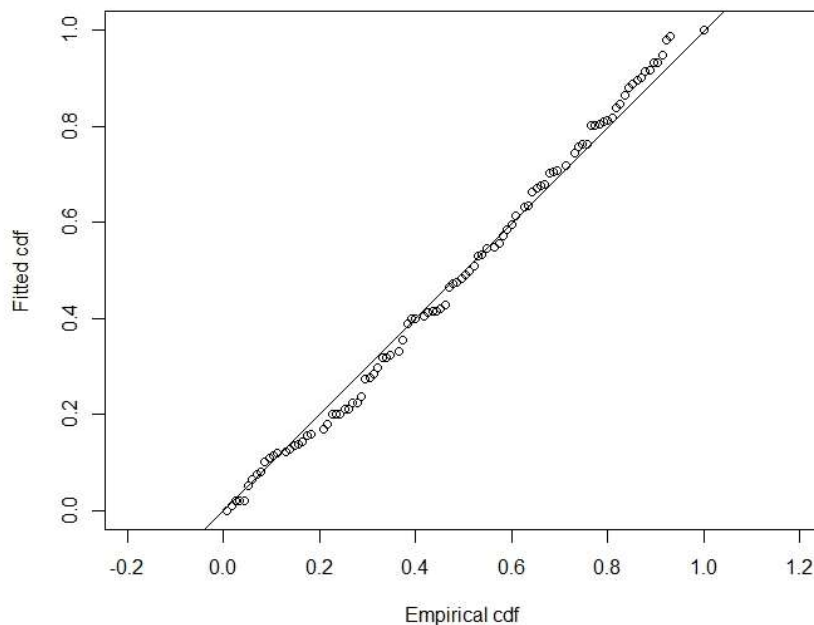
Ως βασική συνάρτηση (key function) (Γράφημα 2) για τη μοντελοποίηση της συνάρτησης εντοπισμού επιλέχθηκε βάσει του Akaike Information Criterion (AIC, Akaike, 1974) μια «hazard rate» συνάρτηση χωρίς όρους προσαρμογής (Πίνακας 1). Επίσης, συμπεριελήφθησαν οι ανεξάρτητες μεταβλητές που εξετάστηκαν. Κατά την ανάλυση πραγματοποιήθηκε περικοπή των παρατηρήσεων για κάθετες αποστάσεις από την κεντρική γραμμή της διατομής μεγαλύτερες των 500 m και πραγματοποιήθηκε γραφικός έλεγχος καλής προσαρμογής (Γράφημα 3). Σύμφωνα με τον έλεγχο Cramer-von Mises test το μοντέλο έγινε αποδεκτό ($p\text{-value} = 0.724$).

Πίνακας 1: Κατάταξη εφαρμογής συνάρτησης εντοπισμού βάσει του AIC. Ως βασικές συναρτήσεις χρησιμοποιήθηκαν Hazard-rate και Half-normal συναρτήσεις με Cosine και Hermite όρους προσαρμογής με τις ανεξάρτητες μεταβλητές 'πλήθος ατόμων ομάδας' (cluster size) και «κατάσταση θάλασσας» (sea state).

Model	Key function	Formula	AIC	Cramer-von Mises $p\text{-value}$	ΔAIC
df_hr_ss_size	Hazard-rate	~size + SeaState	1252,204	0,724918	0
df_hr_ss_size.cos	Hazard-rate	~size + SeaState	1252,204	0,724918	0
df_hr_ss_size.herm	Hazard-rate	~size + SeaState	1252,204	0,724918	0
df_hr_size	Hazard-rate	~size	1262,843	0,673065	10,63894
df_hr_size.cos	Hazard-rate	~size	1262,843	0,673065	10,63894
df_hr_size.herm	Hazard-rate	~size	1262,843	0,673065	10,63894
df_hr_ss.cos	Hazard-rate	~SeaState	1272,621	0,633757	20,41675
df_hr_ss.herm	Hazard-rate	~SeaState	1272,621	0,633757	20,41675
df_hr	Hazard-rate	~1	1279,111	0,406237	26,90646
df_hn_ss_size.herm	half-normal	~SeaState + size	1299,268	3,16E-06	47,06374
df_hn_ss_size.cos	half-normal	~SeaState + size	1299,268	3,16E-06	47,06374
df_hn_ss_size	half-normal	~SeaState + size	1299,268	3,16E-06	47,06374
df_hn_size	half-normal	~size	1327,228	2,46E-06	75,02388
df_hn_size.herm	half-normal	~size	1327,228	2,46E-06	75,02388
df_hn_size.cos	half-normal	~size	1327,228	2,46E-06	75,02388
df_hn_ss	half-normal	~SeaState	1342,908	4,52E-06	90,70359
df_hn_ss.cos	half-normal	~SeaState	1342,908	4,52E-06	90,70359
df_hn	half-normal	~1	1367,877	2,55E-05	115,6728



Γράφημα 2: Γράφημα της συνάρτησης εντοπισμού με την καλύτερη εφαρμογή σύμφωνα με τα δεδομένα οπτικής παρατήρησης των δελφινοειδών στη Μεσόγειο. Ως βασική συνάρτηση (*key function*) για τη μοντελοποίηση της συνάρτησης εντοπισμού εφαρμόστηκε η «*hazard rate*» συνάρτηση χωρίς όρους προσαρμογής με ανεξάρτητες μεταβλητές 'κατάσταση της θάλασσας' στην κλίμακα Beaufort (*sea state*), καθώς και ο «αριθμός ατόμων της ομάδας» (*cluster size*)



Γράφημα 3: Διάγραμμα qq-plot (*quantile-quantile plot*) ελέγχου καλής προσαρμογής (*goodness of fit*) του τελικού μοντέλου της συνάρτησης εντοπισμού

3.3. Μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας (DSM) για το είδος ζωνοδέλφινο *Stenella coeruleoalba*

Για την επιλογή του μοντέλου επιφανειακής πυκνότητας σύμφωνα με τα δεδομένα πραγματοποιήθηκαν δοκιμές των πιθανών μοντέλων με τις κατανομές «negative binomial», «tweedy» και «quasi-Poisson». Στο τελικό μοντέλο από τις ανεξάρτητες μεταβλητές που εξετάστηκαν (Πίνακας 2) (βάθος, απόσταση από την ακτή, επιφανειακή θερμοκρασία, συγκέντρωση χλωροφύλλης, απόσταση από την ισοβαθή των 200 m), διατηρήθηκαν οι μεταβλητές με βαθμό σημαντικότητας $p < 0.1$. Το τελικό μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας που εμφάνισε τη βέλτιστη εφαρμογή στα δεδομένα μας είχε τη μορφή:

Αναμενόμενη τιμή εκτίμησης της αφθονίας $\sim s(x,y) + s(\text{βάθος}) + s(\text{απόσταση από την ισοβαθή των 200 m})$

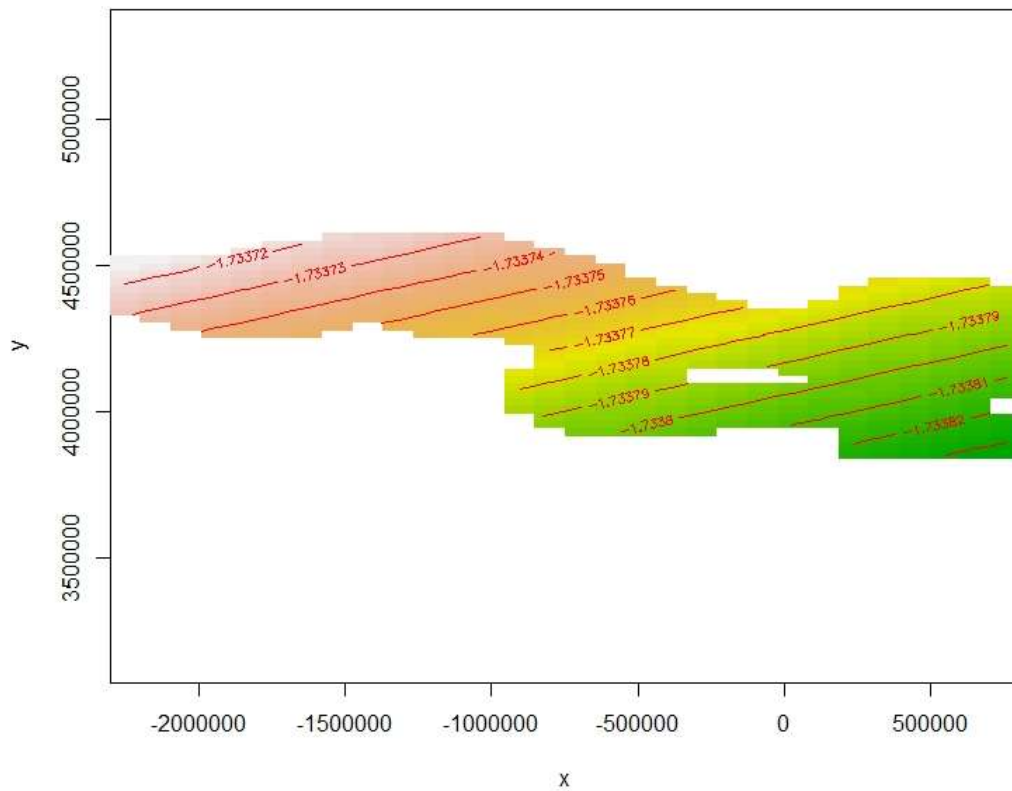
Με το γράμμα s συμβολίζεται ο εξομαλυντής thin plate regression spline. Κατά την επιλογή της κατανομής επιλέχθηκε η κατανομή tweedie με τις ανεξάρτητες μεταβλητές βάθος και απόσταση από την ισοβαθή των 200 m (Γράφημα 4, 5) ως στατιστικά σημαντικούς παράγοντες στο μοντέλο (p -values $6,54 \times 10^{-7}$ και 0,088 για το βάθος και την απόσταση από την ισοβαθή των 200 m αντίστοιχα). Στο τελικό μοντέλο πραγματοποιήθηκε γραφική αξιολόγηση καλής εφαρμογής (Γράφημα 5, 6).

Πίνακας 2: Χαρακτηριστικά των μεταβλητών που χρησιμοποιήθηκαν στην ανάλυση.

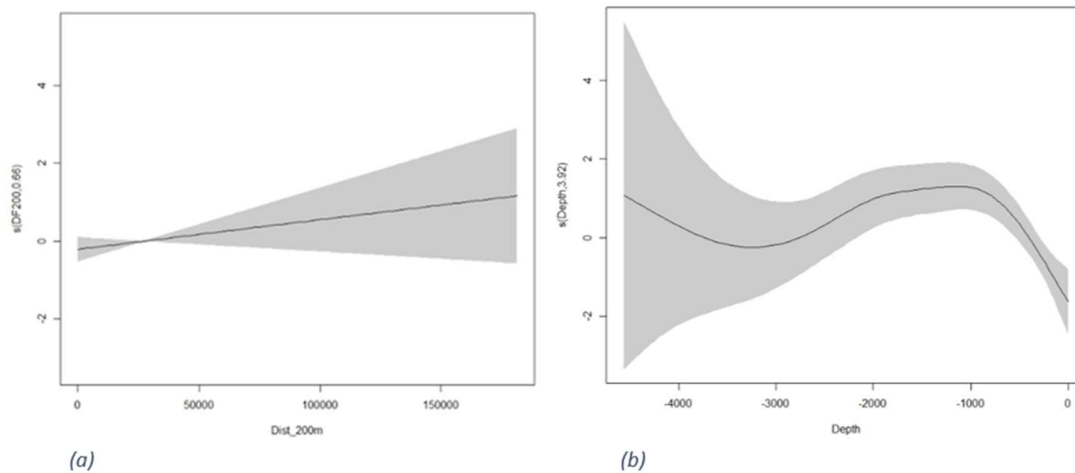
Μεταβλητή	Συμβολισμός	Πηγή	Διακριτική ανάλυση	Μονάδα
Βάθος	Depth	GEBCO	1/16 δεύτερων μοίρας	m

Κλίση %	Slope	ανάλυση GIS	1/16 δευτέρων μοίρας	-
Απόσταση από την ακτή	DFC	ανάλυση GIS	-	m
Απόσταση από την ισοβαθή των 200 m	DF200	ανάλυση GIS	-	m
Επιφανειακή θερμοκρασία	SST	MODIS (NASA (b), 2013)	4 km	°C
Συγκέντρωση χλωροφύλλης	CHL	MODIS (NASA (b), 2013)	4 km	mg/m ³
Γεωγραφικό μήκος/πλάτος	x/y	Europe Lambert Conformal Conic	-	m

s(x,y) (link scale)

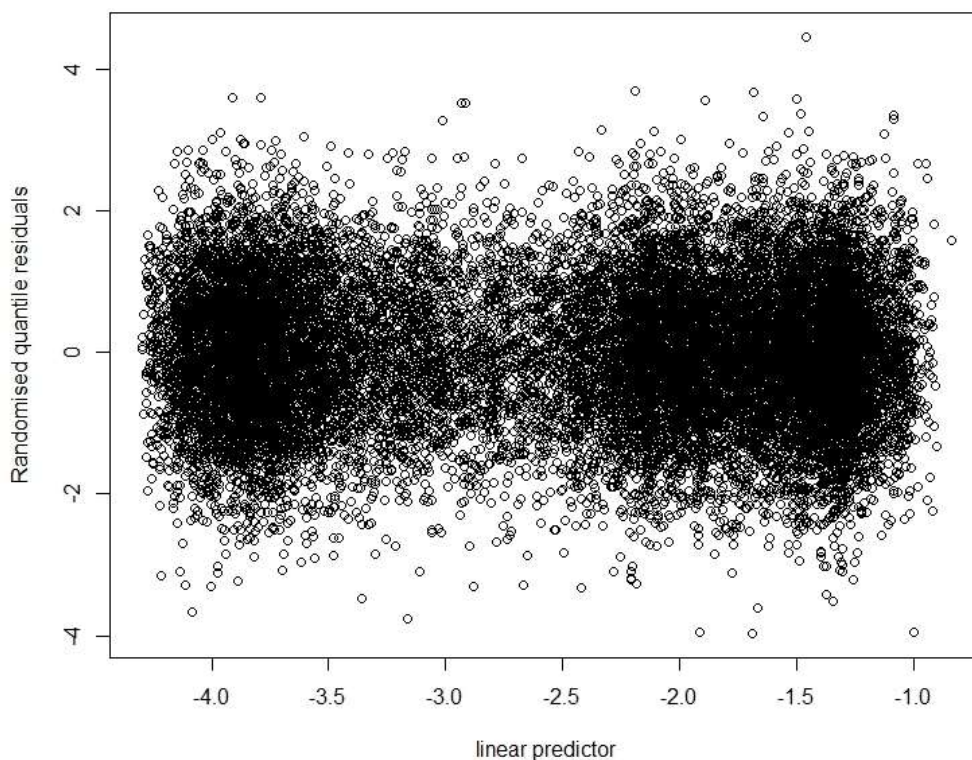


Γράφημα 4: Γραφική οπτικοποίηση σε x και y της εξομάλυνσης του μοντέλου (smooth). Τα περιγράμματα των τιμών περιγράφουν την 'επίδραση' της εξομάλυνσης στον χώρο και όχι την αφθονία

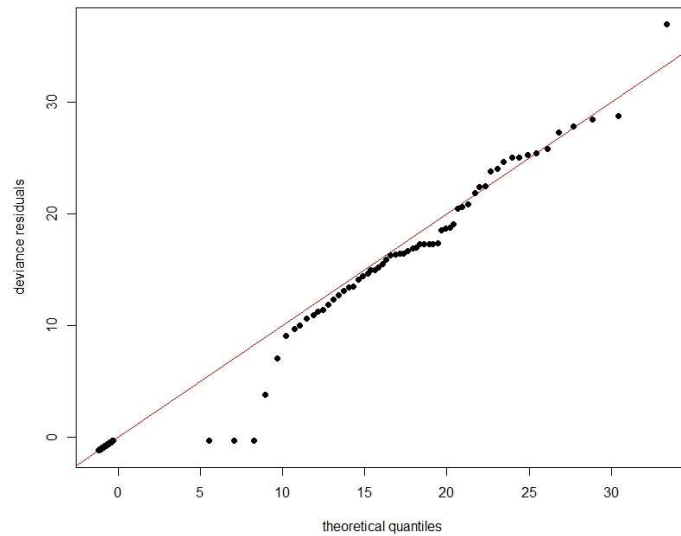


Γράφημα 5: Γραμμή εξομάλυνσης για τη μεταβλητή «απόσταση από την ισοβαθή των 200m» (a) και «βάθος» (b). Η γκρι σκίαση αντιστοιχεί σε επίπεδα εμπιστοσύνης 95% και οι αριθμοί σε αγκύλες στις ετικέτες κάθετου άξονα δίνουν τους αποτελεσματικούς βαθμούς ελευθερίας του όρου

Resids vs. linear pred.

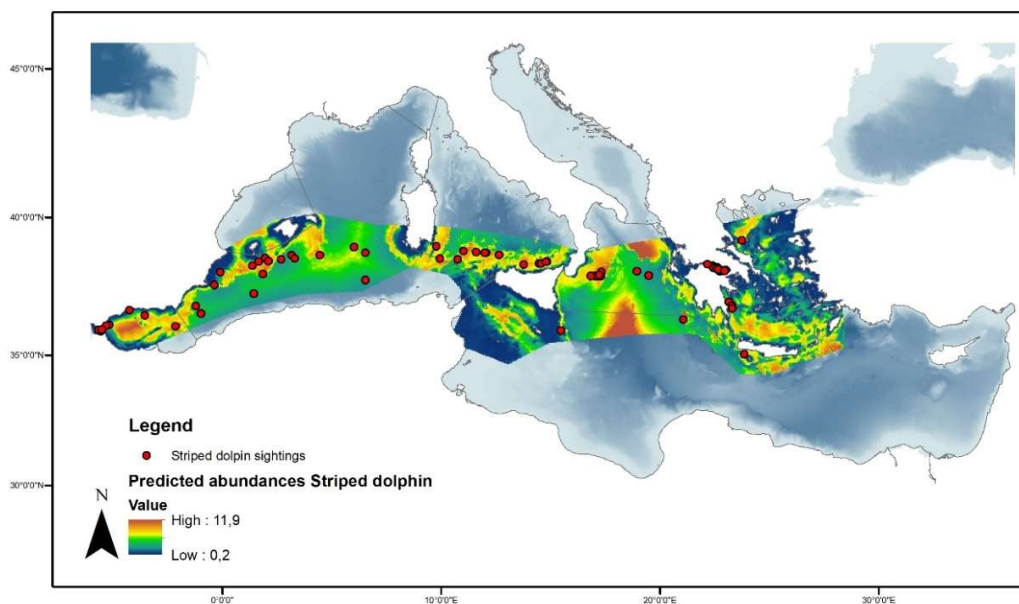


Γράφημα 6: Γραφική παράσταση υπολειμμάτων έναντι γραμμικής πρόβλεψης για τον έλεγχο ετεροσκεδαστικότητας για το τελικό μοντέλο του είδους *S. coeruleoalba* (δεν παρατηρείται αύξηση της επέκτασης των υπολειμμάτων (residuals) έναντι γραμμικής πρόβλεψης με αυξανόμενες τιμές της γραμμικής πρόβλεψης)



Γράφημα 7: Quantile–quantile γράφημα με κατανομή «tweedey» και ανεξάρτητες μεταβλητές βάθος και απόσταση από την ισοβαθή των 200 m

Το μοντέλο προέβλεψε τη συνολική εμφάνιση 137.235 (95% CI = 72.638–259.280) ατόμων στην περιοχή μελέτης (Εικόνα 6). Ο συντελεστής διακύμανσης από το GAM ήταν 0,197 και ο συνολικός συντελεστής διακύμανσης που υπολογίστηκε ήταν 0,333. Η επεξήγηση απόκλισης (deviance explained) υπολογίστηκε στο 10,1%.



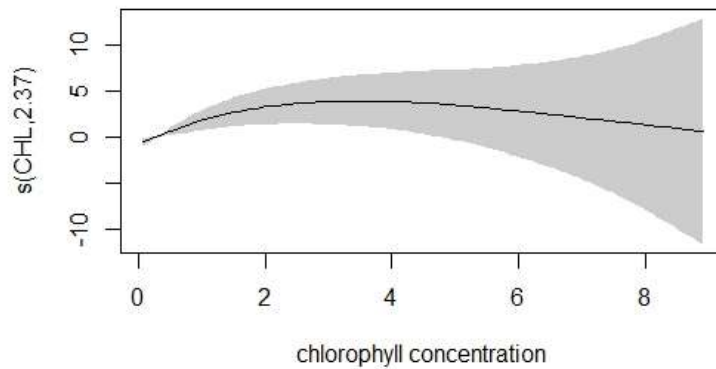
Εικόνα 6: Πρόβλεψη κατανομής για το είδος *S. coeruleoalba* στη Μεσόγειο σύμφωνα με το τελικό μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας

3.4. Μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας (DSM) για το είδος κοινό δελφίνι *Delphinus delphis*

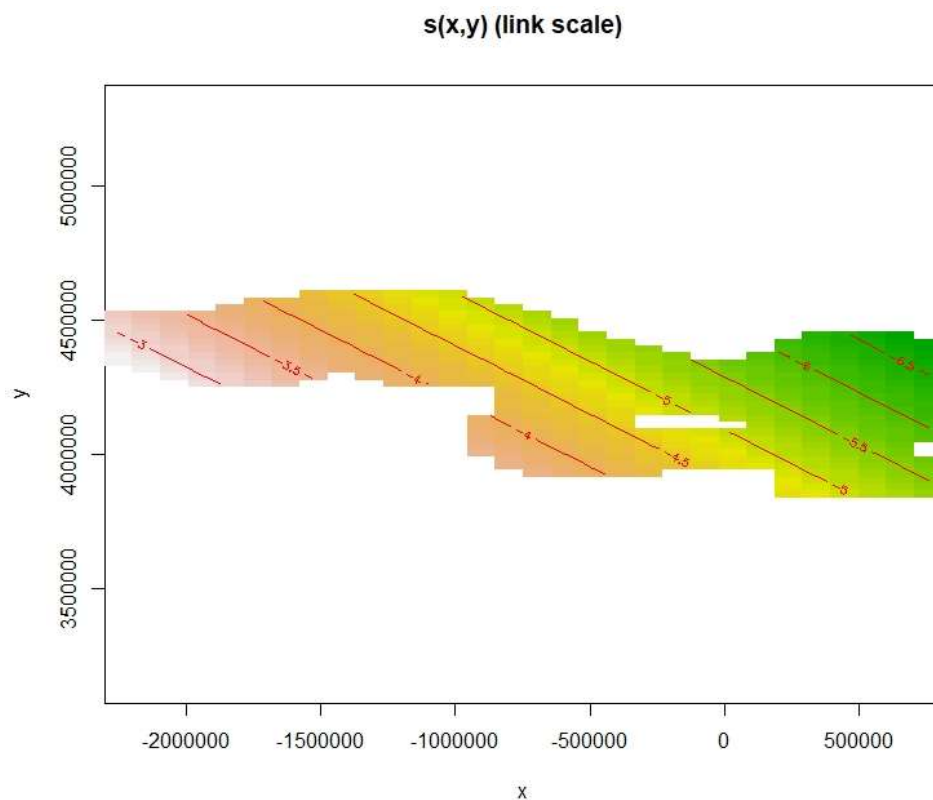
Σύμφωνα με τα δεδομένα που συλλέχθηκαν για το είδος του κοινού δελφινιού *D. delphis* στη Μεσόγειο, το μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας με τη βέλτιστη προσαρμογή βρέθηκε μετά από πιθανούς συνδυασμούς να αποτελεί αυτό με κατανομή Tweedie και ανεξάρτητες μεταβλητές γεωγραφικό πλάτος και μήκος, καθώς και συγκέντρωσης χλωροφύλλης (Γράφημα 8, 9) και είχε τη μορφή:

Αναμενόμενη τιμή εκτίμησης της αφθονίας $\sim s(x,y) + s(\text{συγκέντρωσης χλωροφύλλης})$

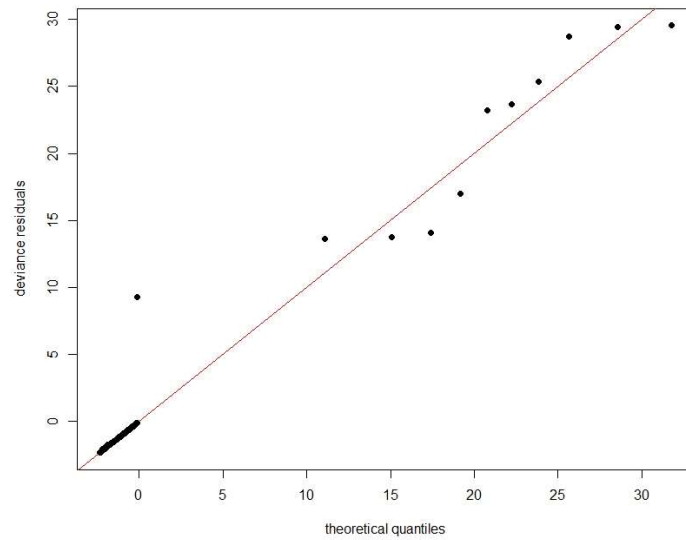
Το τελικό μοντέλο προέβλεψε την εμφάνιση 13.710 (95% CI = 5.868–32.033) ατόμων στην περιοχή μελέτης (Εικόνα 7) με επεξήγηση διακύμανσης (deviance explained) 29,8% και τιμές *p*-values 0,0067 και 0,0011 για γεωγραφικό πλάτος/μήκος και συγκέντρωσης χλωροφύλλης αντίστοιχα. Ο συντελεστής διακύμανσης (coefficient of variation) του GAM ήταν 0,366 και ο συνολικός συντελεστής διακύμανσης που υπολογίστηκε ήταν 0,454. Για τη διερεύνηση της καλής εφαρμογής του τελικού μοντέλου που εφαρμόστηκε πραγματοποιήθηκε γραφικός έλεγχος καλής εφαρμογής (Γράφημα 10, 11).



Γράφημα 8: Γραμμή εξομάλυνσης για τη μεταβλητή «συγκέντρωση χλωροφύλλης». Η γκρι σκίαση αντιστοιχεί σε επίπεδα εμπιστοσύνης 95% και οι αριθμοί σε αγκύλες στις επικέτες κάθετου άξονα δίνουν τους αποτελεσματικούς βαθμούς ελευθερίας του όρου

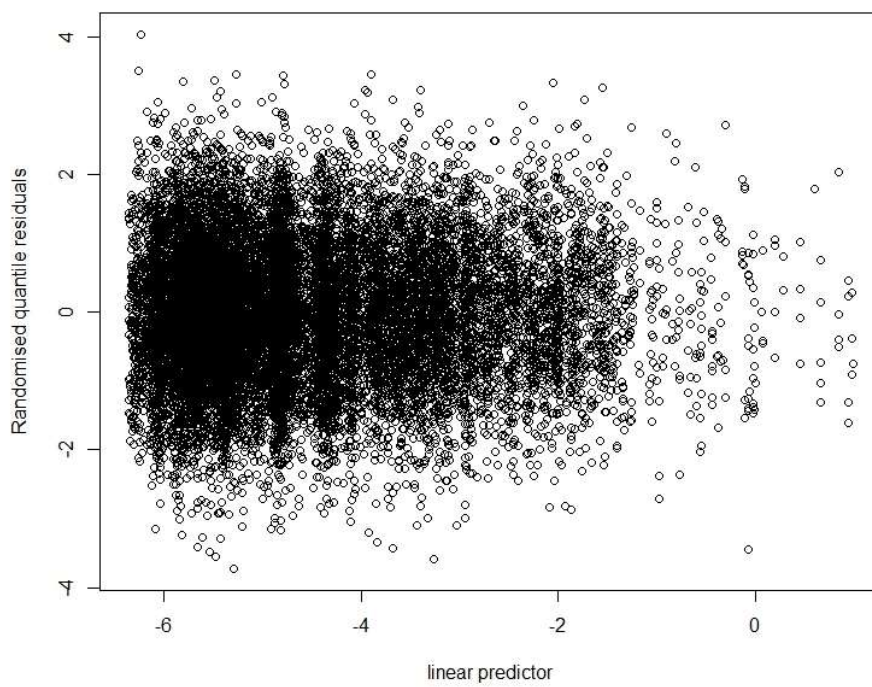


Γράφημα 9: Γραφική οπτικοποίηση σε x και y της εξομάλυνσης του μοντέλου (smooth) του τελικού μοντέλου για το είδος *D. delphis*. Τα περιγράμματα των τιμών περιγράφουν την επίδραση της εξομάλυνσης στον χώρο και όχι την αφθονία

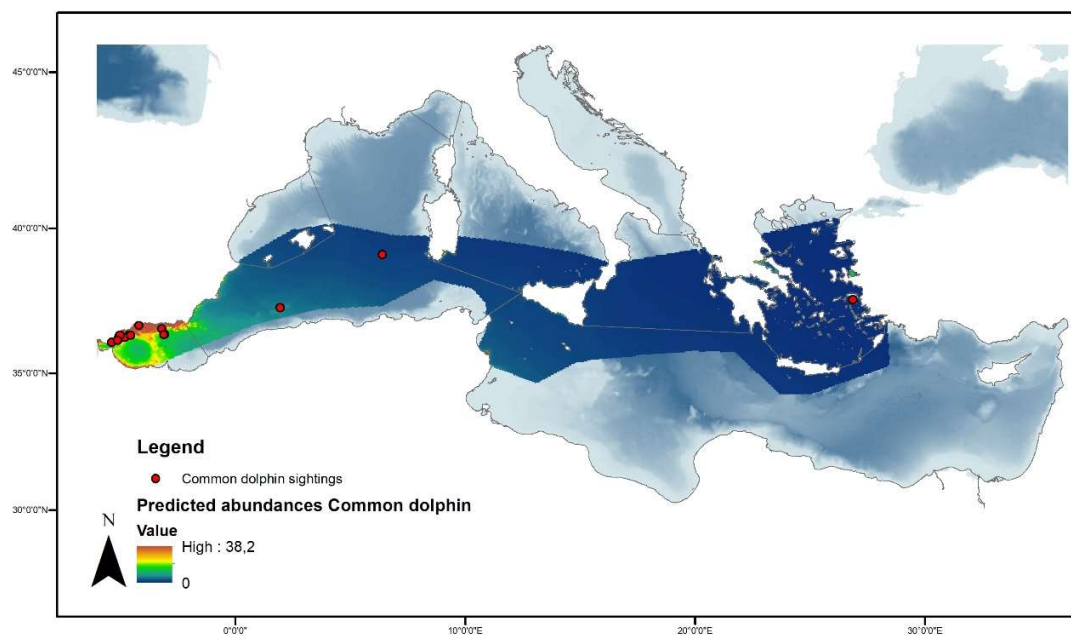


Γράφημα 10: Quantile–quantile γράφημα του μοντέλου με κατανομή «tweedy» και ανεξάρτητες μεταβλητές το γεωγραφικό μήκος και πλάτος και τη συγκέντρωση χλωροφύλλης

Resids vs. linear pred.



Γράφημα 11: Γραφική παράσταση υπολειμμάτων έναντι γραμμικής πρόβλεψης για τον έλεγχο ετεροσκεδαστικότητας για το τελικό μοντέλο του είδους *D. Delphis*



Εικόνα 7: Πρόβλεψη κατανομής για το είδος *D. delphis* στη Μεσόγειο σύμφωνα με το τελικό μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας

3.5. Συζήτηση αποτελεσμάτων

Η βιογεωγραφία των θαλάσσιων θηλαστικών θα μπορούσε να επάγεται μέσα από εξελικτικές ή οικολογικές δυνάμεις επηρεαζόμενη τόσο από περιβαλλοντικές μεταβολές, όσο και από την άμεση ή έμμεση ανθρωπογενή πίεση. Θα μπορούσε να αναφερθεί ότι τα είδη δελφινιών που μελετήθηκαν εμφάνισαν σαφείς διαφορές σχετικά με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές που επηρεάζουν την κατανομή τους σε μια κλίμακα της τάξης του συνόλου της Μεσογειακής λεκάνης. Για παράδειγμα, το είδος ζωνοδέλφινο παρουσιάζει ομοιότητες στα δομικά μοτίβα, αποκαλύπτοντας πιθανότατα γενετικές κατανομές στα κύρια όριά τους στη Μεσόγειο (Natoli et al., 2005). Το βάθος και η απόσταση από την ισοβαθή των 200 m, αποτέλεσαν τις κυριότερες μεταβλητές που φαίνεται να επιδρούν στην κατανομή του ζωνοδέλφινου, το οποίο εμφανίζει μια μεγάλη

εξάπλωση του πληθυσμού του σχεδόν σε κάθε γεωγραφικό μήκος της περιοχής μελέτης. Στον αντίποδα, το κοινό δελφίνι φαίνεται να επηρεάζεται από τις συγκεντρώσεις χλωροφύλλης σύμφωνα με τα αποτελέσματά της παρούσας έρευνας. Το γεγονός αυτό, της συσχέτισης της πρωτογενούς παραγωγικότητας μιας περιοχής και της παρουσίας κοινών δελφινιών, πιθανότατα σχετίζεται με την παρουσία ειδών που αποτελούν μέρος της διατροφής για το συγκεκριμένο είδος (Moura et al. 2013).

Το ζωνοδέλφιο βρέθηκε να αποτελεί το κυρίαρχο είδος στην περιοχή μελέτης, με σταθερή παρουσία στις περισσότερες περιοχές της λεκάνης της Μεσογείου. Σημαντικοί παράγοντες που φαίνεται να ευνοούν τη σταθερή χωρική κατανομή του είναι το βάθος και η απόσταση από ισοβαθή των 200 m, γεγονός που συμφωνεί με παρόμοιες προηγούμενες μελέτες (Notarbartolo di Sciara et al., 1993; Gannier, 2005). Το μοτίβο αυτό έχει επίσης παρατηρηθεί και σε άλλες περιοχές, όπου η συμπεριφορά του είδους παρουσιάζει μια τοπική πληθυσμιακή δομή, υπονοώντας διαφορετική οικολογία μεταξύ των παράκτιων και των πελαγικών πληθυσμών (Gaspari et al., 2007). Επιπλέον, έχει επίσης προταθεί η προτίμηση του είδους του ζωνοδέλφινου σε ενδιαιτήματα με βάθος από 300 m (Panigada et al., 2008; Bonizzoni et al., 2019), κάτι που επαληθεύεται και από τη σημαντικότητα της ανεξάρτητης μεταβλητής βάθος στο μοντέλο μας.

Οι προβλέψεις αφθονίας του κοινού δελφινιού παρουσιάζουν τη θάλασσα του Αλμποράν ως μια από τις σημαντικότερες περιοχές της Μεσογείου για το είδος αυτό. Η σημαντική αφθονία που καταγράφεται στη θάλασσα του Αλμποράν φαίνεται να αναδεικνύει την εν λόγω περιοχή ως έναν σημαντικό χώρο διατροφής και αναπαραγωγής (Bearzi et al., 2003; Bearzi, 2012). Το γεγονός αυτό θα μπορούσε να εξηγηθεί από την υψηλή πρωτογενή παραγωγικότητα της περιοχής, καθώς πράγματι η χλωροφύλλη βρέθηκε

ν' αποτελεί έναν στατιστικά σημαντικό παράγοντα στο τελικό μοντέλο. Το βιογεωγραφικό μοτίβο που βρέθηκε να εμφανίζει το κοινό δελφίνι στη Μεσόγειο πιθανόν να αντανακλά τις καταγεγραμμένες διαφορές στην πρωτογενή παραγωγικότητα της ανατολικής λεκάνης της Μεσογείου, που εμφανίζεται ως ολιγοτροφική, συγκριτικά με το δυτικό τμήμα και συγκεκριμένα τη θάλασσα του Αλμποράν (Bosc et al., 2004).

Αυτού του είδους οι μεταβολές των περιβαλλοντικών και φυσικών χαρακτηριστικών, οι οποίες φαίνεται να επηρεάζουν την κατανομή των ειδών στον χώρο με διαφορετικό τρόπο, πιθανότατα αποκαλύπτουν διαφορετικές ανοχές στη διαθεσιμότητα τροφής. Το γεγονός αυτό θα μπορούσε να αποτελεί ένα πιθανό σενάριο ερμηνείας της μείωσης των πληθυσμών των κοινών δελφινιών στην κεντρική και ανατολική Μεσόγειο (Natoli et al., 2005). Επιπρόσθετα, αξίζει να σημειωθεί ότι στην κλίμακα της περιοχής μελέτης το είδος κοινό δελφίνι παρουσιάζει διαφοροποίηση, με τον παράγοντα γεωγραφικό μήκος να επιδρά στη χωρική του κατανομή.

Καθώς η λεκάνη της Μεσογείου μπορεί να διακριθεί σε δύο ξεχωριστά διακριτά τμήματα, δυτικό και ανατολικό, με αποκλίνοντα οικολογικά χαρακτηριστικά μεταξύ αυτών (Norabartolo di Sciara, 1994), θα μπορούσε ενδεχομένως να προταθεί μια επίσης διαφορετική στρατηγική των ειδών αναφορικά με την πληθυσμιακή τους δυναμική. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι το γεγονός αυτό, της «κατάτμησης» του συνόλου της Μεσογείου, πιθανότατα επάγει και τις αποκλίνουσες γενετικά ομάδες και για το είδος του ζωνοδέλφινου. Ως αποτέλεσμα του θα μπορούσε να προταθεί πως τα διαφορετικά οικολογικά χαρακτηριστικά επάγουν διαφορετικά πρότυπα μετανάστευσης και δημογραφικά σενάρια.

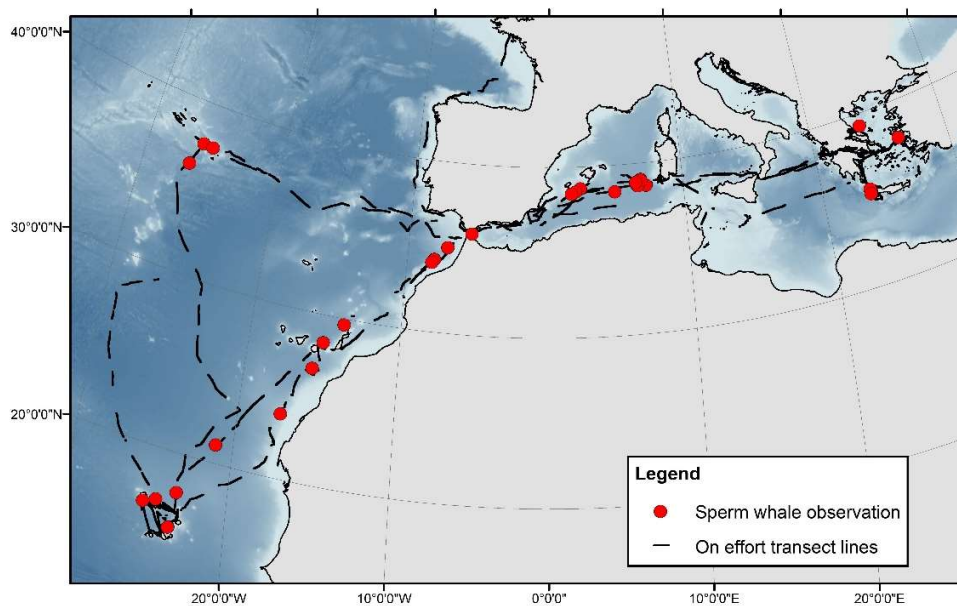
Μεταξύ των δύο δυναμικών ανεξάρτητων μεταβλητών της επιφανειακής θερμοκρασίας και της συγκέντρωσης χλωροφύλλης, η δεύτερη φάνηκε να επηρεάζει την κατανομή του κοινού δελφινιού, γεγονός που μπορεί να ερμηνευτεί από την τεκμηριωμένη υψηλότερη πρωτογενή παραγωγικότητα στη θάλασσα του Αλμποράν (Bosc et al., 2004), ενώ η διάρκεια της δειγματοληψίας και η κάλυψη μιας σημαντικά μεγάλης περιοχής μελέτης σε διαφορετικές εποχές πιθανόν να επιδρά στην απόρριψη του παράγοντα θερμοκρασία ως σημαντικού στα τελικά μοντέλα και για τα δύο είδη. Το γεγονός αυτό στα ευρήματά μας, μπορεί επίσης να αποδοθεί στη σχετικά μικρής κλίμακας διακύμανση του παράγοντα επιφανειακή θερμοκρασία στην περιοχή μελέτης η οποία απέτρεψε την ανάδειξη μιας πιθανής προτίμησης ενδιαιτημάτων αναφορικά με την επιφανειακή θερμοκρασία. Επιπλέον, οι καταγεγραμμένες διαφορές στη χωρική κατανομή λόγω των διακυμάνσεων της θερμοκρασίας της θάλασσας μπορεί να μην αντικατοπτρίζουν οποιεσδήποτε απαιτήσεις οικοτόπου, αλλά μπορεί να οφείλονται κυρίως σε διαφορετικές προτιμήσεις (MacLeod et al., 2009).

Σύμφωνα με τα δεδομένα μας, ο παράγοντας «κλίση του πυθμένα», σε αντίθεση με τον παράγοντα 'βάθος', δεν βρέθηκε να συσχετίζεται σημαντικά με τη χωρική κατανομή των δύο ειδών στα τελικά DSM μοντέλα, σε αντίθεση με προηγούμενα ευρήματα (Cañadas, et al., 2002; Cañadas, et al., 2005; Azzellino et al., 2012).

4. ΚΑΤΑΝΟΜΗ ΤΟΥ ΕΙΔΟΥΣ ΦΥΣΗΤΗΡΑΣ (*Physeter macrocephalus*) ΣΤΗ ΜΕΣΟΓΕΙΟ ΚΑΙ ΠΕΡΙΟΧΕΣ ΤΟΥ ΒΟΡΕΙΟΥ-ΑΝΑΤΟΛΙΚΟΥ ΑΤΛΑΝΤΙΚΟΥ

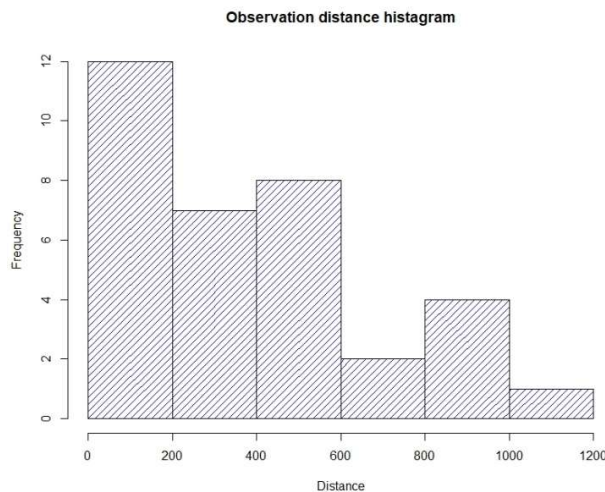
4.1. Εκτίμηση συνάρτησης εντοπισμού

Για τη μελέτη του είδους *Physeter macrocephalus* αναλύθηκαν συνολικά 20.750 km γραμμικών διατομών σε θετικές συνθήκες (Εικόνα 8), τόσο οπτικής όσο και ακουστικής παρατήρησης. Συνολικά ανιχνεύθηκαν 35 ομάδες ζώων (1 έως 6 ατόμων), με τις 11 από αυτές να ανιχνεύονται μόνο ακουστικά, εξαιτίας της απουσίας των ζώων από την επιφάνεια.



Εικόνα 8: Διατομές υπό θετικές συνθήκες παρατήρησης καθώς και το σύνολο των παρατηρήσεων για το είδος *P. macrocephalus* σε περιοχές της Μεσογείου και γειτονικές περιοχές του βορειοανατολικού Ατλαντικού

Αρχικά, για την επισκόπηση των δεδομένων κατασκευάστηκε ένα διάγραμμα κατανομής συχνοτήτων των κάθετων αποστάσεων των παρατηρήσεων (Γράφημα 12), στο οποίο παρουσιάζεται η αναμενόμενη τάση της μείωσης της πιθανότητας εντοπισμού των ζώων με την αύξηση της κάθετης απόστασης από την κεντρική διατομή.



Γράφημα 12: Κατανομή συχνοτήτων των κάθετων αποστάσεων των παρατηρήσεων για το είδος *P. macrocephalus*

Τα δεδομένα και από τις δύο πλατφόρμες παρατήρησης (οπτική και ακουστική παρατήρηση) αναλύθηκαν με τη μεθοδολογία της σήμανσης και επανασύλληψης (Mark-recapture distance sampling) (Burt et al., 2014) σύμφωνα με τη διαμόρφωση δοκιμής (trial configuration), όπου μόνο ο ένας παρατηρητής θέτει δοκιμασία στον δεύτερο παρατηρητή. Αρχικά, εξετάστηκαν συγκριτικά τα μοντέλα Full Independence (FI), όπου ο εντοπισμός των ζώων θεωρείται ανεξάρτητος για τους δύο παρατηρητές για όλες τις αποστάσεις και Point Independence (PI), κατά το οποίο εφαρμόζεται η παραδοχή της ανεξαρτησίας των παρατηρήσεων μόνο επάνω στην κεντρική γραμμή των διατομών, δηλαδή στην κάθετη απόσταση 0 (Laake et al., 2019). Κατά την αρχική σύγκριση εξετάστηκε μόνο ο

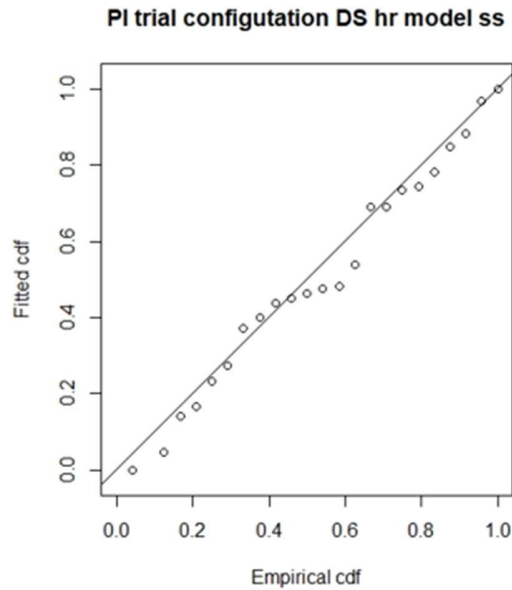
παράγοντας κάθετη απόσταση, όπου η περίπτωση PI θεωρήθηκε βέλτιστη για τα δεδομένα μας (AIC FI = 377,42; AIC PI = 376,50). Στη συνέχεια, κατά τη σύγκριση των μοντέλων με μοναδική μεταβλητή την κάθετη απόσταση και βασικές κατανομές hazard rate και half normal πραγματοποιήθηκε η επιλογή της hazard rate κατανομής (AIC value 374,83).

Για την κατανομή «hazard rate» ως βασική συνάρτηση, εξετάστηκαν οι μεταβλητές «κατάσταση θάλασσας» σε Beaufort (sea state) και μέγεθος κοπαδιού (cluster size) καθώς και συνδυασμός των δύο αυτών παραγόντων (Πίνακας 3) και πραγματοποιήθηκε η επιλογή του τελικού μοντέλου.

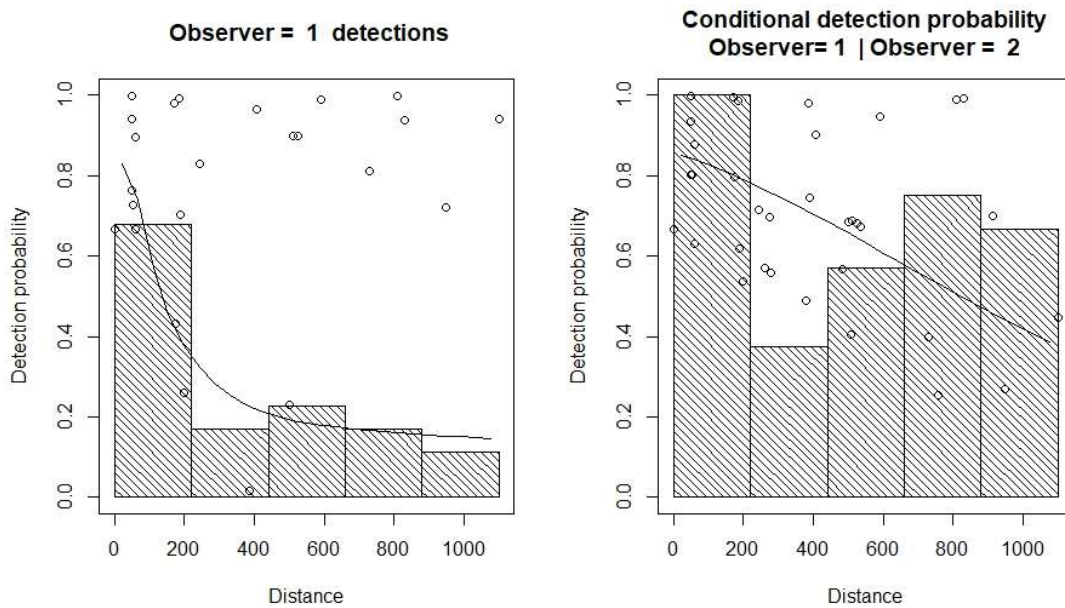
Πίνακας 3: Κατάταξη μοντέλων συνάρτησης εντοπισμού με προσθήκη των ανεξάρτητων μεταβλητών κατάσταση θάλασσας σε Beaufort (sea state) και μέγεθος κοπαδιού (cluster size) στο μοντέλο

A/A	DSmodel	AIC	deltaAIC
1	~ sea state	363.5	0
2	~ cluster size	372.5	8.993
3	~ cluster size + sea state	385	21.47

Σύμφωνα και με τον γραφικό έλεγχο «καλής προσαρμογής» qq-plot (quantile-quantile plot) του μοντέλου (Γράφημα 13), το μοντέλο με συνάρτηση κατανομής (key function) hazard rate και μεταβλητή την κατάσταση θάλασσας επιλέχθηκε ως αυτό με την καλύτερη προσαρμογή στα δεδομένα μας. Κατά την ανάλυση, οι κάθετες αποστάσεις παρατήρησης περισκόπησαν στην απόσταση των 1.100 m, με εκτιμώμενη αρχική μέση πιθανότητα εντοπισμού (Estimate Average primary P) $P(0) = 0.828 (\pm 0.109)$ - CV=0.132 (Γράφημα 14).



Γράφημα 13: Έλεγχος προσαρμογής qq-plot για το μοντέλο με hazard rate key-function, point independence trial configuration και κατάσταση θάλασσας ως μεταβλητή



(α)

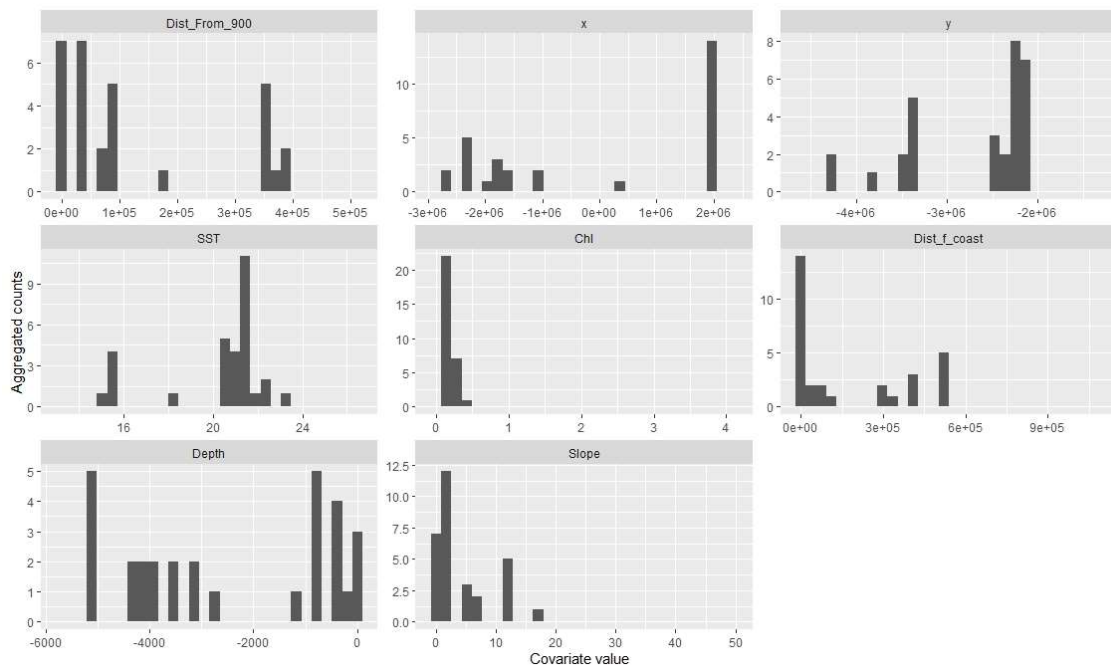
(β)

Γράφημα 14: Ιστόγραμμα αποστάσεων παρατηρήσεων για τις οπτικές παρατηρήσεις (παρατηρητής 1), με την εκτιμώμενη συνάρτηση πιθανότητας εντοπισμού προσαρμοσμένη για την πιθανότητα εντοπισμού $p(0)$. Με τα κυκλικά σύμβολα εμφανίζεται η εκτιμώμενη πιθανότητα ανίχνευσης για τις παρατηρήσεις του παρατηρητή 1 (α). Ιστόγραμμα παρατηρήσεων το οποίο δείχνει την αναλογία των παρατηρήσεων του παρατηρητή 2 (ακουστική παρατήρηση) που ανιχνεύθηκαν και από τον

παρατηρητή 1. Η καμπύλη παρουσιάζει την εκτιμώμενη συνάρτηση πιθανότητας εντοπισμού για οπτική (δεδομένης της ακουστικής ανίχνευσης). Με τα κυκλικά σύμβολα εμφανίζονται οι εκτιμώμενες πιθανότητες ανίχνευσης για κάθε παρατηρητή (β)

4.2. Μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας (Density Surface Model)

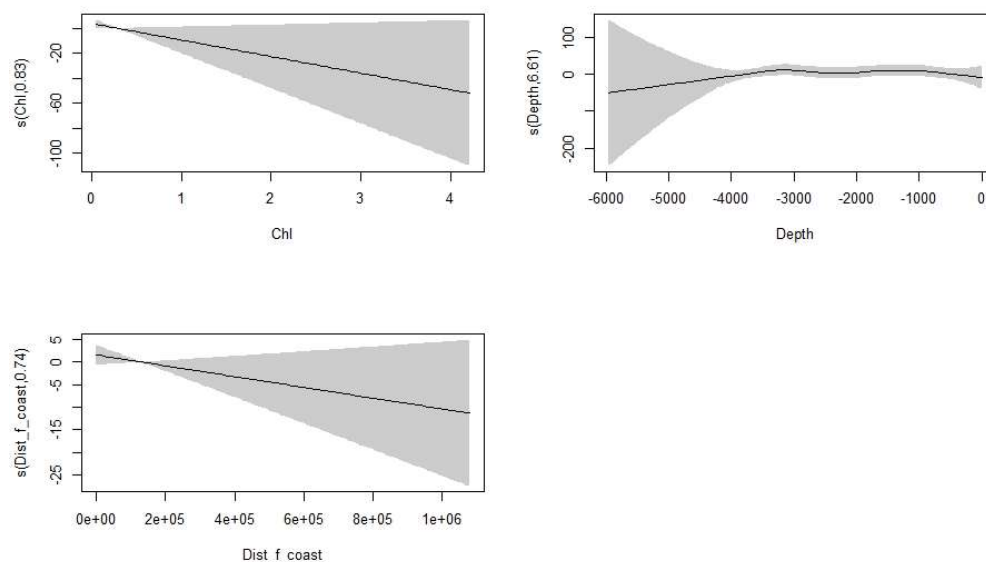
Για την προσαρμογή των τελικών μοντέλων που εξετάστηκαν, αρχικά πραγματοποιήθηκε μια επισκόπηση των ανεξάρτητων μεταβλητών: γεωγραφικό μήκος και πλάτος, συγκέντρωση χλωροφύλλης, βάθος, επιφανειακή θερμοκρασία, απόσταση από την ακτή, απόσταση από την ισοβαθή των 900 m καθώς και κλίση του πυθμένα σε σχέση με τις παρατηρήσεις μας. Για τον σκοπό αυτό σχεδιάστηκαν τα ιστογράμματα συχνότητας για τις διαφορετικές τιμές των μεταβλητών αυτών σε σχέση με τις παρατηρήσεις μας (Γράφημα 15).



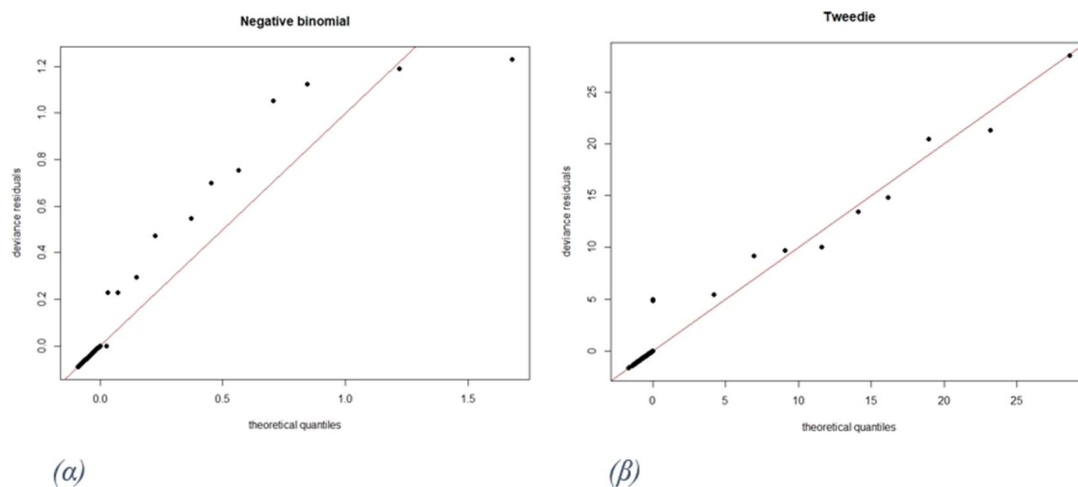
Γράφημα 15: Ιστογράμματα των παρατηρήσεων για διαφορετικές τιμές των μεταβλητών: απόσταση από την ισοβαθή των 900 m, γεωγραφικό μήκος, γεωγραφικό πλάτος, επιφανειακή θερμοκρασία, συγκέντρωση χλωροφύλλης, απόσταση από την ακτή, βάθος καθώς και η κλίση του πυθμένα

Στη συνέχεια, για την εφαρμογή του μοντέλου επιφανειακής πυκνότητας εξετάστηκαν οι παραπάνω ανεξάρτητες μεταβλητές για τις κατανομές «negative binomial» και «tweedie» και εξομαλυντή «thin plate regression spline». Κατά την ανάλυση, οι ανεξάρτητες μεταβλητές γεωγραφικό μήκος και πλάτος (x,y), επιφανειακή θερμοκρασία, απόσταση από την ισοβαθή των 900 m και η κλίση του πυθμένα (%) εξαιρέθηκαν από το τελικό μοντέλο με σημαντικό επίπεδο p -value $< 0,1$ κατόπιν δοκιμών. Οι παράγοντες συγκέντρωση χλωροφύλλης, βάθος και απόσταση από την ακτή (Γράφημα 16) συμπεριελήφθησαν στο τελικό μοντέλο (p -value: 0,0481, 0,0384 και 0,0992 αντίστοιχα), ενώ πραγματοποιήθηκε σύγκριση των διαγνωστικών qq-plot διαγραμμάτων για τις δύο κατανομές (διάγραμμα 17) και έλεγχος ετεροσκεδαστικότητας (διάγραμμα 18). Ως βασική κατανομή στο τελικό μοντέλο επιφανειακή αφθονίας (DSM) επιλέχθηκε η κατανομή Tweedie και το μοντέλο είχε τη μορφή:

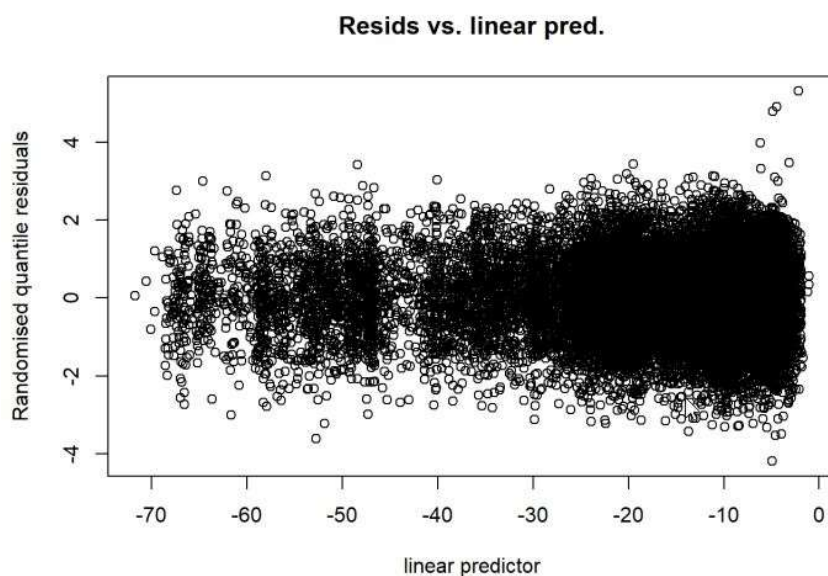
*Αναμενόμενη τιμή εκτίμησης της αφθονίας $\sim s(\text{συγκέντρωση χλωροφύλλης}) + s(\text{βάθος})$
 $+ s(\text{απόσταση από την ακτή})$*



Γράφημα 16: Γραμμή εξομάλυνσης για τη μεταβλητή «συγκέντρωση χλωροφύλλης», «βάθος» και «απόσταση από την ακτή». Η γκρι σκίαση αντιστοιχεί σε επίπεδα εμπιστοσύνης 95% και οι αριθμοί σε αγκύλες στις ετικέτες κάθετου άξονα δίνουν τους αποτελεσματικούς βαθμούς ελευθερίας του όρου



Γράφημα 17: Quantile–quantile γράφημα του μοντέλου με κατανομές «negative binomial» και «tweedie» με ανεξάρτητες μεταβλητές τη συγκέντρωση χλωροφύλλης, το βάθος και την απόσταση από την ακτή

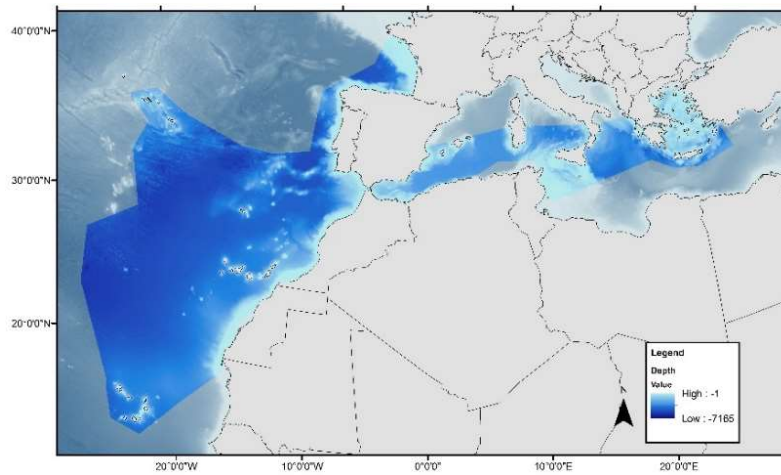


Γράφημα 18: Γραφική παράσταση υπολειμμάτων έναντι γραμμικής πρόβλεψης για τον έλεγχο ετεροσκεδαστικότητας για το τελικό μοντέλο του είδους *P. Macrocephalus*

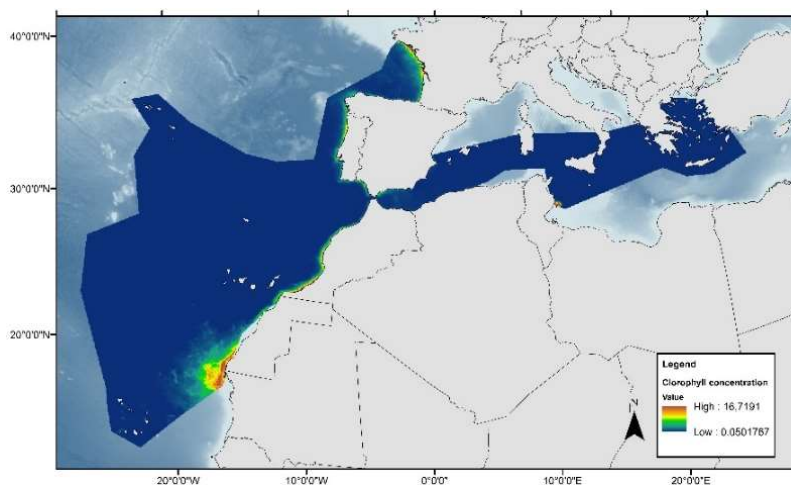
4.3. Πρόβλεψη επιφανειακής πυκνότητας του μοντέλου

Για την πρόβλεψη της επιφανειακής πυκνότητας του είδους στην περιοχή μελέτης δημιουργήθηκε ένας κানাβος όμοιας ανάλυσης με τη μέγιστη διακριτική ανάλυση των

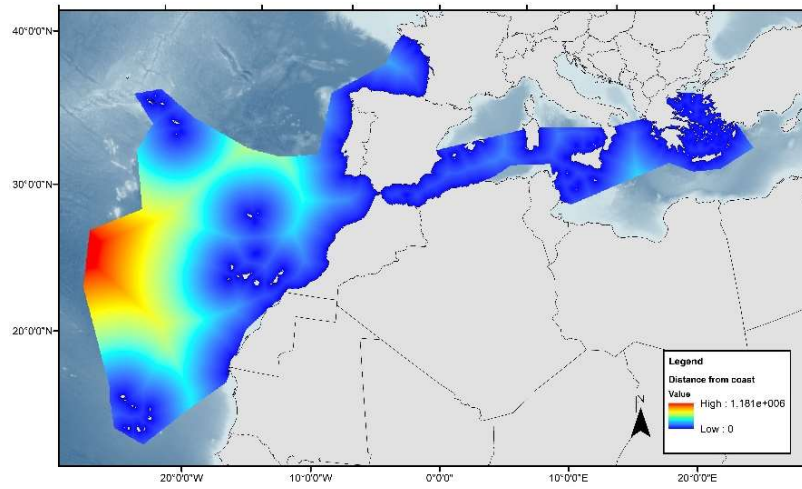
παραγόντων που εξετάστηκαν κατά την προσαρμογή των μοντέλων (Εικόνα 9, 10, 11). Η συνολική εκτίμηση του πληθυσμού αποτελεί το άθροισμα του πληθυσμού των κελιών. Το τελικό μοντέλο που επιλέχθηκε ως αυτό με την καλύτερη προσαρμογή εκτίμησε το σύνολο 22.968 (95% CI = 5.683–92.818) ατόμων στην προεκτεινόμενη περιοχή μελέτης (Εικόνες 5, 6). Ο συντελεστής διακύμανσης από το GAM υπολογίστηκε σε 0,6631, ο συνολικός συντελεστής διακύμανσης σε 0,8133 και επεξήγηση διακύμανσης (deviance explained) 63,6.



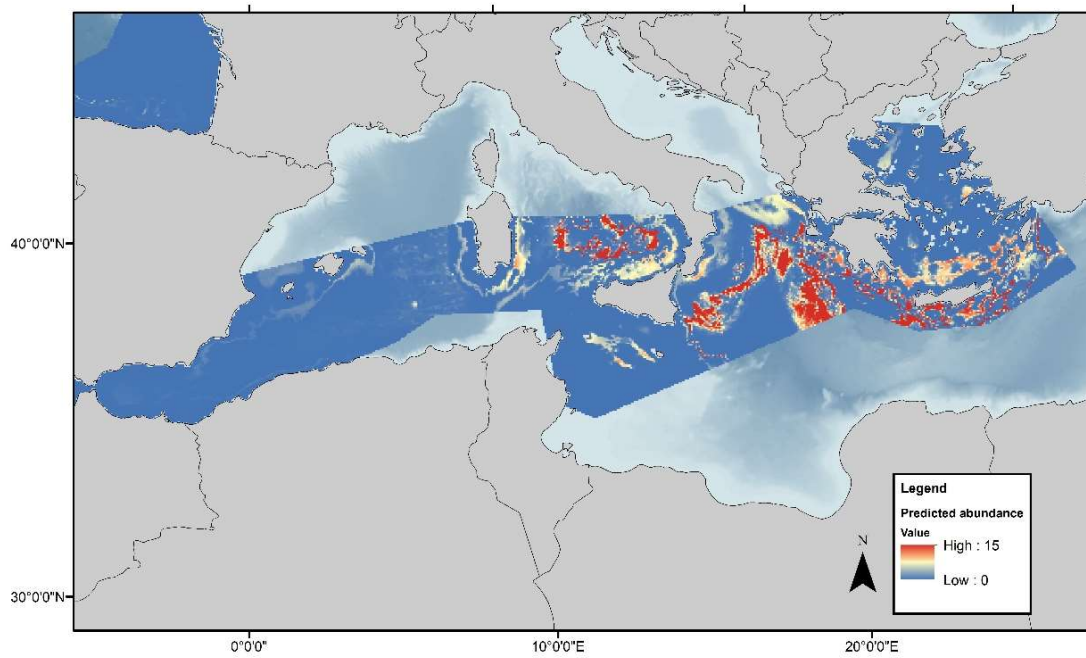
Εικόνα 9: Υπόβαθρο αρχείου ράστερ για τον παράγοντα βάθος (m)



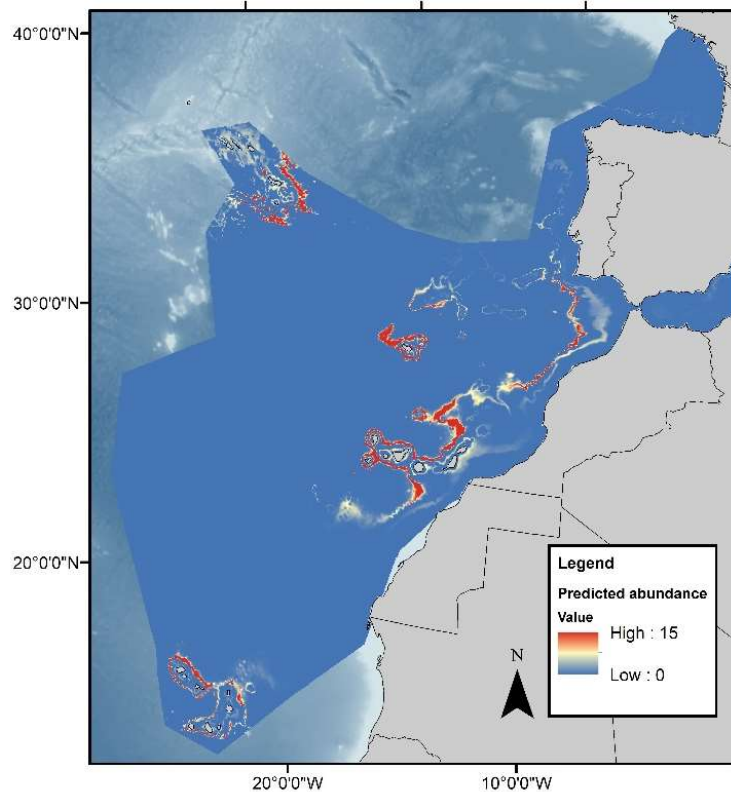
Εικόνα 10: Υπόβαθρο αρχείου ράστερ για τον παράγοντα συγκέντρωση χλωροφύλλης (mg/m³)



Εικόνα 11: Υπόβαθρο αρχείου ράστερ για τον παράγοντα απόσταση από την ακτή (m)



Εικόνα 12: Πρόβλεψη κατανομής για το είδος *P. macrocephalus* στην περιοχή μελέτης της Μεσογείου σύμφωνα με το τελικό μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας



Εικόνα 13: Πρόβλεψη κατανομής για το είδος *P. macrocephalus* στην περιοχή μελέτης του βορειοανατολικού Ατλαντικού σύμφωνα με το τελικό μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας

4.4. Συζήτηση αποτελεσμάτων

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της πρόβλεψης του τελικού μοντέλου επιφανειακής πυκνότητας του είδους *Physeter macrocephalus*, η ελληνική τάφρος και το Ιόνιο πέλαγος αποτελούν δύο από τις σημαντικότερες περιοχές στις οποίες φαίνεται να εντοπίζονται σημαντικοί πληθυσμοί. Αξίζει να σημειωθεί ότι η συγκεκριμένη ευρύτερη περιοχή έχει σχετικά πρόσφατα ανακηρυχθεί ως μια σημαντική περιοχή για τα θαλάσσια θηλαστικά σύμφωνα με την IUCN σε συνεργασία με την Επιτροπή Επιβίωσης Ειδών / Παγκόσμια Επιτροπή Προστατευόμενων Περιοχών (SSC/WCPA) «Task Force» (IMMAs, IUCN-

MMPATF, 2017) με είδος ενδιαφέροντος τον φουσητήρα. Επιπρόσθετα, η ελληνική τάφρος φαίνεται να αποτελεί ίσως τη σημαντικότερη περιοχή για το είδος στο σύνολο της περιοχής μελέτης στη Μεσόγειο θάλασσα, γεγονός που έχει αναδειχθεί και σε παλιότερες μελέτες (Frantzis et al., 2014; Diogou et al., 2019), ενώ παρουσιάζεται ως ένας βασικός οικότοπος του υποπληθυσμού των φουσητήρων συνολικά στη Μεσόγειο θάλασσα. Επιπρόσθετα, ως μια σημαντική περιοχή με αξιοσημείωτες συγκεντρώσεις σύμφωνα με την πρόβλεψη του μοντέλου επισημαίνεται η θάλασσα της Τυρρηνίας και συγκεκριμένα η ευρύτερη περιοχή μεταξύ Κορσικής, Σαρδηνίας και της χερσονήσου της Ιταλίας. Η περιοχή αυτή αποτελεί, παράλληλα, μια εξαιρετικά σημαντική περιοχή για τη Μεσόγειο στην οποία εντοπίζονται κοινωνικές ομάδες ανώριμων και ώριμων αρσενικών ατόμων (Drouot et al., 2004).

Οι δύο παραπάνω περιοχές, η θάλασσα της Τυρρηνίας καθώς και η περιοχή που εκτείνεται κατά μήκος της ελληνικής τάφρου, νοτίως της Κρήτης έως το Ιόνιο πέλαγος, μοιράζονται κοινά ωκεανογραφικά χαρακτηριστικά, όπως περιοχές μεγάλου βάθους στη παράκτια ζώνη καθώς και εγγύτητα σε θαλάσσιους σχηματισμούς, όπως υποθαλάσσιες εξάρσεις και φαράγγια (Pace et al., 2014; Frantzis et al., 2014).

Σύμφωνα με τα δεδομένα της παρούσας έρευνας, οι παράγοντες βάθος, συγκέντρωση χλωροφύλλης και απόσταση από την ακτή, επιλέχθηκαν ως σημαντικοί παράγοντες για τη μοντελοποίηση της χωρικής κατανομής. Μια σειρά προηγούμενων εργασιών σε διαφορετικές θαλάσσιες περιοχές (Boisseau, 2010; Rendell & Frantzis, 2016) έχουν προτείνει, επίσης, τους παράγοντες αυτούς ως παράγοντες που πιθανόν επηρεάζουν, έμμεσα ή άμεσα, την κατανομή των ζώων στον χώρο. Αξίζει να σημειωθεί ότι ο παράγοντας επιφανειακή θερμοκρασία έχει προταθεί, επίσης, ως παράγοντας ο οποίος ενδεχομένως επηρεάζει την κατανομή των φουσητήρων (Griffin, 1999, Gannier & Praca,

2007), παρόλα αυτά σύμφωνα με τα δεδομένα δεν βρέθηκε να αποτελεί στατιστικά σημαντικό παράγοντα σε ένα πιθανό μοντέλο, γεγονός το οποίο ενδεχομένως αποδίδεται στην ανάλυση δεδομένων διαφορετικών εποχών.

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης, η επιφανειακή κατανομή των ζώων αναδεικνύει σε κάποιο βαθμό συγκεκριμένες διακριτές περιοχές οι οποίες φαίνεται να συσχετίζονται υψηλότερες πυκνότητες πληθυσμών, με συγκεκριμένους ωκεανογραφικούς παράγοντες. Οι επιμέρους αυτές περιοχές έχουν αναδειχθεί επίσης σε μια σειρά τοπικών εργασιών που εξέτασαν περιοχές της Μεσογείου (Gannier et al., 2002; Gannier & Parca, 2007; Praca & Gannier, 2008; Praca et al., 2009; Pirotta et al., 2011; Frantzis et al., 2014).

Η σύνδεση μεταξύ των ωκεανογραφικών ανεξάρτητων μεταβλητών που εξετάστηκαν και βρέθηκαν ως σημαντικοί, καθώς και της κατανομής του είδους *Physeter macrocephalus*, ενδεχομένως υποκρύπτει τη διαθεσιμότητα ή μη της τροφής στις επιμέρους θαλάσσιες περιοχές (Rendell & Frantzis 2016). Τα βαθυμετρικά χαρακτηριστικά της ελληνικής τάφρου, για παράδειγμα, πιθανώς αντικατοπτρίζουν μια παράλληλη μεταβολή σε σχέση με γειτονικές περιοχές στη διαθεσιμότητα λείας που αναζητά το είδος ως τροφή (Rendell & Frantzis, 2016), οδηγώντας έτσι σε μια σαφή προτίμηση του είδους στις περιοχές βάθους της τάξης των 1.000 μέτρων περίπου (Frantzis et al., 2014).

Η υψηλότερη βιολογική παραγωγικότητα η οποία παρατηρείται να συνοδεύει υποθαλάσσιους σχηματισμούς, όπως η ελληνική τάφρος (Hickey, 1995), σε σχέση με γειτονικές περιοχές, αποδίδεται σε συχνά φαινόμενα ανάδυσης βαθύτερων στρωμάτων εμπλουτισμένου με θρεπτικά νερού στην ευφωτική ζώνη. Ειδικότερα, η υψηλή σχετική

αφθονία του είδους *Physeter macrocephalus* στον Κόλπο της Λυών (Gannier et al., 2002), στον οποίο εντοπίζονται πολυάριθμα υποθαλάσσια φαράγγια, φαίνεται να σχετίζεται με παρόμοια σημαντικά φαινόμενα ανάδυσης, τα οποία αυξάνουν την παραγωγικότητα της περιοχής (Drouot et al., 2004). Μια τέτοια σύνδεση της αυξημένης πυκνότητας πληθυσμών του είδους *Physeter macrocephalus* και της πρωτογενούς παραγωγικότητας, καθώς επίσης και της διαθεσιμότητας άμεσης τροφής για το είδος, έχει επίσης προταθεί και από άλλους συγγραφείς (Jaquet et al., 1995; Jaquet & Whitehead, 1996; Gannier et al., 2002).

Μέσα από αυτό το πρίσμα, τα βαθυμετρικά χαρακτηριστικά μιας περιοχής έχουν αναδειχθεί ως ένας σημαντικός παράγοντας που φαίνεται να επιδρά στην κατανομή των πληθυσμών των φουσητήρων (Boisseau, 2010; Frantzis et al., 2014; Mussi et al., 2014). Επιπρόσθετα, άλλοι συγγραφείς έχουν προτείνει τη σύνδεση της παρουσίας των φουσητήρων σε μια ευρύτερη περιοχή με αυξημένες συγκεντρώσεις χλωροφύλλης (Praca & Gannier, 2008), ενώ έχουν διερευνηθεί τόσο η επιρροή της επιφανειακής θερμοκρασίας (Gannier & Praca, 2007; Griffin, 1999) όσο και το ανάγλυφο του πυθμένα (Pirrotta et al., 2011) ως παράγοντες οι οποίοι συσχετίζονται με την παρουσία των ζώων σε ορισμένες περιοχές.

Παρά το γεγονός ότι η Μεσόγειος Θάλασσα και ο βορειοανατολικός Ατλαντικός παρουσιάζουν αρκετά διαφορετικά ωκεανογραφικά χαρακτηριστικά (Robinson et al., 1994; Talley et al., 2011), η συσχέτιση μεταξύ της αφθονίας των συγκεκριμένων θαλάσσιων θηλαστικών και της διαθεσιμότητας τροφής φαίνεται να έχει ως σημείο αφετηρίας σαφή ιδιαίτερα ωκεανογραφικά χαρακτηριστικά συγκεκριμένων περιοχών. Κατά συνέπεια, τα άτομα του είδους φαίνεται να καταλαμβάνουν παρόμοιες οικοθέσεις τόσο στον ανοιχτό ωκεανό, συμπεριλαμβανομένου του βορειοανατολικού Ατλαντικού,

όσο και στη Μεσόγειο Θάλασσα (Rendell & Frantzis 2016). Ευρήματα, όπως το γεγονός ότι τα είδη *Todarotes sagittatus* και *Histioteuthis bonnellii* αποτελούν μέρος της διατροφής των φουσητήρων στις Αζόρες (Clarke, 1956) και στα νησιά Γκαλαπάγκος (Smith & Whitehead 1993), καθώς επίσης και στη Μεσόγειο για διάφορα είδη της υποτάξης των Odontoceti (Würz et al., 1992; Orsi Relini & Garibaldi, 1993; Würz & Marrale 1993; Gannier et al., 2002), υποστηρίζουν περαιτέρω την υπόθεση κοινής χρήσης παρόμοιων οικοτόπων στις παραπάνω περιοχές. Σε κάθε περίπτωση, τα ευρήματα αυτά αντικατοπτρίζουν τη σύνδεση της διαθεσιμότητας ειδών που αποτελούν διατροφή για το είδος των φουσητήρων εξαιτίας γεγονότων ανόδου των βαθύτερων και εμπλουτισμένων με θρεπτικά συστατικά υδάτων κοντά στις ακτές του βορειοανατολικού Ατλαντικού (Varela et al., 2015). Κατά συνέπεια, ο παράγοντας βάθος και απόσταση από την ακτή στα ευρήματά μας υποστηρίζουν μια τέτοια προτίμηση σε συγκεκριμένα ενδιαιτήματα, κυρίως εξαιτίας της διαθεσιμότητας τροφής.

5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Μοντέλα αφθονίας των θαλάσσιων θηλαστικών, όπως τα μοντέλα επιφανειακής πυκνότητας (DSM), αποτελούν μια καινοτόμα προσέγγιση για μια σειρά εφαρμογών, οι οποίες προσανατολίζονται κυρίως στη διατήρηση, διαχείριση και προστασία των ειδών (Hedley & Buckland 2004; Miller et al., 2013). Τεχνικές μοντελοποίησης κατανομής ειδών (Species Distribution Models - SDM) έχουν αναπτυχθεί, επίσης, για την πρόβλεψη χωρικής κατανομής των ειδών (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan & Thuiller, 2005; Redfern et al., 2006; Dambach & Rödder, 2011). Τα μοντέλα σ' αυτό το πλαίσιο παρέχουν γνώση των οικολογικών διεργασιών που επηρεάζουν την κατανομή των θαλάσσιων θηλαστικών και καθιστούν δυνατή την πρόβλεψη της αφθονίας των ειδών, προσδιορίζοντας τη σχετική σημασία συγκεκριμένων οικοτόπων (Redfern et al., 2006).

Καθώς η κατανομή και η αφθονία των ειδών μπορούν δύσκολα να εκτιμηθούν αποκλειστικά από μια σειρά παραγόντων, εξαιτίας της κλίμακας των περιοχών μελέτης στο θαλάσσιο περιβάλλον, αυτά θα μπορούσαν να χαρακτηριστούν περισσότερο ως μοντέλα πρόβλεψης. Παρόλα αυτά, μπορούν να προτείνουν πιθανές ανεξάρτητες μεταβλητές που επηρεάζουν σημαντικά τη χωρική κατανομή των ζώων (Cañadas & Hammond, 2008). Μια άμεση χρήση των προβλέψεων αυτών, καθώς και των περιβαλλοντικών μεταβλητών που φαίνεται να επηρεάζουν τη χωρική αφθονία και κατανομή, μπορεί να αποτελέσει η θεσμοθέτηση σημαντικών περιοχών για θαλάσσια θηλαστικά IMMAs ή ενδεχομένως θαλάσσιων προστατευόμενων περιοχών (MPAs). Έτσι μπορούν να παρέχουν μια σημαντική συμβολή στην προστασία των οικοτόπων μέσα από

προτάσεις για ένα κανονιστικό πλαίσιο σε δραστηριότητες όπως η θαλάσσια κυκλοφορία (Redfern et al., 2013), η στρατιωτική εκπαίδευση ή οι σεισμικές έρευνες.

Η εκτίμηση του πληθυσμού ενός είδους θαλάσσιου θηλαστικού, όπως ο φουσητήρας, αποτελεί μια σημαντική πρόκληση, κυρίως εξαιτίας της δυσκολίας πρόσβασης και έρευνας σε εκτεταμένες θαλάσσιες ή ωκεάνιες εκτάσεις. Επιπρόσθετα, μια σειρά παραγόντων, όπως για παράδειγμα πιθανές μετακινήσεις πληθυσμών εκτός μιας περιοχής μελέτης ή του καθορισμού της περιοχής αυτής και της εφαρμογής των βέλτιστων πρακτικών δειγματοληψίας, καθιστούν την προσέγγιση της εκτίμηση ενός πληθυσμού ιδιαίτερα απαιτητική διαδικασία. Στην παραπάνω πρόκληση έχει ανταποκριθεί ένας σχετικά σημαντικός αριθμός ερευνητών, οι οποίοι προτείνουν ευρύτερες ή περισσότερο περιορισμένες θαλάσσιες περιοχές ως σημαντικές για τους πληθυσμούς των φουσητήρων (Gannier et al., 2002; Evans & Hammond, 2004; Gannier & Praca, 2007; Praca & Gannier, 2008; Praca et al., 2009; Pirotta et al., 2011; Diogou et al., 2019). Παρόλα αυτά, η πρόκληση αυτή εξακολουθεί να παραμένει ενεργή, τόσο εξαιτίας της ανθρωπογενούς πίεσης στα θαλάσσια οικοσυστήματα όσο και εξαιτίας της κλιματικής κρίσης, τοποθετώντας ένα νέο περίγραμμα μέσα από τη διερεύνηση μιας σειράς ωκεανογραφικών ή άλλων βιοτικών παραγόντων που επιδρούν στη χωρική κατανομή των πληθυσμών στα ωκεάνια ή θαλάσσια οικοσυστήματα.

Κατά την εφαρμογή των μοντέλων μπορούν να εξεταστούν μια σειρά από παράγοντες που θα μπορούσαν να επηρεάσουν την κατανομή των πληθυσμών. Οι παράγοντες αυτοί, φαίνεται να επιδρούν κυρίως μέσα από έμμεσους μηχανισμούς οι οποίοι συσχετίζονται με τη διαθεσιμότητα τροφής και τις βιολογικές ανάγκες των εκάστοτε ειδών. Το γεγονός αυτό παρέχει ένα σημαντικό πλεονέκτημα, καθώς με τη συμβολή της τηλεπισκόπησης στη

συλλογή δεδομένων αντιμετωπίζεται, σε κάποιο βαθμό, η αδυναμία συλλογής άμεσων δεδομένων που αφορούν την κατάσταση ιχθυαποθεμάτων και κυρίως σε περιπτώσεις όπου τα είδη της βασικής διατροφής των θαλάσσιων θηλαστικών δεν αποτελούν είδη στόχο για την αλιευτική βιομηχανία. Κατά συνέπεια, η διερεύνηση της αλληλεπίδρασης των πληθυσμών των θαλάσσιων θηλαστικών με παράγοντες που σχετίζονται με τη βιολογία των ειδών μπορούν να αποτελέσουν μια σημαντική γνώση στην προσπάθεια της διατήρησης. Ως ένα τέτοιο παράδειγμα θα μπορούσε να αναφερθεί η επίδραση της συσχέτισης της απόστασης από την ακτή και το βάθος σε σχέση με την παρουσία φυσητήρων σε μια περιοχή, παράγοντες που ενδεχομένως αποκαλύπτουν περιοχές όπου οι πληθυσμοί μπορεί να βρίσκονται σε σημαντική αλληλεπίδραση με ανθρωπογενείς παρεμβάσεις και δραστηριότητες. Αξίζει να σημειωθεί, ότι στο γεγονός αυτό μπορεί να συμβάλει καθοριστικά και η χαρτογραφική απεικόνιση των αποτελεσμάτων των συσχετισμών αυτών, παρουσιάζοντας με σαφή και κατανοητό τρόπο περιοχές όπου οι πληθυσμοί των θαλάσσιων θηλαστικών έρχονται σε αλληλεπίδραση με ανθρωπογενείς παρεμβάσεις.

Σ' αυτό το πλαίσιο, γίνεται εύκολα αντιληπτό ότι η εκτίμηση ενός πληθυσμού προσεγγίζοντας τον με έναν αριθμό ατόμων, ειδικότερα όταν η περιοχή μελέτης περιλαμβάνει θαλάσσιες εκτάσεις με διάφορα οικοσυστήματα, δεν θα μας έδινε παρά τη μισή εικόνα για τον πληθυσμό αυτόν. Διαφορετικά περιβαλλοντικά και ωκεανογραφικά χαρακτηριστικά μιας ευρύτερης περιοχής θα μπορούσαν να εκφράζονται στην κατανομή ενός πληθυσμού με απουσία, περιστασιακή παρουσία ή σημαντική πυκνότητα ατόμων ενός είδους. Η παρούσα μελέτη, μέσα από την προσέγγιση μοντέλων επιφανειακής πυκνότητας (DSM), εκτός από την εκτίμηση της αφθονίας και τους παράγοντες που την

επηρεάζουν, για πρώτη φορά, επιχειρεί την αποτύπωση της κατανομής των δύο ειδών δελφινιού καθώς και των φυσητήρων σε ένα μεγάλο τμήμα της λεκάνης της Μεσογείου και γειτονικών περιοχών του βορειοανατολικού Ατλαντικού. Ως περιοχές μελέτης για την εκτίμηση της χωρικής κατανομής ορίστηκαν η περιοχή της Μεσογείου για το ζωνοδέλφινο και το κοινό δελφίνι, καθώς και του βόρειου Ατλαντικού νότια του γεωγραφικού πλάτους των 40 μοιρών για τον φυσητήρα, με στόχο την αποφυγή αυθαίρετης παρεκβολής σε περιοχές εκτός της περιοχής δειγματοληψίας.

Η αποτελεσματικότητα των μοντέλων επιφανειακής πυκνότητας, καθώς και το πλεονέκτημα της οπτικοποίησης των αποτελεσμάτων σε χωρική απεικόνιση υπό τη μορφή χάρτη, υπερθεματίζεται μέσα από την ανάδειξη σημαντικών περιοχών για το είδος του φυσητήρα τόσο στη Μεσόγειο όσο και σε περιοχές όπως ο βορειοανατολικός Ατλαντικός Ωκεανός και συγκεκριμένα στις περιοχές του Πράσινου Ακρωτηρίου, των Καναρίων Νήσων και του νησιωτικού συμπλέγματος της Αζόρας (Leaper et al., 1992; Vieira & Brito, 2009; Hazevoet et al., 2010; Fais et al., 2016). Τα παραπάνω μοντέλα αποτελούν μια εξαιρετική προσέγγιση για την παρακολούθηση των πληθυσμών θαλάσσιων θηλαστικών, όπως οι φυσητήρες, μέσα από την ανάλυση δεδομένων τυχαίων γραμμικών διατομών. Τα δεδομένα αυτά θα μπορούσαν να συλλεχθούν από μικρά σκάφη, καλύπτοντας ένα μεγάλο εύρος θαλάσσιων περιοχών. Ως εκ τούτου, αυτού του είδους η επιστημονική προσέγγιση πρόβλεψης, όχι μόνο θα μπορούσε να χρησιμοποιηθεί για έναν καλύτερο και στοχευμένο σχεδιασμό μιας έρευνας για ακριβέστερες εκτιμήσεις αφθονίας σε τοπικό επίπεδο, αλλά, υπό προϋποθέσεις, θα μπορεί να παράσχει όχι μόνο τη χωρική εικόνα, αλλά επιπρόσθετα και μια εικόνα χρονοσειρών των κατανομών αυτών αξιοποιώντας πλεονεκτήματα όπως τα

συγκριτικά μειωμένα λειτουργικά έξοδα των μικρών ιστιοφόρων σκαφών τύπου καταμαράν.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- ACCOBAMS, 2003. Recommendation 2.2 from the Scientific Committee: On pelagic gillnets in the ACCOBAMS area. Adopted in Istanbul, 20-22 November. Accessible from <http://www.accobams.org/sc/index.htm>.
- Aguilar, A., Gaspari, S., 2012. *Stenella coeruleoalba* (Mediterranean subpopulation). IUCN Red List Threaten. Species 6674437A16674052.
- Aguilar, A., Raga, J.A. 1993. The striped dolphin epizootic in the Mediterranean Sea. *Ambio*, 22(8):524-8.
- Aguilar, A., 2000. Population biology, conservation threats and status of Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Journal of Cetacean Research Management*, 2 (1): 17–26.
- Aguilar A., Borrell A. 1994. Abnormally high polychlorinated biphenyl levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) affected by the 1990-1992 Mediterranean epizootic. *Science of The Total Environment*, 154(2-3): 237- 247.
- Aguilar, A., Borrell, A., Reijnders, P.J.H. 2002. Geographical and temporal variation in levels of organochlorines contaminants in marine mammals. *Marine Environmental Research*, 53: 425–452.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19: 716–723. <http://dx.doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>.

- Allredge, M.W., Simons, T.R., Pollock, K.H. 2007. A field evaluation of distance measurement error in auditory avian point count surveys. *Journal of Wildlife Management*, 71: 2759–2766.
- Alzieu, C., Duguy, R. 1979. Teneurs en composés organochlores chez les cétacés et pinnipèdes fréquentant les côtes françaises. *Oceanologica Acta*, 2(1): 107-120.
- André, M., Potter, J. R. 2000. Fast-ferry acoustic and direct physical impact on cetaceans: Evidence, trends and potential mitigation. In *Proceedings of the fifth European conference on underwater acoustics, ECUA*. In: M.E. Zakharia, P. Chevret, P. Dubail (Eds). Lyon, France: ECUA, pp 491-96.
- Archer, F. I. 1997. Osteological variation in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *International Whaling Commission Scientific Committee, SC/49/SM28*: 30.
- Archer, F. I. 2018. Striped dolphin *Stenella coeruleoalba*. In: B. Würsig, J. G. M. Thewissen, K. Kovacs (Eds), *Encyclopedia of marine mammals, Third Edition*, Academic Press, pp. 954-956.
- Aznar, F.J, Míguez-Lozano, R, Ruiz, B, de Castro, A.B, Raga, J.A, Blanco, C. 2017. Long-term changes (1990-2012) in the diet of striped dolphins *Stenella coeruleoalba* from the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 568:231-247.
<https://doi.org/10.3354/meps12063>
- Azzellino, A., Gaspari, S., Airoidi, S., Nani, B. 2008. Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. *Deep-Sea Research I*, 55: 296–323.

- Azzellino, A., Panigada, S., Lanfredi, C., Zanardelli, M., Airoidi, S., Notarbartolo di Sciara, G. 2012. Predictive habitat models for managing marine areas: spatial and temporal distribution of marine mammals within the Pelagos Sanctuary (Northwestern Mediterranean sea). *Ocean Coastal Management*, 67: 63–74.
- Azzellino, A., Fossi, M. C., Gaspari, S., Lanfredi, C., Lauriano, G., Marsili, L., Panigada, S., Podestà, M. 2014. An index based on the biodiversity of cetacean species to assess the environmental status of marine ecosystems. *Marine Environmental Research*, 100: 94–111. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.06.003>.
- Baith, K., Lindsay, R., Fu, G., McClain, C.R. 2001. SeaDAS, a data analysis system for ocean-color satellite sensors. *EOS Trans. AGU*, 82, pp 202.
- Barlow, J., Taylor, B. L. 2005. Estimates of sperm whale abundance in the northeastern temperate pacific from a combined acoustic and visual survey. *Marine Mammal Science*, 21(3): 429–445. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2005.tb01242.x>.
- Bearzi, G., Reeves, R. R., Notarbartolo di Sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzis, A., Mussi B. 2003. Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*, 33: 224–252. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00032.x>.
- Bearzi, G., Politi, E., Agazzi, S., Azzellino, A. 2006. Prey depletion caused by overfishing and the decline of marine megafauna in eastern Ionian Sea coastal waters (central Mediterranean). *Biological Conservation*, 127: 373-338.

- Bearzi, G., Bonizzoni, S., Gonzalvo, J. 2011. Mid-distance movements of common bottlenose dolphins in the coastal waters of Greece. *Journal of Ethology*, 29: 369–374.
<https://doi.org/10.1007/s10164-010-0245-x>.
- Bearzi, G. 2003. Short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* (Mediterranean subpopulation). In: IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species.
<http://www.iucnredlist.org/details/41762>.
- Bearzi, G. 2012. *Delphinus delphis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T134817215A195829089.<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20121.RLTS.T134817215A195829089.en>. Downloaded on 05 December 2021.
- Begon, M., Harper, J., Townsend, C. 1996. *Ecology: Communities, Populations and Individuals*. Blackwell Scientific, Oxford.
- Bianchi, N., Morri, C. 2000. Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin*, 40(5): 367–376.
[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00027-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00027-8).
- Birkun, Jr.A.A. 2008. *Delphinus delphis* ssp. *ponticus*, Short-beaked Common Dolphin. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133729A3875256.
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133729A3875256.en>.
- Birkun, A. Jr. 2002. Cetacean direct killing and live capture in the Black Sea. In Notarbartolo di Sciara G. (ed.) *Cetaceans of the Mediterranean and Black Sea: state of knowledge and conservation strategies*. Monaco: ACCOBAMS Secretariat, section 10, pp 10.

- Boisseau, O., Lacey, C., Lewis, T., Moscrop, A., Danbolt, M., McLanaghan, R. 2010. Encounter rates of cetaceans in the Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 90(08): 1589–1599. <http://dx.doi.org/10.1017/S0025315410000342>.
- Bonizzoni, S., Furey, N. B., Santostasi, N. L., Eddy, L., Valavanis, V. D., Bearzi, G. 2019. Modelling dolphin distribution within an Important Marine Mammal Area in Greece to support spatial management planning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, (March), aqc.3148. <https://doi.org/10.1002/aqc.3148>.
- Borchers, D. L., Laake, J. L., Southwell, C., Paxton, C. G. M. 2006. Accommodating unmodeled heterogeneity in double-observer distance sampling surveys. *Biometrics*, 62: 372–378.
- Borrell, A., Canto, G., Pastor, T., Aguilar, A. 2001. Organochlorine compounds in common dolphins (*Delphinus delphis*) from the Atlantic and Mediterranean waters of Spain. *Environmental Pollution*, 114: 265–274.
- Bosc, E., Bricaud, A., Antoine, D. 2004. Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1): <https://doi.org/10.1029/2003gb002034>.
- Bourret, V.J.R., Mace, M.R.J.M., Crouau-Roy, B. 2007. Genetic variation and population structure of western Mediterranean and northern Atlantic *Stenella coeruleoalba* populations inferred from microsatellite data. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 87 (1): 265–269.

- Bowles, A.E., Smultea, M., Wursig, B., DeMaster, D.P., Palka, D. 1994. Relative abundance and behaviour of marine mammals exposed to transmission from the Heard Island feasibility test. *Journal of the Acoustical Society of America*, 96(4): 2469–2484.
- Boyd, I. L., Bowen, W. D., Iverson, S. J. 2010. Marine mammal ecology and conservation: a handbook of techniques. *Techniques in Ecology and Conservation Series*, 450. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- Braulik, G., Jefferson, T.A., Bearzi, G. 2021. *Delphinus delphis* (amended version of 2021 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20212.RLTS.T134817215A199893039.en.e.T134817215A199893039>.
- Braulik, G. 2019. *Stenella coeruleoalba*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T20731A50374282. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20191.RLTS.T20731A50374282.en>.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, New York.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake J.L. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman & Hall, London.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas L. 2004. *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Population*. Oxford University Press, New York.

- Buckland, S.T. 2004. *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, New York.
- Burt, M.L., Borchers, D.L., Jenkins, K.J., Marques, T.A. 2014. “Using Mark-Recapture Distance Sampling Methods on Line Transect Surveys.” *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11): 1180–1191.
- Bushuyev, S.G. 2000. Depletion of forage reserve as a factor limiting population size of Black Sea dolphins. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Areas and a Composite Utilization of Shelf Resources*, pp. 437–452. *Proceedings Marine Hydrophysical Institute, Sevastopol* [in Russian].
- Calzada, N., Aguilar, A. 1995. Geographical variation of body size in Western Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Z. Säugetierkd*, 60:257-64.
- Cañadas, A., Hammond, P.S. 2008. Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: implications for conservation. *Endangered Species Research*, 4: 309-331.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R. 1997. A long term survey on distribution and dynamics of cetaceans along the southeastern coast of Spain: five years of research 1992–96. *European Research on Cetaceans*, 11: 104.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., Garcia-Tiscar, S.A. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 49: 2053–2073.

- Cañadas, A., Sagarminaga, R., De Stephanis, R., Urquiola, E., Hammond, P.S. 2005. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 495–521. <https://doi.org/10.1002/aqc.689>.
- Carpinelli, E., Gauffier, P., Verborgh, P., Airoidi, S., David, L., Di-Méglio, et al. 2014. Assessing sperm whale (*Physeter macrocephalus*) movements within the western Mediterranean Sea through photo-identification. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*, 24: 23–30. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.2446>.
- Casalone, C., Mazzariol, S., Pautasso, A., Di Guardo, G., Di Nocera, F., Lucifora, G., Ligios, C., Franco, A., Fichi, G., Cocumelli, C., Cersini, A., Guercio, A., Puleio, R., Gorla, M., Podestà, M., Marsili, L., Pavan, G., Pintore, A., De Carlo, E., Eleni, C., Caracappa, S. 2014. Cetacean strandings in Italy: an unusual mortality event along the Tyrrhenian Sea coast in 2013. *Diseases of Aquatic Organisms*, 109: 81–86. <http://dx.doi.org/10.3354/dao02726>.
- Centelleghes, C., Da Dalt, L., Marsili, L., Zanetti, R., Fernandez, A., Arbelo, M., Sierra, E., Castagnaro, M., Di Guardo, G. and Mazzariol, S. 2019. Insights Into Dolphins' Immunology: Immuno-Phenotypic Study on Mediterranean and Atlantic Stranded Cetaceans. *Frontiers in Immunology* 10: 888. [fimmu.2019.00888](https://doi.org/10.3389/fimmu.2019.00888).
- Clarke, R. 1956. Sperm whale off the Azores. *Discovery Reports*, 28: 239–298.
- Clarke, M.R. 1977. Beaks, nets and numbers. *Symposia of the Zoological Society of London*, 38:89–126.

- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., et al. 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. PLoS One, 5 (8): e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>.
- Dambach, J., Rödder, D. 2011. Applications and future challenges in marine species distribution modeling. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 21, 92–100.
- Dawson, S., Wade, P., Slooten, E., Barlow, J. 2008. Design and field methods for sighting surveys of cetaceans in coastal and riverine habitats. Mammal Review, 38. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00119.x>.
- De Stephanis, R., Salazar Sierra, J., Perez Gimeno, N., Verborgh, P., Tellez, E., Rueda, L. 2003. Collision between a ferry and a sperm whale (*Physeter macrocephalus*) in the Strait of Gibraltar. European Research on Cetaceans, 17: 227.
- De Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez Gimeno, N., Sánchez Cabanes, A., Pérez Jorge, S., Esteban Pavo, R., Séller, N., Urquiola, E., Guinet, C. 2005. Impactos producidos por el tráfico marítimo en las poblaciones de cetáceos en el estrecho de Gibraltar. Situación actual y previsiones de futuro. Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente.
- Dede, A., Salman, A., Tonay, A. 2016. Stomach contents of by-caught striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the eastern Mediterranean Sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 96(4): 869-875. DOI:10.1017/S0025315415001538.
- Di Guardo, G., Di Francesco, C.E., Eleni, C., Cocumelli, C., Scholl, F., Casalone, C., Peletto, S., Mignone, W., Tittarelli, C., Di Nocera, F., Leonardi, L., Fernández, A., Marcer, F., Mazzariol, S. 2013. Morbillivirus infection in cetaceans stranded along the Italian

coastline: pathological, immunohistochemical and biomolecular findings. *Research in Veterinary Science*, 94: 132–137. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rvsc.2012.07.030>.

Diogou, N., Klinck, H., Frantzis, A., Nystuen, J., Papathanassiou, E., Katsanevakis, S. 2019. Year-round acoustic presence of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) and baseline ambient ocean sound levels in the Greek Seas. *Mediterranean Marine Science*, 20(1), 208-221. doi:<http://dx.doi.org/10.12681/mms.18769>.

Dolman, S. J., Evans, P. G. H., Notarbartolo-di-Sciara, G., Frisch, H. 2011. Active sonar, beaked whales and European regional policy. *Marine Pollution Bulletin*, 63(1–4): 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.034>.

Drouot, V., Gannier, A., Goold, J.C. 2004. Summer social distribution of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 84(03): 675–680. <http://dx.doi.org/10.1017/S0025315404009749h>.

EMODnet Bathymetry Consortium. EMODnet Digital Bathymetry (DTM), 2018. <https://doi.org/10.12770/18ff0d48-b203-4a65-94a9-5fd8b0ec35f6>.

Engelhaupt, D., Rus Hoelzel, A., Nicholson, C., Frantzis, A., Mesnick, S., Gero, S. et al. 2009. Female philopatry in coastal basins and male dispersion across the North Atlantic in a highly mobile marine species, the sperm whale (*Physeter macrocephalus*). *Molecular Ecology*, 18, 4193–4205. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-%20294X.2009.04355.x>.

ESRI, 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute: Redlands, CA, USA, 2011.

- Evans, P.G.H., Hammond, P.S. 2004. Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review*, 34(1-2): 131-156.
- Fais, A., Lewis, T.P., Zitterbart, D.P., Álvarez, O., Tejedor, A., Aguilar Soto, N. 2016. Abundance and distribution of sperm whales in the Canary Islands: Can sperm whales in the Archipelago sustain the current level of ship-strike mortalities? *PLoS ONE*, 11(3): e0150660. doi:10.1371/journal.pone.0150660.
- Fernández, A., Esperón, F., Herraéz P., Espinosa de los Monteros, A., Clavel, C., Bernabe, A., Sanchez Vizcaino, J. M., Verborgh, P., DeStephanis, R., Toledano, F., Bayon, A. 2008. Morbillivirus and pilot whale deaths, Mediterranean Sea. *Emerging Infective Diseases*: 792–794.
- Forcada, J., Hammond, P.S. 1998. Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research*, 39: 313–325.
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P.S., Pastor, X., Aguilar, R. 1994. Distribution and numbers of striped dolphins in the western Mediterranean Sea after the 1990 epizootic outbreak. *Marine Mammal Science*, 10: 137–150.
- Fossi, M.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.
- Frantzis, A., Alexiadou, P. 2003. Cetaceans of the Greek Seas. *Monographs on Marine Science*. N. 6. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, p. 162. [In Greek]

- Frantzis, A., Herzing, D. 2002. Mixed-species associations of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*), short beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) and Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Gulf of Corinth (Greece, Mediterranean Sea). *Aquatic Mammals*, 28(2): 188-197.
- Frantzis, A., Alexiadou, P., Paximadis, G., Politi, E., Gannier, A., Corsini-Foka, M. 2003. Current knowledge of the cetacean fauna of the Greek Seas. *Journal of Cetacean Research and Management*, 5: 219–232.
- Frantzis, A., Airoidi, S., Notarbartolo-di-Sciara, G., Johnson, C., Mazzariol, S. 2011. Inter-basin movements of Mediterranean sperm whales provide insight into their population structure and conservation. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 58: 454–459.
- Frantzis, A., Alexiadou, P., Gkikopoulou, K.C. 2014. Sperm whale occurrence, site fidelity and population structure along the Hellenic Trench (Greece, Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 24: 83–102. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.2435>.
- Gannier, A., Praca, E. 2007. SST fronts and the summer sperm whale distribution in the north-west Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 187–193. <https://doi.org/10.1017/S0025315407054689>.
- Gannier, A. 1999. Diel variations of the striped dolphin distribution off the French Riviera (Northwestern Mediterranean Sea). *Aquatic Mammals*, 25: 123–134.

- Gannier, A., Drouot, V., Goold, J.C. 2002. Distribution and relative abundance of sperm whales in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 243: 281–293.
<http://dx.doi.org/%2010.3354/meps243281>.
- Gannier, A. 2005. Summer distribution and relative abundance of delphinids in the Mediterranean Sea. *Revue d Ecologie*, 60(3): 223-38.
- Garibaldi, F., Mignone, W., Caroggio, P., Ballardini, M. et al. 2008. Serological evidence of Morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) found stranded on the Ligurian Sea coast of Italy. In: G.J. Pierce, E. Philips, R. Lick. (Eds.), 22nd European Cetacean Society Conference. Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Gaspari, S., Azzelino, A., Airoidi, S., Hoelzel, A.R. 2007. Social kin associations and genetic structuring of striped dolphin populations (*Stenella coeruleoalba*) in the Mediterranean Sea. *Molecular Ecology*, 16: 2922–2933.
- Gaspari, S., Scheinin, A., Holcer, D., Fortuna, C., Natali, C., Genov, T., Frantzis, A., Chelazzi, G., Moura, A. E. 2015. Drivers of Population Structure of the Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Eastern Mediterranean Sea. *Evolutionary Biology*, 42(2): 177–190.
<https://doi.org/10.1007/s11692-015-9309-8>.
- GEBCO Compilation Group (2020) GEBCO 2020 Grid (doi:10.5285/a29c5465-b138-234de053-6c86abc040b9).
- Gero, S., Engelhaupt, D., Rendell, L., Whitehead, H. 2009. Who cares? Between-group variation in alloparental care-giving in sperm whales. *Behavioral Ecology*, 20: 838–843.
<http://dx.doi.org/10.1093/beheco/arp068>.

- Gero, S., Gordon, J., Whitehead, H. 2013. Calves as social hubs: dynamics of the social network within sperm whale units. *Proceedings of the Royal Society B*, 280: 1763–1772. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.1113>.
- Gillespie, D., Leaper, R. 1997. An acoustic survey for sperm whales in the Southern Ocean Sanctuary conducted from the RSV Aurora Australis. *Report of the International Whaling Commission*, 47:897-907.
- Gillespie, D. 2008. PAMGUARD 4 Final Report October 2008, (October).
- Gillespie, D., Mellinger, D.K., Gordon, J., McLaren, D., Redmond, P., McHugh, R., Trinder, P.W., Deng, X., Thode, A.M. 2009. PAMGuard: semi-automated, open source software for real-time acoustic detection and localization of cetaceans. *Journal of the Acoustical Society of America*, 125: 2547-2547.
- Gillespie, D., Caillat, M., Gordon, J., & White, P. 2013. Automatic detection and classification of odontocete whistles. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 134(3): 2427–2437. <https://doi.org/10.1121/1.4816555>.
- Gkafas, G., Exadactylos, A., Rogan, E., Raga, J., Reid, R., Hoelzel R. 2017. Biogeography and temporal progression during the evolution of striped dolphin population structure in European waters. *Journal of Biogeography*, 44 (12): 2681-2691. DOI:10.1111/jbi.13079.
- Gómez-Campos, E, Borrell, A, Cardona, L, Forcada, J, Aguilar, A. 2011. Overfishing of Small Pelagic Fishes Increases Trophic Overlap between Immature and Mature Striped Dolphins in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE*, 6(9): e24554. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024554>.

- Graham, A., Bell, R. 1989. Investigating observer bias in aerial survey by simultaneous double-counts. *Journal of Wildlife Management*, 53: 1009–1016.
- Griffin, D. R. 1958. *Listening in the dark: The acoustic orientation of bats and men*. Yale Univer. Press.
- Griffin, R.B., 1999. Sperm whale distributions and community ecology associated with a warm-core ring off Georges Bank. *Marine Mammal Science*, 15: 33–51.
<http://dx.doi.org/%2010.1111/j.1748-7692.1999.tb00780.x>.
- Guisan, A.; Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993–1009.
- Guisan, A., Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147–186.
- Hammond, P.S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. *Reports International Whaling Commission*, 253–282.
- Hammond, P. S., Benke, H., Breggren, P., Collet, A., Heide-Jørgensen, M. P., Heimlich-Boran, S., et al. 1995. The Distribution and Abundance of Harbour Porpoises and Other Small Cetaceans in the North Sea and Adjacent Waters. Available online at:
<https://pdfs.semanticscholar.org/c19b/%205b6a1039a651785b1c6a1921a116fc5314a0>.
- Hassani, S., Antoine, L. and Ridoux, V. 1997. Diets of albacore, *Thunnus alalunga*, and dolphins, *Delphinus delphis* and *Stenella coeruleoalba*, caught in the northeast Atlantic albacore drift-net fishery: a progress report. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 22: 119-124.

- Hazevoet, C. J., Monteiro, V., López, P., Varo-cruz, N., Torda, G., Berrow, S., Gravanita, B. 2010. Recent data on whales and dolphins (Mammalia: Cetacea) from the Cape Verde Islands, including records of four taxa new to the archipelago. *Zoologia Caboverdiana*, 1(2): 75–99.
- Hedley, S.L., Buckland, S.T., 2004. Spatial models for line transect sampling. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, 9: 181–199.
- Hedley, S.H., Buckland, S.T., Borchers, D.L, 1999. Spatial modelling from line transect data. *Journal of Cetacean Research and Management*, 1:255–264.
- Hedley, S.L., Buckland, S.T., Borchers, D.L. 2004. Spatial distance sampling models. In: S.T. Buckland, D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers, L. Thomas (Eds), *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Population*, Oxford University Press, Oxford, pp 48–70.
- Hickey, B.M. 1995. Coastal submarine canyons. In: *Proceedings 'Aha Huliko'a Topographic effects in the Ocean Kingdom 89*, P. Muller, D. Henderson (Eds). Hawaii: University of Hawaii, 95–110.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC). 2018. Available at <https://www.iatcc.org/IDCPENG.htm>.
- IUCN-MMPATF, 2017. Hellenic Trench IMMA, The IUCN Global Dataset of Important Marine Mammal Areas (IUCN-IMMA). December 2017. Made available under agreement on terms of use by the IUCN Joint SSC/WCPA Marine Mammal Protected Areas Task Force and made available at www.marinemammalhabitat.org/imma-atlas.

- IWC 1994. Report of the workshop on mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps. In: W.F. Perrin, G.P. Donovan, J. Barlow (Eds), Gillnets and Cetaceans, Report International Whaling Commission, Special Issue 15, pp. 1-72.
- IWC 1998. Report of the scientific sub-committee. Report of the International Whaling Commission, 48: 53-302.
- Jaquet, N, Whithead, H. 1996. Scale-dependent correlation of sperm whale distribution with environmental features and productivity in the South Pacific. Marine Ecology Progress Series, 135(1-3):1-9.
- Jaquet, N, Whitehead, H, Lewis, M. 1995. Relationship between sperm whale distribution and primary productivity over large spatial scale in the Pacific Ocean. European Research on Cetaceans, 9: 188-192.
- Jaquet, N., Dawson, S.M., Douglas, L. 2001. Vocal behavior of male sperm whales: why do they click? The Journal of the Acoustical Society of America, 109: 2254-59.
- Jefferies, C. S. G. 2016. Marine Mammal Conservation and the Law of the Sea. Oxford University Press, p. 401.
- Jefferson, T.A., van Waerebeek, K., 2002. The taxonomic status of the nominal dolphin species *Delphinus tropicalis* van Bree, 1971. Marine Mammal Science, 18: 787-818.
- Jefferson, T. A., Webber, S. M. A., Pitman, R. 2015. Marine mammals of the world: A comprehensive guide to their identification. 2nd edition. Academic Press/Elsevier, San Diego, CA.

- Kasuya, T., Miyashita, T., 1988. Distribution of sperm whale stocks in the North Pacific. Scientific Report of the Whale Research Institute, 39: 31–75.
- Keck, N., Kwiatek, O., Dhermain, F., Dupraz, F., Boulet, H., Danes, C., Laprie, C., Perrin, A., Godenir, J., Micout, L., Libeau, G. 2010. Resurgence of Morbillivirus infection in Mediterranean dolphins off the French coast. *The Veterinary Record*, 166: 654–655.
- Krivokhizhin, S.V., Birkun, A.A. Jr. 1999. Strandings of cetaceans along the coasts of Crimean peninsula in 1989–1996. *European Research on Cetaceans*, 12: 59–62.
- Laake, J. L., Borchers, D. L. 2004. Methods for incomplete detection at distance zero. pp. 108–189. In: S. T. Buckland, D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, L. Thomas (Eds.) *Advanced Distance Sampling*. Oxford: Oxford University Press.
- Laake, J. L., Buckland, S. T. Anderson, D. R., Burnham, K. P. 1994. *DISTANCE User's Guide Version 2.1*. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, CO.
- Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L., Miller, D.L., Bishop, J.R.B. 2019. *mrds: Mark-Recapture Distance Sampling*. R package version 2.2.1.
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S., Podesta, M. 2001. Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science*, 17(1): 35–75.
- Lascaratos, A., Roether, W., Nittis, K., Klein, B. 1999. Recent changes in deep water formation and spreading in the eastern Mediterranean Sea: a review, *Progress in Oceanography*, 44(1–3): 5–36.

- Lauriano, G. 2021. *Stenella coeruleoalba* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T16674437A50286648.
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T16674437A50286648.en>.
- Leaper, R., Chappell, O., Gordon, J. 1992. The development of practical techniques for surveying sperm whale populations acoustically. Report of the International Whaling Commission, 42:549–560.
- Leaper, R., Gillespie, D., Papastavrou, V. 2000. Results of passive acoustic surveys for odontocetes from the British Antarctic Survey research vessel James Clark Ross in the Southern Ocean. *Journal of Cetacean Research Management*, 2:187–196.
- Lejeusne, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C., Pérez, T. 2010. Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology & Evolution*, 25: 250–260.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2009.10.009>.
- Lewis, T., Gillespie, D., Lacey, C., Matthews, J., Danbolt, M., Leaper, R., McLanaghan, R., Moscrop, A. 2007. Sperm whale abundance estimates from acoustic surveys of the Ionian Sea and Straits of Sicily in 2003. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 353–357. [http:// dx.doi.org/10.1017/S0025315407054896](http://dx.doi.org/10.1017/S0025315407054896).
- Lyrholm, T., Leimar, O., Johanneson, B., Gyllensten, U. 1999. Sex-biased dispersal in sperm whales: contrasting mitochondrial and nuclear genetic structure of global populations. *Proceedings of the Royal Society – Biological Sciences (Series B)*, 266:347–347.

- MacLeod, C.D. 2009. Global climate change: range changes and potential implications for the conservation of marine cetaceans: a review and synthesis. *Endangered Species Research*, 7:125–136.
- Madsen, P.T., Payne, R., Kristiansen, N.U., Wahlberg, M., Kerr, I., Mohl, B. 2002. Sperm whale sound production studied with ultrasound time/depth-recording tags. *Journal of Experimental Biology*, 205:1899–1906.
- Marques, T. A., Thomas, L., Martin, S. W., Mellinger, D. K., Ward, J., Moretti, D. J., Harris, D., Tyack, P. L., 2013. “Estimating animal population density using passive acoustics,” *Biological Reviews*, 88(2):287–309.
- Marsh, H., Sinclair, D.F. 1989. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. *Journal of Wildlife Management*, 53:1017–1024.
- Marsili, L., D'Agostino, A., Bucalossi, D., Malatesta, T., Fossi, M.C. 2004. Theoretical models to evaluate hazard due to organochlorine compounds (OCs) in Mediterranean striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Chemosphere*, 56(8): 791-801.
- Mazzariol, S., Centelleghé, C., Beffagna, G., Povinelli, M., Terracciano, G., Cocumelli, C., Pintore, A., Denurra, D., Casalone, C., Pautasso, A., Di Francesco, C.E., Di Guardo, G. 2016. Mediterranean fin whales (*Balaenoptera physalus*) threatened by Dolphin Morbillivirus. *Emerging Infectious Diseases*, 22(2): 302-305.
- Mazzariol, S., Centelleghé, C., Di Provvido, A., Di Renzo, L., Cardeti, G., Cersini, A., Fichi, G., Petrella, A., Di Francesco, C.E., Mignone, W., Casalone, C. and Di Guardo, G. 2017. Dolphin Morbillivirus Associated with a Mass Stranding of Sperm Whales, Italy. *Emerging Infectious Diseases*, 23(1): 144-146.

- McCullagh, P., Nelder, J.A. 1989. *Generalized Linear Models*. Chapman & Hall/CRC, BocaRaton, FL, USA.
- Mesnick, S.L., Evans, K., Taylor, B.L., Hyde, J., Escorza-Treviño, S., Dizon, A.E., 2003. Sperm whale social structure: why it takes a village to raise a child. In: F.B.M. de Waal, P. Tyack, (Eds.), *Animal Social Complexity: Intelligence, Culture and Individualized Societies*. Harvard University Press, Cambridge, MA, pp. 170–174.
- Miller, D.L., Burt, M.L., Rexstad, E.A., Thomas, L. 2013. Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions. *Methods in Ecology and Evolution*, 4:1001–1010. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12105>.
- Miller, D.L, Rexstad, E., Thomas, L., Marshall, L., Laake, J.L. 2019a. Distance Sampling in R. *Journal of Statistical Software*, 89(1):1-28.
- Miller, D. L., Rexstad, E., Burt, L., Bravington, M.V., Hedley, S. 2019b. Density surface modelling of distance sampling data (Version 2.2.17). Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/dsm/index.html>.
- Millot, C. 1999. Circulation in the Western Mediterranean Sea, *Journal of Marine Systems*, 20(1–4): 423–442.
- Moulins, A., Würtz, M. 2005. Occurrence of a herd of female sperm whales and their calves (*Physeter catodon*), off Monaco, in the Ligurian Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85: 213–214.
- Moura, A.E., Nielsen, S.C., Vilstrup, J.T., Moreno-Mayar, J.V., Gilbert, M.T., Gray, H.W., Natoli, A., Möller, L., Hoelzel, A.R. 2013. Recent diversification of a marine genus (Tursiops

spp.) tracks habitat preference and environmental change. *Systematic Biology*, 62:865–877.

Mussi, B., Miragliuolo, A., Zucchini, A., Pace, D.S. 2014. Occurrence and spatio-temporal distribution of sperm whale (*Physeter macrocephalus*) in the submarine canyon of Cuma (Tyrrhenian Sea, Italy). *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystems*, 24:59–70. [http:// dx.doi.org/10.1002/aqc.2460](http://dx.doi.org/10.1002/aqc.2460).

Mussi, B., Vivaldi, C., Miragliuolo, A., Pace, D.S, 2019. The decline of short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the waters off the Island of Ischia (Gulf of Naples, Italy). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. DOI:10.1002/aqc.3061.

Natoli, A., Birkun, A., Aguilar, A., Lopez, A., Hoelzel, A.R. 2005. Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 272:1217–1226.

Natoli, A., Canadas, A., Peddemors, V.M., Aguilar, A., Vaquero, C., Fernandez-Piqueras, P., Hoelzel, A.R. 2006. Phylogeography and alpha taxonomy of the common dolphin (*Delphinus* sp.). *Journal of Evolutionary Biology*, 19 (3):943–954.

Norabartolo di Sciara, G. 1994. Guida dei Mammiferi Marini del Mediterraneo. Muzzio editore, Padova, Italy.

Notarbartolo di Sciara, G., Gordon, J. 1997. Bioacoustics: A tool for the conservation of cetaceans in the Mediterranean Sea. *Marine and Freshwater Behaviour Physiology*, 30:125-146.

- Notarbartolo di Sciara, G., Venturino, M.C., Zanardelli, M., Bearzi, G., Borsani, J.F., Cavalloni, B. 1993. Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Bollettino di Zoologia*, 60:131–138.
- Notarbartolo di Sciara, G. 2002. Summary. In: G. Notarbartolo di Sciara (Eds.) *Cetaceans of the Mediterranean and Black Sea: state of knowledge and conservation strategies. A Report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, February 2002. Section 1. pp 5.*
- Notarbartolo di Sciara, G., Frantzis, A., Bearzi, G., Reeves, R. 2012. *Physeter macrocephalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T41755A2955634.
- Notarbartolo di Sciara, G. 1990. A note on the cetacean incidental catch in the Italian driftnet swordfish fishery, 1986-1988. *Rep. int. Whal. Commn.* 40: 459-60.
- Ohizumi, H., Yoshioka, M., Mori, K., Miyazaki, N. 1998. Stomach contents of common dolphins (*Delphinus delphis*) in the pelagic western North Pacific. *Marine Mammal Science*, 14: 835–844.
- Orsi Relini, L., Relini, M. 1993. The stomach content of some common dolphins (*Delphinus delphis* L.) from the Ligurian Sea. *European Research on Cetaceans*, 7:99–102.
- Pace, R.M., Cole, T.V.N., Henry, A.G. 2014. Incremental fishing gear modifications fail to significantly reduce large whale serious injury rates. *Endangered Species Research* 26(2): 115-126.
- Panigada, S., Zanardelli, M., MacKenzie, M., Donovan, C., Mélin, F., Hammond, P.S, 2008. *Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos Sanctuary*

(western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. *Remote Sensing of Environment*, 112:3400–3412. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.11.017>.

Pesante, G., Collet, A., Dhermain, F., Frantzis, A., Panigada, S., Podesta, M., Zanardelli, M. 2002. Review of collisions in the Mediterranean Sea. In: G. Pesante, S. Panigada, M. Zanardelli, (Eds). *Proceedings of the Workshop: Collisions between Cetaceans and Vessels: Can we find solutions?* 15th Annual Meeting of the European Cetacean Society in Rome, 2001. *ECS Newsletter No. 40*: 5–12 (Special Issue).

Pinardi, N., Masetti, E. 2000. Variability of the large scale general circulation of the Mediterranean Sea from observations and modelling: a review. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecology*, 158:153–173.

Piroddi, C, Bearzi, G, Gonzalvo, J, Christensen, V. 2011. From common to rare: the case of the Mediterranean common dolphin. *Biological Conservation*, 144: 2490–2498.

Pirotta, E., Matthiopoulos, J., MacKenzie, M., Scott-Hayward, L., Rendell, L. 2011. Modelling sperm whale habitat preference: a novel approach combining transect and follow data. *Marine Ecology Progress Series*, 436: 257–272. <http://dx.doi.org/10.3354/meps09236>.

Praca, E., Gannier, A. 2008. Ecological niches of three teuthophageous odontocetes in the northwestern Mediterranean Sea. *Ocean Science*, 4:49–59. <http://dx.doi.org/10.5194/os-4-49-2008>.

Praca, E., Gannier, A., Das, K., Laran, S. 2009. Modelling the habitat suitability of cetaceans: example of the sperm whale in the northwestern Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part I Oceanographic Research Paper*, 56: 648–657. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2008.11.001>.

- Punt, A., Donovan, G. 2007. Developing management procedures that are robust to uncertainty: lessons from the International Whaling Commission. *ICES Journal of Marine Science*, 64:603–612.
- R Core Team 2021, R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Raga, J-A., Banyard, A., Domingo, M., Corteyn, M., Van Bresseem, M. F., Fernández, M., Aznar, F. J., Barrett, T. 2008. Dolphin morbillivirus epizootic resurges in the Mediterranean. *Emerging Infectious Diseases*, 14: 471-473.
- Rankin, S., Oedekoven, C., Archer, F. 2020. Mark recapture distance sampling: using acoustics to estimate the fraction of dolphins missed by observers during shipboard line-transect surveys. *Environmental and Ecological Statistics*, 27(2):233–251. <https://doi.org/10.1007/s10651-020-00443-7>.
- Redfern, J. V., Ferguson, M. C., Becker, E. A., Hyrenbach, K. D., Good, C., Barlow, J., Kaschner, K., Baumgartner, M. F., Forney, K. A., Balance, L. T., Fauchald, P., Halpin, P., Hamazaki, T., Pershing, A. J., Qian, S. S., Read, A., Reilly, S. B., Torres, L., Werne, F. 2006. Techniques for cetacean-habitat modeling. *Marine Ecology Progress Series*, 310:271–295.
- Redfern, J.V., McKenna, M.F., Moore, T.J., Calambokidis, J., DeAngelis, M.L., Becker, E. A., Barlow, J., Forney, K.A., Fiedler, P.C., Chivers, S. J. 2013. Assessing the risk of ships striking large whales in marine spatial planning. *Conservation Biology*, 27:292–302. <https://doi.org/10.1111/cobi.12029>.
- Rendell, L., Frantzi, A. 2016. Mediterranean Sperm Whales, *Physeter macrocephalus*: The Precarious State of a Lost Tribe. *Advances in Marine Biology*, 37-74. Rendell.

- Rice, D.W. 1989. Sperm whale, *Physeter macrocephalus*, Linnaeus, 1758. In: S.H. Ridgway, R. Harrison (Eds.) Handbook of Marine Mammals. Academic Press, London, pp. 177–233.
- Robinson, J.D, Coffman, A.J, Hickerson, M.J, Gutenkunst, R.N. 2014. Sampling strategies for frequency spectrum-based population genomic inference. BMC Evolutionary Biology, 14:254.
- Rosen, D.A.S., Trites, A.W. 2005. Examining the potential for nutritional stress in Steller sea lions: physiological effects of prey composition. Journal of Comparative Physiology B, 175: 265-273.
- Rosen, D.A.S. 2009. Steller sea lions *Eummetopias jubatus* and nutritional stress: evidence from captive studies. Mammal Review, 39(4): 248–306.
- Rubio-Guerri, C., Melero, M., Esperón, F., Bellière, E.N., Arbelo, M., Crespo, J.L., Sierra, E., García-Párraga, D., Sánchez-Vizcaíno, J.M. 2013. Unusual striped dolphin mass mortality episode related to cetacean morbillivirus in the Spanish Mediterranean Sea. BMC Veterinary Research 9: 106. <https://doi.org/10.1186/1746-6148-9-106>.
- Rugh, D.J., Hobbs, R.C., Lerczak, J.A., and Breiwick, J.M. (2005). Estimates of abundance of the eastern North Pacific stock of gray whales (*Eschrichtius robustus*) 1997–2002. Journal of Cetacean Research and Management, 7:1–12.
- Salomonson, V.V., Barnes, W., Masuoka, E.J. 2006. Introduction to MODIS and an Overview of Associated Activities. In: J.J. Qu, W. Gao, M. Kafatos, R.E. Murphy, V.V. Salomonson (Eds.) Earth Science Satellite Remote Sensing. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-37293-6_2.

- Schipper, J., Chanson, J.S., Chiozza, F., et al. (2008). The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, 322:225–230.
- Silvani, L., Gazo, M., Aguilar, A. 1999. Spanish driftnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation*, 90:79-85.
- Smith, S.C., Whitehead, H. 1993. Variations in the feeding success and behavior of Galapagos Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) as they relate to oceanographic conditions. *Canadian Journal of Zoology*, 71:1991–1996.
- Snelgrove, P. 2010. Discoveries of the census of marine life: making ocean life count. Cambridge University Press, Cambridge.
- Steiner, L., Lamoni, L., Acosta Plata, M., Lewis, T., Beer, C., Gordon, J., Pettersson, L., Domingo, M., Lettevall, E., Jensen, S-K. 2009. Long distance movement of sperm whales, *Physeter macrocephalus*, in the North Atlantic: including new matches between the Azores and Norway. Poster Presentation. The Society for Marine Mammalogy Conference, Quebec City, 2009.
- Strindberg, S., Buckland, S.T. 2004. Zigzag survey designs in line transect sampling. *JABES* 9:443. <https://doi.org/10.1198/108571104X15601>.
- Talley, L., Pickard, G., Emery, W., Swift, J. 2011. Descriptive Physical Oceanography: an Introduction. Chapter 9 - Atlantic Ocean Pages 245-301. Sixth Edition. Elsevier, Boston, MA.
- Taylor, B.L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S.M., Ford, J., Mead, J.G., Notarbartolo di Sciara, G., Wade, P., Pitman, R.L. 2019. *Physeter macrocephalus* (amended version of 2008

assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T41755A160983555.
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41755A160983555.en>. Accessed on
5 March 2021.

Thomas, L., J. L. Laake, S. Strindberg, F. F. C. Marques, S. T. Buckland, D. L. Borchers, D. R. Anderson, K. P. Burnham, S. L. Hedley, J. H. Pollard. 2002. Distance 4.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, St. Andrews, UK. [Online.] URL: <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.

Thomas, L., Laake, J.L., Rexstad, E., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Burt, M.L., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B., Marques, T.A. 2009. Distance 6.0, Release 2, Program & User's Guide. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. [Available at: <http://distancesampling.org>].

Thomas L., Buckland S.T., Rexstad E.A., Laake J.L., Strindberg S., Hedley S.L., Bishop J.R., Marques T.A., Burnham K.P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47:5–14.

Thompson, P.M., Tollit, D.J., Wood, D., Corpe, H.M., Hammond, P.S., Mackay, A. 1997. Estimating harbour seal abundance and status in an estuarine habitat in north-east Scotland. *Journal of Applied Ecology* 34:43–52.

Tudela, S., Guglielmi, P., El Andalossi, M., Kai Kai, A. Maynou, F. 2003. Biodiversity impact of the Moroccan driftnet fleet operating in the Alboran Sea (SW Mediterranean). WWF Mediterranean Programme, Rome.

- Van Bresseem, M-F., Waerebeek, K.V., Jepson, P.D., Raga, J.A., Duignan, P. J., Nielsen, O. et al. 2001. An insight into the epidemiology of dolphin morbillivirus worldwide. *Veterinary Microbiology*, 81:287–304. [https://doi.org/10.1016/%20S0378-1135\(01\)00368-6](https://doi.org/10.1016/%20S0378-1135(01)00368-6).
- Van Bresseem, M-F., Duignan, P., Banyard, A., Barbieri, M., Colegrove, K., Guise, D. et al. 2014. Cetacean morbillivirus: Current knowledge and future directions. *Viruses*, 6:5145–5181. <https://doi.org/10.3390/v6125145>.
- Van Parijs, S. M., Clark, C. W., Sousa-Lima, R. S., Parks, S. E., Rankin, S., Risch, D., Van Opzeeland, I. C. 2009. “Management and research applications of real-time and archival passive acoustic sensors over varying temporal and spatial scales,” *Marine Ecology Progress Series*, 395:21–36.
- Varela, R., Álvarez, I., Santos, F. et al. 2015. Has upwelling strengthened along worldwide coasts over 1982-2010? *Scientific Reports*, 5:10016. <https://doi.org/10.1038/srep10016>.
- Vieira, N., Brito, C. 2009. Past and recent sperm whales sightings in the Azores based on catches and whale watching information. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(5):1067–1070. <https://doi.org/10.1017/S0025315409000873>.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 14:1–37.
- Watkins, W. A., Moore, K. E., Tyack, P. 1985. Sperm whale acoustic behaviors in the southeast Caribbean. *Cetology*, 49, 1-15.
- Whitehead, H. 1997. Analyzing animal social structure. *Animal Behaviour*, 53:1053–1067.

- Whitehead, H. 2003. Sperm Whales: Social Evolution in the Ocean. University of Chicago Press, Chicago.
- Whitt A. D., Powell, J.A., Richardson, A.G., Bosyk, J.R. 2015. Abundance and distribution of Marine mammals in near shore waters off New Jersey, USA, 15:45-59.
- Williams, R., Hedley, S.L., Hammond, P. 2006. Modeling distribution and abundance of Antarctic baleen whales using ships of opportunity. Ecology and Society, 11:1.
- Wood, S.N. 2017. Generalized Additive Models: An Introduction with R, Second Edition. Chapman and Hall/CRC.
- Würz, M., Marral, D. 1993. Food of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, in the Ligurian Sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 73:571–578
- Würz, M., Poggi, R., Clarke, M.R. 1992. Cephalopods from the stomachs of a Risso's dolphin (*Grampus griseus*), from the Mediterranean. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 72:861–867.
- Zimmer, W. 2011. Passive Acoustic Monitoring of Cetaceans. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511977107>

ABSTRACT

The study of marine mammal distribution in a wide research area such as Mediterranean Sea, consists a vital procedure in species conservation focusing in highlighting on critical habitats. The understanding of population patterns can be improved significantly with the use of spatial models with environmental covariates. Density Surface Models (DSM) can contribute significantly providing predictions about spatial distribution of marine mammals. These models, require the combination of Geographical Information Systems (GIS) in addition with Generalized Additive Models (GAMs) providing a better understanding of biotic and environmental factors which affect the marine mammal distribution.

In this thesis investigated data of transect line Distance Sampling (DS) were collected for seven years with a small catamaran boat. The data were the visual observation for species striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and common dolphin (*Delphinus delphis*) and the visual and passive acoustic observations for sperm whale (*Physeter macrocephalus*). The study area includes a major part of Mediterranean Sea, as well as a part of contiguous area of North Atlantic Ocean. For model fitting, a series of explanatory factors was investigated such as sea surface temperature, chlorophyll concentrations, depth, slope of sea floor, distance from coast and distance of specific isobaths contours.

The striped dolphin was found to be the dominant species with extensive distribution in the study area, while its abundance seems to be affected both by the depth and the distance from the isobaths of 200 m. The distribution of the common dolphin appeared to be influenced by factors, longitude and latitude as well as chlorophyll concentration. The depth, the distance from coast and the chlorophyll concentration were

found to influence the distribution of sperm whale, proposing the Greek Trench as an important zone for the species in the Mediterranean Sea. Important areas for the species were also found in the marine areas of Cape Verde, the Canary Islands and the Azores archipelago in the Northeast Atlantic.

Keywords: Density Surface Models, distance sampling, striped dolphin, common dolphin, sperm whale.

Δημοσίευση σε επιστημονικό περιοδικό

Στο πλαίσιο της παρούσας διδακτορικής διατριβής πραγματοποιήθηκε η συγγραφή της παρακάτω εργασίας η οποία δημοσιεύτηκε σε διεθνές επιστημονικό περιοδικό:

1. Karamitros, G., Gkafas, G. A., Giantsis, I. A., Martsikalis, P., Kavouras, M., Exadactylos, A., 2020. Model-based distribution and abundance of three Delphinidae in the Mediterranean. *Animals*, 10 (2). <https://doi.org/10.3390/ani10020260>.

Article

Model-Based Distribution and Abundance of Three Delphinidae in the Mediterranean

Grigorios Karamitros ^{1,*}, Georgios A. Gkafas ¹, Ioannis A. Giantsis ², Petros Martsikalis ¹, Menelaos Kavouras ¹ and Athanasios Exadactylos ^{1,*}

¹ Hydrobiology–Ichthyology Laboratory, Department of Ichthyology and Aquatic Environment, University of Thessaly, Fytokou str, 38446 Volos, Hellas; gkafas@uth.gr (G.A.G.); martsikalis@uth.gr (P.M.); menelaoskavouras@gmail.com (M.K.)

² Department of Animal Science, Faculty of Agricultural Sciences, University of Western Macedonia, 53100 Florina, Hellas; igiants@agro.uth.gr

* Correspondence: gkaramit@uth.gr (G.K.); exadact@uth.gr (A.E.); Tel.: +3024210-93089 (G.K.); +3024210-93073 (A.E.)

Received: 13 December 2019; Accepted: 4 February 2020; Published: 6 February 2020



Simple Summary: The distribution and abundance of three Delphinidae species (striped dolphin, bottlenose dolphin, and common dolphin) were investigated in an extended area of the Mediterranean Sea. Data from nondesigned transect line surveys were modeled in order to investigate important marine areas for marine mammals. The results indicated that the environmental covariates significantly affecting marine mammals' distribution/abundance were depth and distance from 200 m isobaths for striped dolphin, latitude/longitude and depth for bottlenose dolphin, and latitude/longitude and chlorophyll concentration for common dolphin. Maps of predictions were designed in order to communicate the results of important hot spot areas throughout the Mediterranean.

Abstract: Monitoring of Delphinidae species population patterns in the Mediterranean Sea was carried out in a sequence of surveys employing different approaches. Data from seven-year surveys with small catamaran sailing boats were analyzed under model-based approaches. Density Surface Models were used to produce spatial distribution prediction of three Delphinidae species (*Stenella coeruleoalba*, *Tursiops truncatus*, and *Delphinus delphis*) in an extended study area covering much of the Mediterranean Sea. A classical distance sampling protocol was applied in order to calculate the detection probability of clusters. Static (depth, slope, distance from the coast, and distance from isobaths of 200 m) and nonstatic (sea surface temperature and chlorophyll) variables were used to predict the species distribution/abundance in a generalized additive model context. *Stenella coeruleoalba* was found to be the dominant species, with an extended distribution in the study area; its abundance was significantly affected by both depth and distance. *Tursiops truncatus* and *Delphinus delphis* illustrated a significant abundance correlation with depth and chlorophyll, respectively, while both species showed a robust longitude correlation. Our model pinpoints the significance of nondesigned transect line surveys, suggesting the importance of specific habitat areas for future monitoring and conservation aspects of marine mammals.

Keywords: Density Surface Models; *Stenella coeruleoalba*; *Tursiops truncatus*; *Delphinus delphis*; distance sampling; marine mammal abundance

1. Introduction

The importance of marine mammal monitoring in the Mediterranean basin has been highlighted by a series of studies not only for evolutionary, adaptation, and subpopulation patterns of these species

in time and space [1–4] but also in a framework of monitoring abundance and distribution in different strata and the factors that may affect such patterns [2,5–13].

Accommodating 7% of global biodiversity [14], the Mediterranean constitutes, at the same time, a stage of multiple human pressures to marine species habitats [11,15]. The Mediterranean has complex patterns of water circulation [16]. Environmental conditions such as sea surface temperature and chlorophyll concentration could affect directly or in more complex ways the distribution patterns and abundance of regular biota residents, such as 12 marine mammal species [17]. Striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*), bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*), and common dolphin (*Delphinus delphis*) are three widely distributed Delphinidae species throughout the Mediterranean Sea [18]. Striped dolphins inhabit offshore waters from Gibraltar to the Aegean Sea and the Levant basin, the Ligurian Sea, the Gulf of Lions, and the waters between the Balearic Islands and the Iberian Peninsula. Especially, the Alboran Sea is reported to be a significant geographical region for species abundance [18]. In contrast, bottlenose dolphins are found in mostly coastal waters and have been reported in the waters of Albania, Algeria, Croatia, Cyprus, France, Gibraltar, Greece, Israel, Italy, Montenegro, Morocco, Slovenia, Spain, Tunisia, and Turkey [19]. Common dolphins have been recorded in both pelagic and coastal waters [20], with the Alboran Sea reported to be an important feeding and breeding ground. Common dolphin has faced a dramatic population reduction during the last decades [6,21], maintaining its population occurrence in coastal Algeria; around Sardinia and Corsica; in the southeastern Tyrrhenian Sea; in the Strait of Sicily and around Malta; in portions of the eastern Ionian Sea, the Gulf of Corinth, and the Aegean Sea; and off southern Israel [6,18,20].

Cetaceans are reported as a totemic, or umbrella species since they respond to most of the criteria defined within the Marine Strategy Framework Directive [22], reflecting changes in function of marine ecosystems. Furthermore, a series of legislations and agreements, as well as, the Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and contiguous Atlantic Area [23], underlie the priority of monitoring such species. Recently, the IUCN Joint SSC/WCPA Marine Mammal Protected Areas Task Force has developed a classification scheme for Important Marine Mammal Areas (IMMAs) that is modeled on the successful example of Bird Life International's Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs) classification scheme [24]. Twenty six areas are characterized as IMMAs in the Mediterranean region [15]. These areas are defined as discrete partitions of habitat, important to marine mammal species that have the potential to be delineated and managed for conservation. Thus, dedicated systematic surveys of some kind of friendly platform (ship or aircraft) are an irreplaceable way of collecting valuable and reliable data, regarding the abundance and distribution patterns of marine mammal species [25].

As data from systematically designed surveys with equal coverage of extensive areas such as the Mediterranean are hard to obtain, a series of studies has been conducted in order to provide novel, model-based approaches to investigate variables (dynamic and static) which affect the distribution of Delphinidae species [26–33]. These variables represent not only regions of different habitat types but also include a variety of oceanographic characteristics such as sea surface temperature and chlorophyll concentrations. Modeling techniques such as species distribution models (SDMs) have been developed in order to predict spatially distributed species [26,28,29,31] when evaluating the relationship between observations and environmental parameters. Models in this context provide knowledge of the ecological processes affecting the distribution of marine mammals and make it possible to predict species abundance by pinpointing the relative importance of specific habitats [29]. Moreover, Sillero (2011) [34] proposed that ecological niche model (ENM) is a better term than SDM, as it refers directly to the ecological niche theory (habitat vs. species distribution). ENMs can be applied and be useful for rare species, where detailed distribution data at sea are difficult to obtain [35]; variables such as species movement ranges, habitat preferences, and potential population breaks, in addition to ecological barriers, could be investigated [34].

Density Surface Models (DSMs) were developed in the Generalized Additive Model (GAM) framework in order to produce spatial maps of abundance prediction [32,36–38], as well as data from

opportunistic random nonsystematically designed surveys, providing helpful directions to policy makers and stakeholders. In DSMs, line transect survey data are used to fit a detection function to obtain detection probabilities for clusters followed by a spatial part of the model which uses the GAM framework. GAMs are constructed with per-segment counts or estimated abundance as the response with either counts or segment areas, corrected for detectability [32].

In the present study, the abundance and distribution of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*), bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*), and common dolphin (*Delphinus delphis*) were modeled from a seven-year, nondesigned transect line dataset. Our model-based approach was that of DSM, performed in an extended study area of the Mediterranean in order firstly to test its “predictive” power and secondly to illustrate species’ biogeographical patterns. Differences in spatial distribution derived from the examination of the environmental characteristics as variables which affect the three Delphinidae species distribution and abundance could reflect differential species-specific strategies in habitat occupation or different tolerances to anthropogenic impacts. Conclusively, variables which significantly affect distribution patterns could be proposed as remarkable changes of potential population reductions, including the case of common dolphins in the Mediterranean basin [6].

2. Material and Methods

2.1. Study Area

The study area consisted of a significantly large part of the Mediterranean Sea (34°30′ N, 40°15′ E and 5°30′ W, 28°30′ E) including parts of the Alboran Sea, the southwestern basin, the south Tyrrhenian Sea, the Ionian Sea, and the Aegean Sea (Figure 1). Spatial limits of the study area were defined in order to avoid extrapolation to geographical regions beyond the boundaries where sampling originally occurred [39]. Surveys covered a variety of habitats such as oceanic areas (deeper than 2000 m), continental slope habitats (200–2000 m), and neritic coastal habitats (less than 200 m depth).

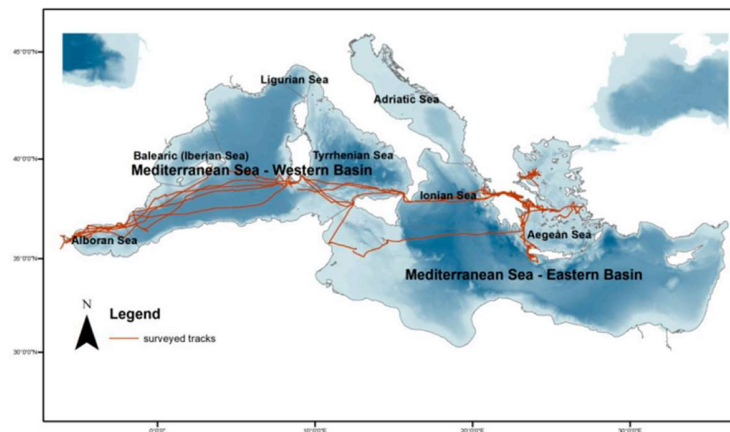


Figure 1. Surveyed region and studied subregions along with catamaran tracks.

2.2. Data Collection

Data were collected with distance sampling techniques [36,40,41] by nonsystematically and systematically designed transect lines. Dedicated shipboard surveys were conducted from 2003 to 2007 with random transect lines and from 2018 to 2019 with designed zigzag, equally spaced transect lines with automated algorithms in the Distance 7.1 software (Figure 1) [36]. For all surveys, a 14 m catamaran boat with a diesel engine was used. The presence of cetaceans was assessed visually by

observers scanning a 90° angle to the left and the right of the boat's course and 3 m above the sea level. At the on-effort status, at least one observer was searching forward and to the side of the platform, minimizing the possibility of responsive movement prior to detection and recording the data.

The "passing" and "closing mode" approaches were applied depending on the weather conditions. At closing mode, the searching effort was stopped upon a sighting and started again when the sighting ended, with the aim of better species identification. GPS information (latitude/longitude variable) was recorded every 10 s, and sightings and environmental conditions were recorded in the Access Database using Logger 2000 and 2010 software (IWFA). A "sighting" was defined as a group of animals seen at the same time, showing similar behavioral characteristics. A laser range finder and 10 × 50 reticle binoculars with an internal compass were used for measurements of distance and angle, in order to calculate the perpendicular distance of the animal cluster from the course line [21]. Video and photographs were also captured for later analysis of groups, in order to investigate the species composition of the group and the number of individuals. For all on-effort statuses, the weather condition was up to 4 on the Beaufort scale, with good visibility, and the ship traveled at a low speed (6 kn) and stable heading.

For environmental explanatory variables (Table 1), chlorophyll surface concentration (CHL; Mg m^{-3}) and sea surface temperature (SST; °C) imagery from 8 days at a resolution of 4 km measurements was downloaded from NASA Ocean Color [42]. MODIS-SMI products for the study area were processed using the SeaWiFS Data Analysis System (SeaDAS) software and the GIS environment ArcMap 10.1 [43]. Covariates such as depth, slope gradient (hereafter slope), distance from coast, and distance from 200 m contour were computed using ArcMap 10.1 GIS software with EMODnet data [44]. All spatial data were transformed from WGS84 (geographical coordinate system) in Europe Lambert Conformal Conic Projection (projected coordinate system) in ArcGIS 10.1, in order to be manipulated in our analysis.

Table 1. Characteristics of the variables used in spatial analysis.

Variables	Name Used	Source	Spatial Resolution	Unit
Depth	Depth	GEBCO	1/16 arc	m
Slope %	Slope	GIS calculations	1/16 arc	Degree
Distance from coast	DFC	GIS calculations	-	m
Distance from 200 m isobaths	DF200	GIS calculations	-	m
Sea surface temperature	SST	MODIS (NASA (b), 2013)	4 km	°C
Chlorophyll-a	CHL	MODIS (NASA (b), 2013)	4 km	mg/m^3
Longitude/latitude	x/y	Europe Lambert Conformal Conic	-	m

2.3. Data Analysis and Modeling Framework

Abundance estimations were made with the modeling of spatial patterns in animal density in the context of DSM, since this method does not require systematic or random sampling of the survey region with uniform coverage. DSM was used to predict the abundance of small cetacean clusters (striped, common, and bottlenose dolphins) [27,32] as a function of covariates that included SST; CHL; as well as topographic variables such sea floor depth, slope %, distance from coast, and distance from isobaths of 200 m.

DSMs model distance sampling line transect survey data using GAMs to identify the most important environmental variables explaining abundance patterns [27]. GAMs, like Generalized Linear Models (GLMs), use a link function to establish a relationship between the mean of the response variable and a "smoothed" function but can deal with highly nonlinear and nonmonotonic relationships between the response and the set of explanatory variables [45]. A two-stage methodological approach was applied for DSM according to Miller et al. (2013) [32]. Firstly, a detection function was fitted to the distance data. Half-normal and hazard rate detection functions were fitted to include observation-level covariates (sea states and animal clusters) that may have affected the detectability of clusters [19]. At the second stage, transects were divided into segments of approximately 1 km and the generalized additive

model was fitted [45] to predict cluster abundances per transect segment, as a function of environmental and topographic covariates. A Horvitz–Thompson-like estimator was applied to estimate abundances in transect segments [46]. The goodness-of-fit statistics of each detection function was assessed with the Cramer–von-Mises and the Kolmogorov–Smirnov tests [19]. The best detection function was selected using the Akaike Information Criterion (AIC) [47]. All calculations were performed in R 3.6 [48], using the package “Distance” version 0.9.8 [49].

Data were analyzed with the multiple covariate distance sampling approach using the “Distance” [49] library of R 3.6 statistical language [48]. For the analysis, transect lines were split, in order to correspond to each environmental variable resolution, into contiguous segments of 1 km [32]. The expected abundance in each segment was modeled with Tweedie or a negative binomial distribution as a function of the covariates SST, CHL, depth, slope %, distance from coast, and distance from isobaths of 200 m [10]. The Tweedie distribution offers a flexible alternative to the quasi-Poisson and negative binomial distributions, as a response distribution when modeling count data [50]. To ensure that models were not overfitted, we removed variables that had values of $p > 0.05$ for bottlenose and common dolphins and values of $p > 0.1$ for striped dolphins in order to conclude more than one smoothing function, and then we refitted the models to ensure that all remaining variables had significant p -values [51,52].

We applied a variety of established metrics to compare the performance of the models built with the six different sets of predictors (SST, CHL, depth, slope %, distance from coast, and distance from isobaths of 200 m), including AIC, REML score, the percentage of explained deviance, and visual inspection of predicted and observed distributions during our cetacean surveys. Each of these models was then used to produce a final prediction on 4 km resolution grids responsive to a finer resolution of tested environmental factors.

3. Results

3.1. Three Main Dolphin Species Occurrence

In a total of 5333 km of visual transects conducted under favorable environmental conditions, we recorded 137 small cetacean clusters (Figure 2) (68 of striped dolphin, 22 of common dolphin, 17 of bottlenose dolphin, and 30 of unidentified species).

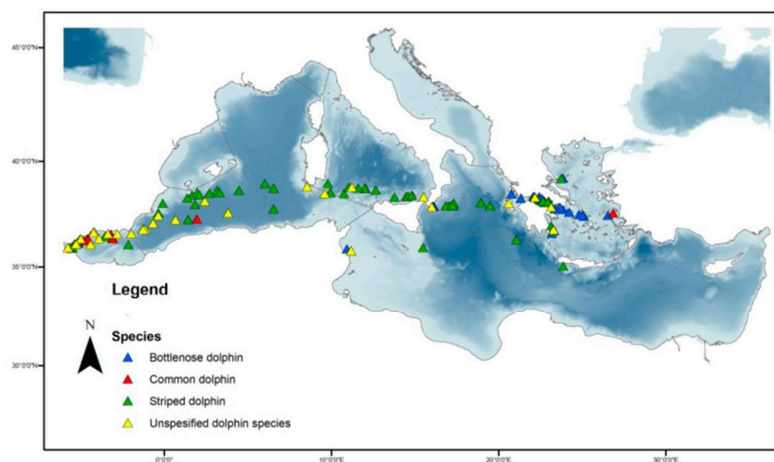


Figure 2. Distribution of visual mammal clusters observations. Each species is shown by a different color.

3.2. Detection Function

To fit the detection function, all data were pooled in order to obtain robust estimates [41], whereas all three species share similar body size and sighting characteristics [53]. We selected a hazard rate key function (Figure 3a) with no adjustment terms with sea state (in Beaufort scale) and cluster size as covariates at the observation level by AIC. Observed distances were truncated at 500 m, based on the visual inspection of the histogram of distances [41], as well as comparing test statistics from the Cramer–von-Mises and Kolmogorov–Smirnov goodness-of-fit tests (Figure 3b). The average detection probability was 0.09, and the coefficient of variation was 0.26.

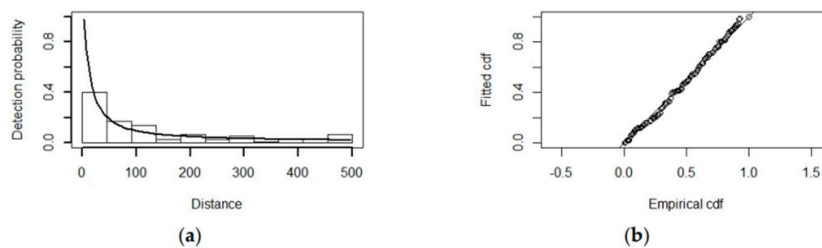


Figure 3. Plot of the fitted detection function (a) and goodness-of-fit plot (b) for the hazard rate model with sea state and cluster size as covariates.

3.3. Density Surface Models and Predictions

3.3.1. Striped Dolphin

The density surface model with a Tweedie distribution and significant variables of bottom depth and distance from isobaths of 200 m provided the best fit for our data according to established criteria (Figure 4). The model predicted the total occurrence of 137.235 (95% CI = 72.638–259.280) individuals in the study area (Figure 5). The coefficient of variation from the GAM was 0.197 and the total coefficient of variation calculated with the delta method was 0.333. Deviance was explained at 10.1% for the model, with p -values of 6.54×10^{-7} and 0.088 for depth and distance from 200 m isobaths, respectively. Smooth functions for depth and distance from 200 m isobaths remained in the final fitted model (Figure 6).

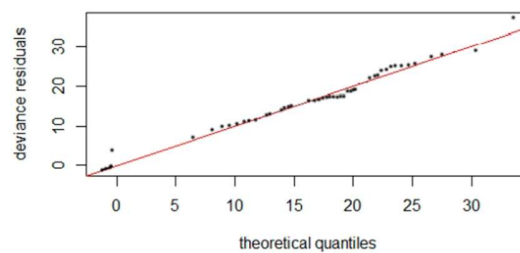


Figure 4. Quantile–quantile plot with Tweedie response distribution and the variables depth and distance from 200 m isobaths.

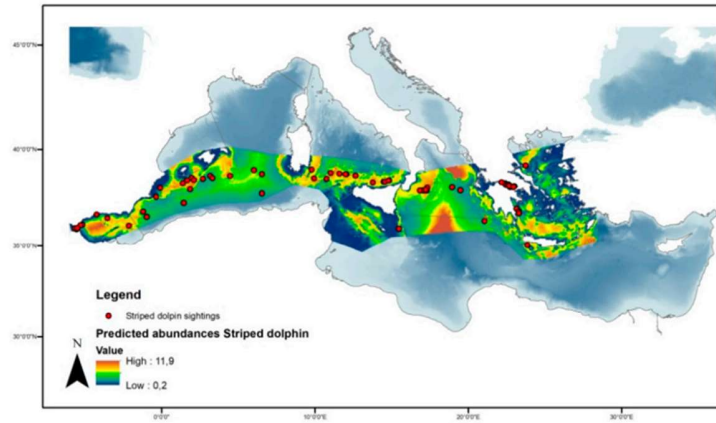


Figure 5. Spatial prediction of abundance for striped dolphins per cell in the studied area.

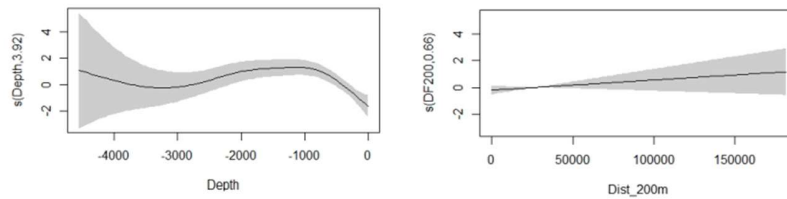


Figure 6. Smooth functions for depth and distance from 200 m isobaths. Grey shading corresponds to 95% confidence levels, and numbers in brackets on the vertical axis labels give the effective degrees of freedom of the term.

3.3.2. Bottlenose Dolphin

The bottlenose dolphins from a series of models that best fit the density surface model with a negative binomial distribution and addressing significant variables of latitude, longitude, and depth are illustrated in Figure 7. The model predicted the occurrence of 11.353 (95% CI = 3.218–40.047) individuals in the study area (Figure 8) with the deviance explained at 53.8% and *p*-values of 0.0012 and 0.0008 for latitude/longitude and depth, respectively. The coefficient of variation from the GAM was 0.663 and the total coefficient of variation calculated with the delta method was 0.716.

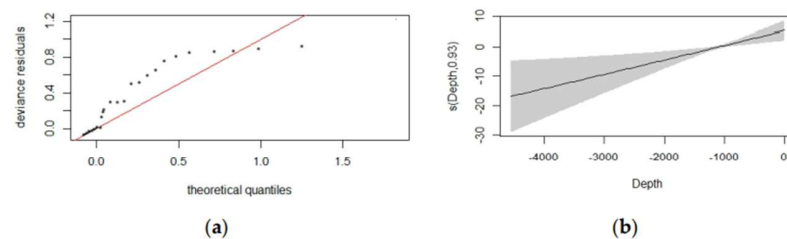


Figure 7. Quantile–quantile plot with negative binomial response distribution and the variables latitude, longitude, and depth (a). Smooth function is for depth (b). Grey shading corresponds to 95% confidence levels, and the numbers in brackets on the vertical axis labels give the effective degrees of freedom of the term.

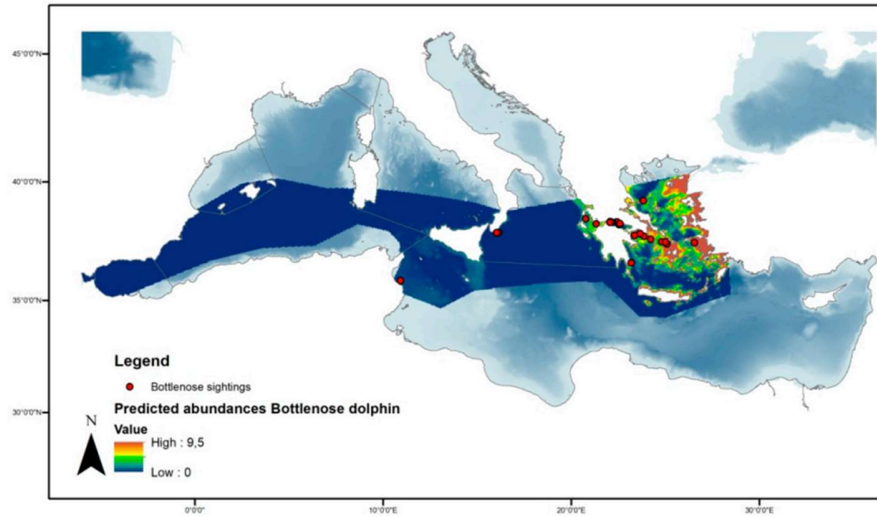


Figure 8. Spatial prediction of abundance for bottlenose dolphins per cell in the studied area.

3.3.3. Common Dolphin

According to our dataset for common dolphin, the density surface model with a Tweedie distribution and significant variables of latitude, longitude, and chlorophyll provided the best fit in comparison with the negative binomial (Figure 9). The model predicted the occurrence of 13,710 (95% CI = 58.68–32,033) individuals in the study area (Figure 10) with the deviance explained at 29.8% and p -values of 0.0067 and 0.0011 for latitude/longitude and CHL, respectively. The coefficient of variation from the GAM was 0.366 and the total coefficient of variation calculated with the delta method was 0.454.

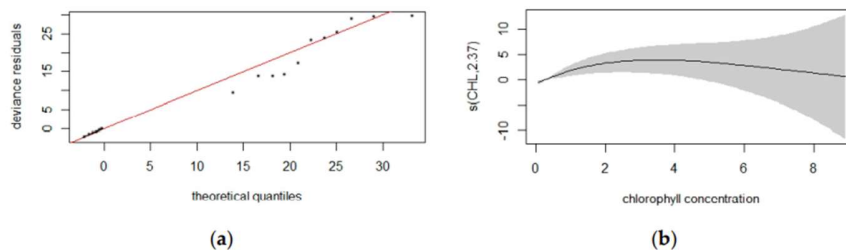


Figure 9. Quantile–quantile plot with Tweedie response distribution and the variables latitude, longitude, and chlorophyll (a). Smooth function for chlorophyll concentration (b). Grey shading corresponds to 95% confidence levels, and the numbers in brackets on the vertical axis labels give the effective degrees of freedom of the term.

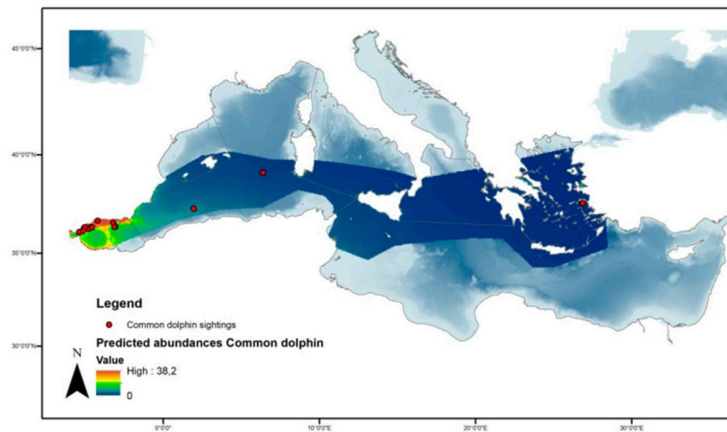


Figure 10. Spatial prediction of abundance for common dolphins per cell in the studied area.

4. Discussion

Models for spatial abundance prediction of marine mammals such as DSMs constitute a novel approach with a series of applications [27,32]. Spatial and temporal studies in the context of conservation, as well as biogeography of endangered marine mammals give extra tools, not only for a better understanding of the spatial and temporal deviance in abundance and density of the species [28,54–57] but also for monitoring these populations [31]. Furthermore, field survey data from such a wide area like the Mediterranean basin at spatial and temporal levels promote biogeographic approaches for low-density abundant species [55]. As distribution and abundance are influenced by a series of variables that are mostly difficult to obtain at a vast scale, DSMs can be characterized as comprehensively predictive rather than explanatory, suggesting the potential covariates that significantly affect spatial distribution [54]. However, spatial abundance and distribution predictions may propose the establishment of important areas for marine mammals (IMMAs) and environmental variables that affect distribution, helping in this way the protection of habitats from a series of activities such as marine traffic [56], military training, or seismic surveys.

For the analysis of valuable cetacean survey data, a series of spatial statistical models has been developed, including spatially referenced covariates related with environmental predictor variables. A series of ecological niche models with a variety of approaches, such as species distribution, habitat distribution, or climatic envelope models, are different covariates for similar mechanistic or correlative models [34]. Particularly, SDMs develop empirical approaches correlated with field observations and environmental predictor variables, based on statistically or theoretically derived response factors [26,28]. Despite the challenges that SDMs face, modeling marine biota can be a sufficient method to obtain valuable information about phylogeographic patterns, especially in combination with genetic approaches [31]. Species habitat models also constitute spatial models which include habitat variables, allowing more reliable predictions of densities than traditional transect line analysis [29]. DSMs combine spatial modeling techniques involving not only environmental factors as explanatory variables but also distance sampling methodology, thus constructing a final model of two or more stages of abundance with a detection function to correct uncertainties [27].

The present study focused on a wide study area of high importance, namely, the Mediterranean basin, in order to combine sighting data from distance sampling with environmental or biogeographical variables. The limitations were related to uncertainty, such as temporal variability of environmental variables. Despite the fact that all environmental variables are according to the specific date of sampling for each transect, the optimum time frame could not be negligible. This temporal transition between

different seasons may affect factors such as SST being statistically revealed as significant in our models. Bibliographically speaking, unavailable variables such as the occurrence of prey may affect the fine-scale species distribution [58,59]. Furthermore, one of the main limitations concerning the model-based analysis used is the risk of bias in abundance estimation due to model misspecification [27]. Regarding the distribution and abundance of rare species such as bottlenose and striped dolphins in our study, conclusions about the predictions need to be taken into account with caution due to a limited series of sightings. Nevertheless, our presented novel findings were subjected to fine, robust goodness-of-fit statistics and should be regarded as such, adding great value to the biogeography of marine mammals' abundance in the Mediterranean.

The purely fitted models of the dataset took into account only significant explanatory variables in order to prevent overfitting [54]. However, despite the extended study area, due to reasons described by [54], our density surface maps showed that such models could capture important explanatory variables in distribution patterns. The striped dolphin was found to constitute the dominant species, with its consistent presence in most regions of the Mediterranean basin. Important factors that seem to favor its constant spatial distribution are depth and the distance from 200 m isobaths, a fact which is in accordance with similar previous studies [5,10]. This pattern was indeed seen elsewhere, where species behavior showed a local population structure, implying a differential ecology between inshore and offshore populations [2]. Moreover, it has also been suggested that striped dolphins prefer habitats deeper than 300 m [13,60], which was correctly verified from the significance of the depth variable in our model.

Predictions of abundance regarding the common dolphin pinpoint the Alboran Sea as an important hot spot. Significant population abundance in the Alboran Sea seems to be related to an important feeding and breeding ground [6,61]. This fact could also be explained by the area's high primary productivity, as indeed chlorophyll appeared to significantly influence our model. An established difference in the primary productivity of the eastern Mediterranean basin considered as oligotrophic, compared specifically with the western part in the Alboran Sea, is well documented [62]; this biogeographic pattern may also reflect recorded differences in feeding grounds of the common dolphin.

The biogeography of marine mammals could be shaped by evolutionary or ecological forces and influenced by environmental instabilities, moreover by direct anthropogenic pressure. The three species in question in our study displayed clear-cut differences regarding the environmental variables that affect their distribution in large-scale modeling. Striped and bottlenose dolphins, for instance, have similarities in structural patterns revealing genetic distributions throughout their main boundaries in the Mediterranean [1]. With depth and distance from isobaths of 200 m being the main significant variables, the distribution of the striped dolphin displayed a wide population spread in almost every longitude of the studied area, in contrast to the bottlenose dolphin. Common dolphin, on the other hand, seems to be significantly influenced by chlorophyll concentrations. Moura et al. (2013) [58] recorded the significant relationship between primary productivity and common dolphin presence in their models, proposing the potential effect of prey. Therefore, these kinds of variations in environmental factors or physical characteristics that can affect the differential distribution between the three species may reveal divergent tolerances to changes in prey availability; the latter could be proposed as a likely case scenario for the decline of common dolphin populations in the central and eastern Mediterranean [1].

In a relevant larger spatial scale, it is worth mentioning that it was evidenced that bottlenose and common dolphin species had differential longitude preferences. Our findings backup the robust significant effect in spatial distribution of the static variables latitude and longitude for the bottlenose and common dolphins, while the variable depth seemed to be more informative for the striped and bottlenose dolphins. Since the Mediterranean Sea can be separated into western and eastern parts of the basin with well-documented divergent ecological characteristics [63], one could safely suggest divergent population dynamics strategies. Noteworthy is the fact that striped dolphins between the western and eastern parts of the Mediterranean display divergent genetic clusters, resulting from

complex migration patterns and demographic scenarios, which may also be reflected by different ecological characteristics [2,4].

5. Conclusions

Among the dynamic variables SST and CHL, the CHL variable seemed to affect only the distribution of the common dolphin, a fact that may be interpreted from the documented higher primary productivity in the Alboran Sea [62]. Interestingly, the variable SST did not appear to significantly affect any of the Delphinidae species in our models. This fact, in our findings, may have been due to the small variation of SST in our study area corresponding to the habitat preferences of the species in question. Additionally, recorded differences in spatial distribution due to sea temperature variations may not reflect any habitat requirements but may be mostly due to different prey preferences [64]. According to our data, the bottom slope did not appear to correlate firmly with spatial distribution, which has been previously stated in the literature [20,65,66], a fact which is in contrast with depth. The latter may reveal that the habitat type is also related to disturbance from nearshore human activities [11]. The bottlenose dolphin seems to prefer mostly coastal habitats with depths around the isobaths of 100 m, a fact that is probably affected by their feeding strategies [11,67].

The present dataset that was acquired with the use of small catamarans adopting the basic principles of random distance sampling, despite the limited detection probability, may constitute an important key tool in monitoring marine mammal population divergent structures, confronting human pressure activities and climate change consequences. Data from surveys focused on Marine Protected Areas (MPAs) under sheer surveillance or ecotouristic approaches can provide, under certain conditions and circumstances, significant datasets for scientific analysis. Null hypotheses such as declining fish stocks, marine litter pollution, maritime traffic, direct killing, fishery bycatch, underwater noise pollution, and seismic surveys constitute and will continue to remain challenges which will lead, one way or another, to the evolution of adapted species and, at the same time, will enhance our efforts to monitor marine mammals in order to conserve natural resources.

Comparing species abundance can be challenging due to the fact that species communities often comprise many different aspects of abundance profiles, such as predation [68], social structure [69], kinship associations, demographic dynamics [4], and evolutionary forces. Further, different environments could drive different population structures in a widely distributed species in a given area [70].

Author Contributions: All authors have read and agree to the published version of the manuscript. Conceptualization, G.K.; G.A.G.; A.E.; Data curation, G.K.; G.A.G.; I.A.G. and A.E.; Formal analysis, G.K.; G.A.G.; and A.E.; Investigation, G.K.; G.A.G.; I.A.G.; P.M.; M.K. and A.E.; Methodology, G.K.; G.A.G.; I.A.G.; and A.E.; Project administration, G.K.; G.A.G.; and A.E.; Resources, G.K.; G.A.G.; and A.E.; Software, G.K.; G.A.G.; and A.E.; Supervision, A.E.; Visualization, G.K.; Writing—original draft, G.K.; G.G.A. and A.E.; Writing—review & editing, G.K.; G.A.G.; I.A.G.; P.M.; M.K.; and A.E.

Funding: This research was cofinanced by Greece and the European Union (European Social Fund—ESF) through the Operational Program “Human Resources Development, Education and Lifelong Learning 2014–2020” in the context of the project “Biomonitoring of marine mammals in Eastern Mediterranean” (MIS 5005612).

Acknowledgments: Data were collected using software (Logger 2010) developed by the International Fund for Animal Welfare (IFAW) to promote benign and noninvasive research.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

- Natoli, A.; Birkun, A.; Aguilar, A.; Lopez, A.; Hoelzel, A.R. Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **2005**, *272*, 1217–1226. [[CrossRef](#)]
- Gaspari, S.; Azzelino, A.; Airoidi, S.; Hoelzel, A.R. Social kin associations and genetic structuring of striped dolphin populations (*Stenella coeruleoalba*) in the Mediterranean Sea. *Mol. Ecol.* **2007**, *16*, 2922–2933. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

3. Gaspari, S.; Holcer, D.; Mackelworth, P.; Fortuna, C.; Frantzis, A.; Genov, T.; Vighi, M.; Natali, C.; Rako, N.; Banchi, E.; et al. Population genetic structure of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Adriatic Sea and contiguous regions: Implications for international conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2013**, *25*, 212–222. [CrossRef]
4. Gkafas, G.; Exadactylos, A.; Rogan, E.; Raga, J.; Reid, R.; Hoelzel, R. Biogeography and temporal progression during the evolution of striped dolphin population structure in European waters. *J. Biogeogr.* **2017**, *44*, 2681–2691. [CrossRef]
5. Notarbartolo di Sciarra, G.; Venturino, M.C.; Zanardelli, M.; Bearzi, G.; Borsani, J.F.; Cavalloni, B. Cetaceans in the central Mediterranean Sea: Distribution and sighting frequencies. *Boll. Zool.* **1993**, *60*, 131–138. [CrossRef]
6. Bearzi, G.; Reeves, R.R.; Notarbartolo di Sciarra, G.; Politi, E.; Cañadas, A.; Frantzis, A.; Mussi, B. Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev.* **2003**, *33*, 224–252. [CrossRef]
7. Bearzi, G.; Holcer, D.; Notarbartolo di Sciarra, G. The role of historical dolphin takes and habitat degradation in shaping the present status of northern Adriatic cetaceans. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2004**, *14*, 363–379. [CrossRef]
8. Evans, P.G.H.; Hammond, P.S. Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Rev.* **2004**, *34*, 131–156. [CrossRef]
9. Bearzi, G.; Politi, E.; Agazzi, S.; Bruno, S.; Costa, M.; Bonizzoni, S. Occurrence and present status of coastal dolphins (*Delphinus delphis* and *Tursiops truncatus*) in the eastern Ionian Sea. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2005**, *15*, 243–257. [CrossRef]
10. Gannier, A. Summer distribution and relative abundance of delphinids in the Mediterranean Sea. *Rev. Ecol.* **2005**, *60*, 223–238.
11. Carlucci, R.; Fanizza, C.; Cipriano, G.; Paoli, C.; Russo, T. Modeling the spatial distribution of the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of Taranto (northern Ionian Sea, central-eastern Mediterranean Sea). *Ecol. Indic.* **2016**, *69*, 707–721. [CrossRef]
12. Giménez, J.; Cañadas, A.; Ramírez, F.; Afán, I.; García-Tiscar, S.; Fernández-Maldonado, C.; Castillo, J.J.; de Stephanis, R. Intra- and interspecific niche partitioning in striped and common dolphins inhabiting the southwestern Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2017**, *567*, 199–210. [CrossRef]
13. Bonizzoni, S.; Furey, N.B.; Santostasi, N.L.; Eddy, L.; Valavanis, V.D.; Bearzi, G. Modelling dolphin distribution within an Important Marine Mammal Area in Greece to support spatial management planning. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2019**, *29*, 1665–1680. [CrossRef]
14. Coll, M.; Piroddi, C.; Steenbeek, J.; Kaschner, K.; Lasram, F.B.R.; Aguzzi, J.; Ballesteros, E.; Bianchi, C.N.; Corbera, J.; Dailianis, T.; et al. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* **2010**, *5*, e11842. [CrossRef] [PubMed]
15. IUCN. *Final Report of the Workshop: First IMMA Regional Workshop for the Mediterranean, Chania, Greece, 24–28 October 2017*; Marine Mammal Protected Area Task Force of the International Union for Conservation of Nature: Gland. Available online: <http://www.marinemammalhabitat.org/download/report-regional-workshop-medi-terranean-important-marine-mammal-areas/> (accessed on 25 September 2019).
16. Millot, C.; Taupier-Letage, I. Circulation in the Mediterranean Sea. In *The Hand-Book of Environmental Chemistry. The Natural Environment and the Biological Cycles*; Springer: Berlin, Germany, 2005; pp. 29–66. Volume 5, Part K. [CrossRef]
17. Curry, B.E. *Advances in Marine Biology* 70; Academic Press: London, UK, 2015; p. 318.
18. Notarbartolo di Sciarra, G.; Birkun, A., Jr. *Conserving Whales, Dolphins and Porpoises in the Mediterranean and Black Seas: An ACCOBAMS Status Report, 2010*; ACCOBAMS: Monaco City, Monaco, 2010; p. 212.
19. Bearzi, G.; Fortuna, C.; Reeves, R. *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation). In *The IUCN Red List of Threatened Species 2012*; e.T16369383A16369386; IUCN: Gland, Switzerland, 2012. [CrossRef]
20. Cañadas, A.; Sagarminaga, R.; Garcia-Tiscar, S.A. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep-Sea Research Part I. Oceanogr. Res. Pap.* **2002**, *49*, 2053–2073. [CrossRef]
21. Hammond, P.S.; Bearzi, G.; Bjørge, A.; Forney, K.; Karczmarski, L.; Kasuya, T.; Wilson, B. *Stenella coeruleoalba*. In *IUCN Red List of Threatened Species 2008*; Version 2010.4; IUCN: Gland, Switzerland, 2010.

22. Azzellino, A.; Fossi, M.C.; Gaspari, S.; Lanfredi, C.; Lauriano, G.; Marsili, L.; Panigada, S.; Podestà, M. An index based on the biodiversity of cetacean species to assess the environmental status of marine ecosystems. *Mar. Environ. Res.* **2014**, *100*, 94–111. [CrossRef] [PubMed]
23. ACCOBAMS. Resolution 6.13. Comprehensive cetacean population estimates and distribution in the ACCOBAMS area (monitoring of cetacean distribution, abundance and accobams survey initiative). 2016. Available online: <http://www.accobams.org/> (accessed on 20 August 2019).
24. IUCN. *Initial Guidance on the Use of Selection Criteria for the Identification of Important Marine Mammal Areas (IMMAs)*; Marine Mammal Protected Area Task Force of the International Union for Conservation of Nature: Gland, Switzerland, 2016; Available online: <http://www.marinemammalhabitat.org/download/imm-guidance-document-october-2016/> (accessed on 1 September 2019).
25. Buckland, S.T.; Anderson, D.R.; Burnham, K.P.; Laake, J.L.; Borchers, D.L.; Thomas, L. *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Population*; Oxford University Press: New York, NY, USA, 2004.
26. Guisan, A.; Zimmermann, N.E. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* **2000**, *135*, 147–186. [CrossRef]
27. Hedley, S.L.; Buckland, S.T. Spatial models for line transect sampling. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* **2004**, *9*, 181–199. [CrossRef]
28. Guisan, A.; Thuiller, W. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* **2005**, *8*, 993–1009. [CrossRef]
29. Redfern, J.V.; Ferguson, M.C.; Becker, A.E.; Hyrenbach, K.D.; Good, C.; Barlow, J.; Kaschner, K.; Baumgartner, M.F.; Forne, K.A.; Balance, L.T.; et al. Techniques for cetacean-habitat modeling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2006**, *310*, 271–295. [CrossRef]
30. Ready, J.; Kaschner, K.; South, A.B.; Eastwood, P.D.; Rees, T.; Rius, J.; Agbayani, E.; Kullander, S.; Froese, R. Predicting the distributions of marine organisms at the global scale. *Ecol. Model.* **2010**, *221*, 467–478. [CrossRef]
31. Dambach, J.; Rödder, D. Applications and future challenges in marine species distribution modeling. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2011**, *21*, 92–100. [CrossRef]
32. Miller, D.L.; Burt, M.L.; Rexstad, A.E.; Thomas, L. Spatial models for distance sampling data: Recent developments and future directions. *Methods Ecol. Evol.* **2013**, *4*, 1001–1010. [CrossRef]
33. Marshall, C.E.; Glegg, G.A.; Howell, K.L. Species distribution modelling to support marine conservation planning: The next steps. *Mar. Policy* **2014**, *45*, 330–332. [CrossRef]
34. Sillero, N. What does ecological modelling model? A proposed classification of ecological niche models based on their underlying methods. *Ecol. Model.* **2011**, *8*, 1343–1346. [CrossRef]
35. Guisan, A.; Lehmann, A.; Ferrier, S.; Austin, M.; Overton, J.M.C.; Aspinall, R.; Hastie, T. Making better biogeographical predictions of species' distributions. *J. Appl. Ecol.* **2006**, *43*, 386–392. [CrossRef]
36. Thomas, L.; Buckland, S.T.; Rexstad, A.E.; Laake, J.L.; Strindberg, S.; Hedley, S.L.; Bishop, J.R.; Marques, T.A.; Burnham, K.P. Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *J. Appl. Ecol.* **2010**, *47*, 5–14. [CrossRef]
37. Buckland, S.T.; Rexstad, A.E.; Marques, T.A.; Oedekoven, C.S. *Distance Sampling: Methods and Applications*; Springer: Cham, Switzerland, 2015.
38. Miller, D.L.; Rexstad, E.; Burt, L.; Bravington, M.V.; Hedley, S. Density Surface Modelling of Distance Sampling Data. 2019. Version 2.2.17. Available online: <https://cran.r-project.org/web/packages/dsm/index.html> (accessed on 1 October 2019).
39. Bouchet, P.J.; Miller, D.L.; Roberts, J.J.; Mannocci, L.; Harris, C.M.; Thomas, L. *From Here and Now to There and Then: Practical Recommendations for Extrapolating Cetacean Density Surface Models to Novel Conditions*; Technical report 2019-01 v1.0; Centre for Research into Ecological & Environmental Modelling (CREEM), University of St Andrews: St Andrews, UK, 2019; p. 59.
40. Buckland, S.T.; Anderson, D.R.; Burnham, K.P.; Laake, J.L. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*; Chapman & Hall: London, UK, 1993.
41. Buckland, S.T.; Anderson, D.R.; Burnham, K.P.; Laake, J.L.; Borchers, D.L.; Thomas, L. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*; Oxford University Press: New York, NY, USA, 2001.
42. NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group. *Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) Ocean Color Data*; NASA OB.DAAC: Greenbelt, MD, USA, 2014. [CrossRef]
43. ESRI. *ArcGIS Desktop: Release 10*; Environmental Systems Research Institute: Redlands, CA, USA, 2011.

44. EMODnet Bathymetry Consortium. EMODnet Digital Bathymetry (DTM). 2018. Available online: <https://doi.org/10.12770/18ff0d48-b203-4a65-94a9-5fd8b0ec35f6> (accessed on 14 September 2018). [CrossRef]
45. Wood, S.N. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*, 2nd ed.; Chapman and Hall/CRC: London, UK, 2017.
46. Borchers, D.L.; Buckland, S.T.; Goedhart, P.W.; Clarke, E.D.; Hedley, S.L. Horvitz-Thompson estimators for double-platform line transect surveys. *Biometrics* **1998**, *54*, 1221–1237. [CrossRef]
47. Burnham, K.P.; Anderson, D.R. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, 2nd ed.; Springer: Berlin, Germany, 2002.
48. R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2019.
49. Miller, D.L.; Rexstad, E.; Thomas, L.; Marshall, L.; Laake, J.L. Distance Sampling in R. *J. Stat. Softw.* **2019**, *89*, 1–28. [CrossRef]
50. Candy, S. Modelling catch and effort data using generalised linear models, the Tweedie distribution, random vessel effects and random stratum-by-year effects. *CCAMLR Sci.* **2004**, *11*, 59–80.
51. Roberts, J.J.; Best, B.D.; Mannocci, L.; Fujioka, E.; Halpin, P.N.; Palka, D.L.; Garrison, L.P.; Mullin, K.D.; Cole, T.V.N.; Khan, C.B.; et al. Habitat-based cetacean density models for the U.S. Atlantic and Gulf of Mexico. *Sci. Rep.* **2016**, *6*, 22615. [CrossRef] [PubMed]
52. Redfern, J.V.; Moore, T.J.; Fiedler, P.C.; de Vos, A.; Brownell, R.L., Jr.; Forney, K.A.; Becker, A.E.; Ballance, L.T. Predicting cetacean distributions in data-poor marine ecosystems. *Divers. Distrib.* **2017**, *23*, 394–408. [CrossRef]
53. Whitt, A.D.; Powell, J.A.; Richardson, A.G.; Bosyk, J.R. Abundance and distribution of Marine mammals in nearshore waters off New Jersey, USA. *J. Cetacean Res. Manag.* **2015**, *15*, 45–59.
54. Cañadas, A.; Hammond, P.S. Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: Implications for conservation. *Endanger. Species Res.* **2008**, *4*, 309–331. [CrossRef]
55. Becker, E.; Foley, D.G.; Forney, K.; Barlow, J.; Redfern, J.; Gentemann, C.L. Forecasting cetacean abundance patterns to enhance management decisions. *Endanger. Species Res.* **2012**, *16*, 97–112. [CrossRef]
56. Redfern, J.V.; McKenna, M.F.; Moore, T.; Calambokidis, J.; DeAngelis, M.L.; Becker, A.E.; Barlow, J.; Forney, K.A.; Fiedler, P.C.; Chivers, S.J. Assessing the risk of ships striking large whales in marine spatial planning. *Conserv. Biol.* **2013**, *27*, 292–302. [CrossRef]
57. Karamitros, G.; Gkafas, G.A.; Giantsis, I.A.; Martsikalis, P.; Kavouras, M.; Exadactylos, A. Design-based and model-based estimations of distribution and abundance of dolphin populations in Gulf of Corinth, Hellas. In Proceedings of the 16th International Conference on Environmental Science and Technology (CEST 2019), Rhodes, Greece, 4–7 September 2019.
58. Moura, A.E.; Natoli, A.; Rogan, E.; Hoelzel, A.R. Atypical panmixia in a European dolphin species (*Delphinus delphis*): Implications for the evolution of diversity across oceanic boundaries. *J. Evol. Biol.* **2013**, *26*, 63–75. [CrossRef]
59. Giannoulaki, M.; Markoglou, E.; Valavanis, V.D.; Alexiadou, P.; Cucknell, A.C.; Frantzis, A. Linking small pelagic fish and cetacean distribution to model suitable habitat for coastal dolphin species, *Delphinus delphis* and *Tursiops truncatus*, in the Greek Seas (Eastern Mediterranean). *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2017**, *27*, 436–451. [CrossRef]
60. Becker, E.; Forney, K.; Redfern, J.; Barlow, J.; Jacox, M.; Roberts, J.; Palacios, D. Predicting cetacean abundance and distribution in a changing climate. *Divers. Distrib.* **2019**, *25*, 626–643. [CrossRef]
61. Bearzi, G. *Delphinus delphis*. In *The IUCN Red List of Threatened Species 2012*; e.T6336A16236707; IUCN: Gland, Switzerland, 2012.
62. Bosc, E.; Bricaud, A.; Antoine, D. Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Glob. Biogeochem. Cycles* **2004**, *18*. [CrossRef]
63. Norabartolo di Sciarra, G. *Guida dei Mammiferi Marini del Mediterraneo*; Muzzio editore: Padova, Italy, 1994.
64. MacLeod, C.D.; Weir, C.R.; Begoña Santos, M.; Dunn, T.E. Temperature-based summer habitat partitioning between white-beaked and common dolphins around the United Kingdom and Republic of Ireland. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* **2008**, *88*, 1193–1198. [CrossRef]

65. Cañadas, A.; Sagarmínaga, R.; De Stephanis, R.; Urquiola, E.; Hammond, P.S. Habitat preference modelling as a conservation tool: Proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2005**, *15*, 495–521. [[CrossRef](#)]
66. Azzellino, A.; Panigada, S.; Lanfredi, C.; Zanardelli, M.; Airoidi, S.; Notarbartolo di Sciara, G. Predictive habitat models for managing marine areas: Spatial and temporal distribution of marine mammals within the Pelagos Sanctuary (Northwestern Mediterranean sea). *Ocean Coast. Manag.* **2012**, *67*, 63–74. [[CrossRef](#)]
67. Brotons, J.M.; Grau, A.M.; Rendell, L. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Mar. Mammal Sci.* **2008**, *24*, 112–127. [[CrossRef](#)]
68. Hoelzel, A.R. Evolution of population structure in marine mammals. In *Population Genetics for Animal Conservation*; Bertorelle, G., Bruford, M.W., Hauffe, H.C., Rizzoli, A., Vernesi, C., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2009; pp. 294–319.
69. Natoli, A.; Canadas, A.; Vaquero, C.; Politi, E.; Fernandez-Navarro, P.; Hoelzel, A.R. Conservation genetics of the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea and in the eastern North Atlantic Ocean. *Conserv. Genet.* **2008**, *9*, 1479–1487. [[CrossRef](#)]
70. Moura, A.E.; Nielsen, S.C.A.; Vilstrup, J.T.; Moreno-Mayar, J.V.; Gilbert, M.T.P.; Gray, H.W.I.; Natoli, A.; Möller, L.; Hoelzel, A.R. Recent diversification of a marine genus (*Tursiops* spp.) tracks habitat preference and environmental change. *Syst. Biol.* **2013**, *62*, 865–877. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]



© 2020 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).