

Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου

Σχολή Θετικών και Εφαρμοσμένων Επιστημών

Μεταπτυχιακό Πρόγραμμα Σπουδών
Διαχείριση και Προστασία Περιβάλλοντος

Μεταπτυχιακή Διατριβή



Κατανομή του είδους *Natrix natrix cypriaca*
στη οροσειρά του Τροόδους

Μαριλένα Σταματίου

Επιβλέπων Καθηγητής
Δρ. Σάββας Ζώτος

Μάιος 2022

Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου

Σχολή Θετικών και Εφαρμοσμένων Επιστημών

Μεταπτυχιακό Πρόγραμμα Σπουδών

Διαχείριση και Προστασία Περιβάλλοντος

Μεταπτυχιακή Διατριβή

**Κατανομή του είδους *Natrix natrix cypriaca*
στην οροσειρά του Τροόδους**

Μαριλένα Σταματίου

**Επιβλέπων Καθηγητής
Δρ. Σάββας Ζώτος**

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή υποβλήθηκε προς μερική εκπλήρωση των απαιτήσεων για απόκτηση μεταπτυχιακού τίτλου σπουδών στη Μαριλένα Σταματίου από τη Σχολή Θετικών και Εφαρμοσμένων Επιστημών του Ανοικτού Πανεπιστημίου Κύπρου.

Μάιος 2022

Περίληψη

Το Κυπριακό νερόφιδο (*Natrix natrix cypriaca*) είναι ένα ενδημικό υποείδος της Κύπρου το οποίο συναντάται στην οροσειρά του Τροόδους και τη λίμνη του Παραλιμνίου. Πρόσφατα δεδομένα του 2020 και 2021 από την περιοχή του Τροόδους υποδεικνύουν ότι η κατανομή του είναι αρκετά ευρύτερη από την προηγουμένως βιβλιογραφικά γνωστή.

Χρησιμοποιώντας αυτά τα δεδομένα στην παρούσα διπλωματική διατριβή επιχειρείται η όσο το δυνατόν πληρέστερη μελέτη της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους μέσω μοντέλων κατανομής ειδών (Species Distribution Models - SDM) και ανάλυσης των διαδρομών ελαχίστου κόστους (Least Cost Path Analysis - LCPA) μεταξύ των κέντρων κατανομής του. Το σύνολο των αναλύσεων διεκπεραιώθηκαν τόσο με τη χρήση παροντικών στοιχείων, όσο και για δύο διαφορετικά σενάρια κλιματικής αλλαγής, ένα βέλτιστο (SSP1-2.6) και ένα χειρίστο (SSP5-8.5) για την περίοδο 2070-2100.

Η δημιουργία μοντέλων κατανομής, έγινε μέσω της γλώσσας προγραμματισμού R, ενώ η ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους μέσω του προγράμματος QGIS.

Ιδιαίτερη βαρύτητα δόθηκε στα μοντέλα κατανομής Maxent καθώς και τα μοντέλα Ensemble, τα οποία και λόγω καλύτερης απόδοσης χρησιμοποιήθηκαν για την ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους. Τα αποτελέσματα της μελέτης δείχνουν μια ιδιαίτερα ευρεία κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου στην ανατολική πλευρά της περιοχής του Τροόδους και τονίζουν την εξάρτηση του από τη θερμοκρασία, τη βροχόπτωση και την απόσταση του πληθυσμού του από ποτάμια.

Επιπρόσθετα η σύγκριση των μελλοντικών με τα παροντικά μοντέλα, και για τα δύο μελετώμενα σενάρια κλιματικής αλλαγής υποδεικνύει αναμενόμενο περιορισμό της κατανομής του είδους μέχρι και 50%.

Τέλος, μέσω της παρούσας έρευνας υπογραμμίζεται η σημασία της διεκπεραίωσης περαιτέρω εργασιών πεδίου με σκοπό την επιβεβαίωση της κατανομής η οποία εξάχθηκε από τα αποτελέσματα και επιπρόσθετα η κινητοποίηση των υπευθύνων φορέων για τη προστασία και τη διατήρηση του Κυπριακού νερόφιδου υπό τις πιέσεις της κλιματικής αλλαγής.

Summary

The Cyprus grass snake (*Natrix natrix cypriaca*) is an endemic subspecies of Cyprus with distribution at the Troodos range and the Paralimni lake. Recent information on its Troodos range presence from 2020 and 2021 suggests that the species' distribution is far wider than previously known from relevant sources.

By making use of this information, this thesis is an attempt of studying the distribution of the Cyprus grass snake concerning the Troodos area in the best way possible. The methodology used for this purpose is Species Distribution Modeling (SDM) and Least Cost Path Analysis (LCPA) in order to generate the maximum possible distribution of the species and moreover pinpoint its core areas and the corridors connecting them. The relevant processes of the research made use of both present and future data. Regarding the future, two climate scenarios were used: the quite optimistic SSP1-2.6 and the more pessimistic SSP5-8.5, both for the 2070-2100 period.

The programming language R was used for the construction of the species distribution models, whereas the least cost path analysis was done with the QGIS Open-Source Geographic Information System.

Considering the SDM, great importance was given to the Maxent and Ensemble models, the latter being used for the LCP analysis as they generated a better statistical evaluation.

The results of the present research showcase that indeed, the Cyprus grass snake has a wide range of distribution at the Eastern Troodos range area. The importance of temperature, precipitation and distance from rivers for the studied population is also highlighted by the results. Additionally, comparison of the present and future models predicts an expected reduction in distribution area of up to 50%.

Finally, the results of this research emphasize the need for further field work to validate the modeled distribution and for the immediate action from the relevant organizations in order to protect the Cyprus grass snake and preserve its most important environments.

Ευχαριστίες

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή δεν θα μπορούσε να υλοποιηθεί χωρίς την αξιοποίηση δεδομένων πεδίου από τις εργασίες που διεκπεραίωσε το ίδρυμα Terra Cyrgia, οι οποίες αποτέλεσαν τη βάση περεταίρω ερευνών για την κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου. Σε αυτές συμμετείχαν (αλφαβητικά) οι: Άντρεα Ναζίρη, Έλενα Ερωτοκρίτου, Κούλα Μιχαήλ, Λεύκιος Σεργίδης, Κωνσταντίνος Περικλέους, Στάλω Δημοσθένους και Σωτήρης Μελετίου.

Ήταν επίσης ιδιαίτερα σημαντική η βοήθεια των εθελοντών οι οποίοι κατέστησαν δυνατή την παρούσα έρευνα παρέχοντας δεδομένα κατανομής του είδους (αλφαβητικά): Άνταια Χρήστου, Αθηνά Παπαθεοδούλου, Χριστίνα Κάκουλλη, Γιώργος Σπυριδάκης, Μαίρη Μιχαηλίδου, Μάρκος Χαραλαμπίδης, Μάρθα Πέτρου, Νίκος Κασσίνης, Ντίνος Κόνης, Τάσος Σιαλής, Θεόδουλος Πούλλης, Ζωή Μακρίδου και Zoltan Tolgyesi.

Θέλω να ευχαριστήσω τους φίλους οι οποίοι με υποστήριξαν κατά τη διάρκεια του μεταπτυχιακού μου και βοήθησαν στη διόρθωση της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής (αλφαβητικά): Άρτεμης Διαμαντή, Λευτέρης Παρασύρης, Μαρία Παρασκευοπούλου, Πηνελόπη Μιχαλακοπούλου και Σόνια Μαρκετάκη.

Επίσης ευχαριστώ πολύ τον Δρ. Ιωάννη Βογιατζάκη για την πολύτιμη βοήθεια και καθοδήγηση που παρείχε, ιδιαίτερα κατά τον σχεδιασμό της μεθοδολογίας.

Τέλος, θέλω να εκφράσω θερμές ευχαριστίες στον επιβλέπων καθηγητή μου, Δρ. Σάββα Ζώτο, για την υποστήριξη που παρείχε σε κάθε βήμα του σχεδιασμού και της συγγραφής της παρούσας διατριβής.

Περιεχόμενα

Περίληψη	3
Summary	4
Ευχαριστίες.....	5
Περιεχόμενα	6
Περιεχόμενα Διαγραμμάτων.....	8
Περιεχόμενα Πινάκων.....	10
Περιεχόμενα Φωτογραφιών	11
Περιεχόμενα Χαρτών	12
Κεφάλαιο 1 Εισαγωγή.....	15
1.1 Εισαγωγή.....	15
1.2 Καταγραφή Προβλήματος.....	20
1.3 Σημασία και αναγκαιότητα της μελέτης.....	22
1.4 Σκοπός και στόχοι.....	25
1.5 Διασαφηνίσεις – προσδιορισμός και διατύπωση των κεντρικών εννοιών.....	28
Κεφάλαιο 2 Βιβλιογραφική ανασκόπηση	42
2.1 Το Κυπριακό νερόφιδο	42
2.2 Μοντέλα κατανομής ειδών.....	55
2.3 Ανάλυση Διαδρομών Ελαχίστου Κόστους.....	61
2.4 Συμπεράσματα	67
Κεφάλαιο 3 Μεθοδολογία.....	69
3.1 Αναζήτηση βιβλιογραφίας	70
3.2 Περιοχή μελέτης.....	71
3.3 Δεδομένα κατανομής ατόμων του είδους.....	73
3.4 Περιβαλλοντικές παράμετροι.....	75
3.5 Μελλοντικά σενάρια	78
3.6 Μοντέλα Κατανομής Είδους	81
3.7 Πυρήνες κατανομής.....	83
3.8 Επίπεδο αντίστασης.....	85
3.9 Διαδρομές ελαχίστου κόστους.....	87
3.10 Ανάλυση και επεξεργασία δεδομένων.....	88

Κεφάλαιο 4	Αποτελέσματα	91
4.1	Μοντέλα κατανομής είδους.....	91
4.2	Έκταση κατανομής είδους.....	107
4.3	Ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους	114
Κεφάλαιο 5	Συζήτηση.....	122
5.1	Συζήτηση	122
5.2	Περιορισμοί της μελέτης	154
5.3	Συμπεράσματα	156
5.4	Εισηγήσεις.....	160
Κεφάλαιο 6	Βιβλιογραφία	162
Κεφάλαιο 7	Παραρτήματα	174
	ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι: ΘΕΣΕΙΣ ΚΑΤΑΓΡΑΦΗΣ ΕΙΔΟΥΣ	175
	ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙ: ΚΩΔΙΚΕΣ ΜΟΝΤΕΛΩΝ ΚΑΤΑΝΟΜΗΣ ΕΙΔΩΝ.....	177
	ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙΙ: ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΑΛΓΟΡΙΘΜΩΝ ΜΟΝΤΕΛΩΝ ΚΑΤΑΝΟΜΗΣ.....	202
	ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙV: ΚΩΔΙΚΑΣ HABITAT SUITABILITY/RESISTANCE	205
	ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ V: ΚΟΣΤΗ ΚΑΙ ΑΠΟΣΤΑΣΕΙΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ ΔΙΑΔΡΟΜΩΝ	211
	ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ VI: ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΟΙ ΤΗΣ ΠΕΡΙΟΧΗΣ ΜΕΛΕΤΗΣ	218

Περιεχόμενα Διαγραμμάτων

Διάγραμμα 1.1: Κατηγορίες κινδύνου εξαφάνισης της Κόκκινης Λίστας IUCN. (IUCN, 2021).....	38
Διάγραμμα 3.1: Προβλεπόμενη αύξηση της θερμοκρασίας μέχρι το 2100 (Pörtner, et al., 2022)...	80
Διάγραμμα 4.1: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων με βάση τις παρούσες περιβαλλοντικές συνθήκες όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Maxent.	97
Διάγραμμα 4.2: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων με βάση τις παρούσες περιβαλλοντικές συνθήκες όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Ensemble.....	98
Διάγραμμα 4.3: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (SSP1.-2.6) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Maxent.....	99
Διάγραμμα 4.4: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (SSP1.-2.6) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Ensemble.....	100
Διάγραμμα 4.5: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (SSP5.-8.5) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Maxent.....	101
Διάγραμμα 4.6: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (SSP5.-8.5) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Ensemble.....	102
Διάγραμμα 4.7: Καμπύλες ανταπόκρισης με βάση τις παρούσες περιβαλλοντικές συνθήκες (P) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Ensemble.....	104
Διάγραμμα 4.8: Καμπύλες ανταπόκρισης με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (SSP1.-2.6) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Ensemble.....	105

Διάγραμμα 4.9: Καμπύλες ανταπόκρισης με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (SSP5-8.5) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Ensemble.....	106
Διάγραμμα 5.1: Μέσες τιμές AUC των μεμονωμένων μοντέλων (P, SSP1-2.6, SSP5-8.5).....	125
Διάγραμμα 5.2: Οι τιμές COR οι οποίες λήφθηκαν ανά μοντέλο και περιβαλλοντικό φάκελο.....	127
Διάγραμμα 5.3: Οι τιμές TSS οι οποίες λήφθηκαν ανά μοντέλο και περιβαλλοντικό φάκελο.....	127
Διάγραμμα 5.4: Οι καμπύλες ανταπόκρισης bio01 και bio15 οι οποίες αντιστοιχούν στον παροντικό περιβαλλοντικό φάκελο P.....	130
Διάγραμμα 5.5: Οι καμπύλες ανταπόκρισης των bio12 και bio15 οι οποίες αντιστοιχούν στον μελλοντικό περιβαλλοντικό φάκελο SSP1-2.6.....	131
Διάγραμμα 5.6: Οι καμπύλες ανταπόκρισης των bio15 και οι οποίες αντιστοιχούν στον μελλοντικό περιβαλλοντικό φάκελο SSP5-8.5.....	132
Διάγραμμα 5.7: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων με βάση το μοντέλο καταλληλότητας ενδιαιτήματος.....	135
Διάγραμμα 5.8: Οι καμπύλες ανταπόκρισης της παραμέτρου απόστασης από τα κυρίως ποτάμια και απόστασης από τους κυρίως δρόμους όπως προέκυψαν από το μοντέλο καταλληλότητας ενδιαιτήματος.....	137
Διάγραμμα 5.9: Οι καμπύλες ανταπόκρισης της παραμέτρου απόστασης από τα δευτερεύοντα ποτάμια και απόστασης από τους αυτοκινητοδρόμους όπως προέκυψαν από το μοντέλο καταλληλότητας ενδιαιτήματος.....	137

Περιεχόμενα Πινάκων

Πίνακας 1.1: Κατάλογος με τα φίδια που εμφανίζονται στην Κύπρο.....	16
Πίνακας 1.2: Καθεστώς προστασίας των φιδιών της Κύπρου.....	16
Πίνακας 2.1: Αξιολόγηση της κατάστασης του πληθυσμού του Κυπριακού νερόφιδου.....	52
Πίνακας 3.1: Τα 21 βιοκλιματικά και βιοφυσικά στοιχεία τα οποία χρησιμοποιήθηκαν.....	77
Πίνακας 3.2: Οι μεταβλητές του επιπέδου αντίστασης.....	85
Πίνακας 3.3: Οι αλγόριθμοι οι οποίοι χρησιμοποιήθηκαν για τα μοντέλα κατανομής ειδών.....	88
Πίνακας 3.4: Τα κύρια πακέτα συγγραφής του κώδικα κατανομής ειδών.....	90
Πίνακας 4.1: Στατιστική αξιολόγηση των μοντέλων κατανομής μέσω AUC.....	91
Πίνακας 4.2: Τα μοντέλα τα οποία συμπεριλήφθηκαν στην προσέγγιση Ensemble.....	92
Πίνακας 4.3: Οι κατηγορίες τιμών καθορισμού τεταρτημόριου φακέλων.....	107
Πίνακας 4.4: Η μεταβολή της έκτασης της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου.....	109
Πίνακας 4.5: Οι διαδρομές μεγαλύτερου κόστους από τον παροντικό φάκελο P προς τους μελλοντικούς φακέλους SSP1-2.6 και SSP5-8.5.....	121
Πίνακας 5.1: Ο μέσος όρος των AUC και της απόκλισης την οποία εμφάνισαν τα μεμονωμένα μοντέλα.....	126
Πίνακας 5.2: Το μέσο κόστος και απόσταση διαδρομής μεταξύ των κέντρων κατανομής ανά περιβαλλοντικό φάκελο.....	151

Περιεχόμενα Φωτογραφιών

Φωτογραφία 1.1: Το Κυπριακό νερόφιδο.....	17
Φωτογραφίες 2.1: Σκίτσα του νερόφιδου <i>Tropidonotus natrix</i>	43
Φωτογραφίες 2.2: Νεαρόκαι ενήλικό μελανιστικό Κυπριακό νερόφιδο.....	46
Φωτογραφία 2.3: Λιμνίο με βατράχους.....	47
Φωτογραφίες 2.4: Τυπικά ενδιαιτήματα του Κυπριακού νερόφιδου.....	48
Φωτογραφία 6.1: Το Κυπριακό νερόφιδο.....	159

Περιεχόμενα Χαρτών

Χάρτης 1.1: Οι μέχρι τώρα γνωστές περιοχές κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου.....	18
Χάρτης 1.2: Χάρτης της περιοχής του Τροόδους όπου διεκπεραιώθηκε η μελέτη πεδίου των Zotos, et al., (2021).....	19
Χάρτης 1.3: Ιστορική σύγκριση του κλίματος της Μεσογείου.....	23
Χάρτης 1.4: Η προστατευόμενη περιοχή CY3000008 – Λίμνη Παραλιμνίου	31
Χάρτης 1.5: Η προστατευόμενη περιοχή CY2000005 – Μαδαρή-Παπούτσα.....	32
Χάρτης 1.6: Η προστατευόμενη περιοχή CY2000011 – Ποταμός Περιστερώνας.....	33
Χάρτης 1.7: Η προστατευόμενη περιοχή CY2000010 – Κοιλιάδα Ποταμού Μαρούλλενας.....	34
Χάρτης 1.8: Το Δίκτυο προστατευόμενων περιοχών Natura 2000 της Κύπρου.....	37
Χάρτης 2.1: Η Ευρασιατική κατανομή του γένους <i>Natrix</i>	42
Χάρτης 3.1: Η έκταση της περιοχής μελέτης.....	71
Χάρτης 3.2: Οι επιβεβαιωμένες θέσεις κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου στην περιοχή μελέτης	74
Χάρτης 4.1: Μοντέλο κατανομής τους είδους <i>N.n.cypriaca</i> με βάση τις παρούσες περιβαλλοντικές συνθήκες (P) σύμφωνα με το <i>Maxent</i>	93
Χάρτης 4.2: Μοντέλο κατανομής τους είδους <i>N.n.cypriaca</i> με βάση τις παρούσες περιβαλλοντικές συνθήκες (P) σύμφωνα με το <i>Ensemble</i>	93
Χάρτης 4.3: Μοντέλο κατανομής τους είδους <i>N.n.cypriaca</i> με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (SSP1-2.6) σύμφωνα με το <i>Maxent</i>	94
Χάρτης 4.4: Μοντέλο κατανομής τους είδους <i>N.n.cypriaca</i> με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (SSP1-2.6) σύμφωνα με το <i>Ensemble</i>	94
Χάρτης 4.5: Μοντέλο κατανομής τους είδους <i>N.n.cypriaca</i> με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (SSP5-8.5) σύμφωνα με το <i>Maxent</i>	95
Χάρτης 4.6: Μοντέλο κατανομής τους είδους <i>N.n.cypriaca</i> με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (SSP5-8.5) σύμφωνα με το <i>Ensemble</i>	95

Χάρτης 4.7: Κατηγοριοποίηση των τιμών του παροντικού μοντέλου <i>Ensemble</i> (Φάκελος <i>P</i>) σε τεταρτημόρια.....	108
Χάρτης 4.8: Κατηγοριοποίηση των τιμών του μελλοντικού μοντέλου <i>Ensemble</i> (Φάκελος <i>SSP1-2.6</i>) σε τεταρτημόρια.....	108
Χάρτης 4.9: Κατηγοριοποίηση των τιμών του μελλοντικού μοντέλου <i>Ensemble</i> (Φάκελος <i>SSP5-8.5</i>) σε τεταρτημόρια.....	109
Χάρτης 4.10: Οι πιθανότητες κατανομής με τιμές άνω του 25% για το κάθε μοντέλο.....	110
Χάρτης 4.11: Συμπλέγματα τα οποία δημιουργήθηκαν με βάση την συνολική κατανομή (τιμές >25%) παρόντων συνθηκών (περιβαλλοντικός φάκελος <i>P</i>).....	111
Χάρτης 4.12: Συμπλέγματα τα οποία δημιουργήθηκαν με βάση την συνολική κατανομή (τιμές >25%) μελλοντικών συνθηκών (περιβαλλοντικός φάκελος <i>SSP1-2.6</i>).....	112
Χάρτης 4.13: Συμπλέγματα τα οποία δημιουργήθηκαν με βάση την συνολική κατανομή (τιμές >25%) μελλοντικών συνθηκών (περιβαλλοντικός φάκελος <i>SSP5-8.5</i>).....	112
Χάρτης 4.14: Κέντρα κατανομής των τριών περιβαλλοντικών φακέλων.	113
Χάρτης 4.15: Η μορφή του τελικού επιπέδου αντίστασης.....	114
Χάρτης 4.16: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου <i>P</i>	115
Χάρτης 4.17: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου <i>SSP1-2.6</i>	116
Χάρτης 4.18: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου <i>SSP5-8.5</i>	116
Χάρτης 4.19: Διαδρομές ελαχίστου κόστους όλων των περιβαλλοντικών φακέλων μεταξύ τους	117
Χάρτης 4.20: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου <i>P</i> και του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου <i>SSP1-2.6</i>	118
Χάρτης 4.21: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου <i>P</i> και του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου <i>SSP5-8.5</i>	119

Χάρτης 4.22: Διαδρομές ελαχίστου κόστους του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P με τους μελλοντικούς φακέλους SSP1-2.6 και SSP5-8.5	120
Χάρτης 5.1: Η συσχέτιση των κυρίως ποταμών και των κυρίως δρόμων	138
Χάρτης 5.2: Ποταμοί και υγράτοποι οι οποίοι επηρεάζουν την κατανομή του είδους	141
Χάρτης 5.3: Η τοποθέτηση των μελλοντικών κέντρων κατανομής στην περιοχή μελέτης	143
Χάρτης 5.4: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P.	144
Χάρτης 5.5: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP1-2.6.	145
Χάρτης 5.6: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP5-8.5.	146
Χάρτης 5.7: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P και του μελλοντικού SSP1-2.6.	148
Χάρτης 5.8 Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P και του μελλοντικού SSP5-8.5.	150
Χάρτης 5.9: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P και των μελλοντικών SSP1-2.5 και SSP5-8.5.	151
Χάρτης 5.10: Κέντρα του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P τα οποία συνδέονται με τα κέντρα των μελλοντικών φακέλων SSP1-2.5 και SSP5-8.5	153

Κεφάλαιο 1

Εισαγωγή

1.1 Εισαγωγή

Η Κύπρος είναι ένα νησί με πλούσια βιοποικιλότητα και πολλά είδη να ακολουθούν διαφορετικές εξελικτικές πορείες από τα αντίστοιχα της Ευρωπαϊκής, Ασιατικής ή Αφρικανικής χερσονήσου (Sparrow and John, 2016; Simmons, 2000). Εμφανίζεται ένας ιδιαίτερα μεγάλος αριθμός -για τα χωρικά δεδομένα του νησιού- ενδημικής πανίδας και χλωρίδας. Ενδεικτικά, το ποσοστό των ενδημικών ειδών και υποειδών πτηνών είναι 12% και των γαστεροπόδων αγγίζει το 24%, ενώ στο μικρό αριθμό θηλαστικών του νησιού συμπεριλαμβάνεται και το ενδημικό αγρινό (*Ovis gmelini ophion*) (Sparrow and John, 2016).

Συγκεκριμένα όσον αφορά την ερπετοπανίδα του νησιού, η φύση της Κύπρου φιλοξενεί 11 είδη σαυρών, 3 είδη χελωνών και 8 επιβεβαιωμένα είδη φιδιών. Τα περισσότερα από τα φίδια (6) ανήκουν στην οικογένεια Colubridae (κοινά φίδια) και απαντώνται σε ένα πλήθος διαφορετικών οικοσυστημάτων, με το *Hierophis cypriensis* (Κυπριακό φίδι) να είναι το μοναδικό ενδημικό είδος του νησιού και τρία από αυτά, το *Telescopus fallax cyprianus* (Ξυλόδροπης), το *Macrovipera lebetina lebetina* (Φίνα) και το *Natrix natrix cypriaca* (Κυπριακό νερόφιδο) να αποτελούν ενδημικά υποείδη (Πίνακες 1.1 & 1.2) (Sparrow and Baier, 2016; Τμήμα Δασών, 2012). Υπολογίζεται ότι το 13% των ειδών και το 35% των υποειδών ερπετών και αμφιβίων της Κύπρου είναι ενδημικά είδη (Baier, Sparrow and Wiedl, 2013; Sparrow and Baier, 2016).

Πίνακας 1.1: Κατάλογος με τα φίδια που εμφανίζονται στην Κύπρο. Αναγράφεται η οικογένεια στην οποία ανήκουν, το επιστημονικό και κοινό τους όνομα καθώς και ο ενδημισμός τους.

Οικογένεια	Επιστημονικό όνομα	Κοινό όνομα	Ενδημισμός
<i>Typhlopidae</i>	<i>Typhlops vermicularis</i>	Ανήλιος	-
<i>Viperidae</i>	<i>Macrovipera lebetina lebetina</i>	Φίνα	Υποείδους
<i>Colubridae</i>	<i>Dolichophis jugularis jugularis</i>	Θερκό/Μαυρόφιδο	-
	<i>Hemorrhois nummifer</i>	Δρόπης	-
	<i>Hierophis cypriensis</i>	Κυπριακό φίδι	Είδους
	<i>Malpolon insignitus</i>	Σαΐτα	-
	<i>Natrix natrix cypriaca</i>	Κυπριακό νερόφιδο	Υποείδους
	<i>Telescopus fallax cyprianus</i>	Ξυλόδροπης	Υποείδους

Πίνακας 1.2: Καθεστώς προστασίας των φιδιών της Κύπρου:

A: Είδη της Οδηγίας 92/43/ EOK (II* Είδος Προτεραιότητας, Παραρτήματα II & IV); B: Είδη της Εθνικής νομοθεσίας 153(I)2003 (II* Είδος Προτεραιότητας, Παραρτήματα II & III);

Γ: Είδη της σύμβασης της Βέρνης (Παραρτήματα II & III) ; Δ: Κατάταξη σύμφωνα με IUCN (EN: Endangered).

Επιστημονικό όνομα	Αναφορά	A	B	Γ	Δ
<i>Typhlops vermicularis</i>	Merrem, 1820	-	-	III	-
<i>Macrovipera lebetina lebetina</i>	Linnaeus, 1758	-	-	III	-
<i>Dolichophis jugularis jugularis</i>	Linnaeus, 1778	IV	III	II	-
<i>Hemorrhois nummifer</i>	Reuss, 1834	IV	III	II	-
<i>Hierophis cypriensis</i>	Schätti, 1985	II*/IV	II*/III	II	EN
<i>Malpolon insignitus</i>	Hilaire, 1809	-	-	III	-
<i>Natrix natrix cypriaca</i>	Hecht, 1930	II*/IV	II*/III	III	-
<i>Telescopus fallax cyprianus</i>	Barbour & Amaral, 1927	IV	III	II	-

Το γένος *Natrix* έχει μια ιδιαίτερα ευρεία κατανομή στην ευρασιατική χερσόνησο όπου εμφανίζεται ένας μεγάλος αριθμός ειδών και υποειδών του και η εξάρτηση του από το υγρό στοιχείο έχει μελετηθεί επαρκώς και σε βάθος χρόνου (Kindler, et al., 2017; Pokrant, et al., 2016; Metzger, Ursenbacher and Christer, 2009). Παρ' όλα αυτά, το Κυπριακό ενδημικό υποείδος αποτελεί ένα από τα «άγνωστα» φίδια του νησιού, με μεγάλα κενά στη βιβλιογραφία, αλλά και στις γνώσεις που έχουν οι κάτοικοι των περιοχών εξάπλωσης του για την κατανομή και την οικολογία του (Zotos, et al., 2021; Baier and Wiedl, 2010; Blosat, 2005).

Το *Natrix natrix cypriaca*, κοινώς γνωστό ως Κυπριακό νερόφιδο (Φωτογραφία 1.1), αποτελεί κρυπτικό είδος καθώς η εύρεση και μελέτη του είναι ιδιαίτερα δύσκολη

(McKelvey et al. 2008; Einoder et al. 2018) και συνεπώς καθίσταται ένα ιδιαίτερα ενδιαφέρον αντικείμενο έρευνας. Σε αυτή τη βάση η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή έχει ως κεντρικό θέμα μελέτης τον εντοπισμό της σημερινής κατανομής του είδους στην οροσειρά του Τροόδους καθώς και την εξέταση της κατανομής τους σε βάθος χρόνου (τέλος του αιώνα) σύμφωνα με τα υπάρχοντα μελλοντικά μοντέλα κλιματικής πρόβλεψης και εξομίωσης (Future climate projection models).



Φωτογραφία 1.1: Το Κυπριακό νερόφιδο [© Konstantinos Perikleous].

Στην Κύπρο εντοπίζονται δύο βασικοί πληθυσμοί του Κυπριακού νερόφιδου, ο ένας στην περιοχή του Τροόδους και ο άλλος στη λίμνη του Παραλιμνίου (Χάρτης 1.1). Πρόκειται για δύο εντελώς διαφορετικές, από πλευρά οικολογικών στοιχείων αλλά και γεωγραφικής απόστασης, περιοχές, χωρίς κάποια προφανή σύνδεση. Οι πληθυσμοί αυτοί έχουν προσαρμοστεί καταλλήλως και στους δύο τύπους ενδιαιτημάτων (Blosat 2002; Blosat 2005).

Λόγω της ταχείας αγροτικής και αστικής ανάπτυξης καθώς και της υποβάθμισης των ποταμών και υγροτόπων λόγω αρδευτικών δραστηριοτήτων το είδος θεωρούταν εξαφανισμένο από το 1960 και για μερικές δεκαετίες, μέχρι να βρεθεί ξανά στο φράγμα

του Ξυλιατού το 1992 (Wiedl and Böhme, 1992; Blosat, 2005; Baier, Sparrow, and Wiedl, 2013).



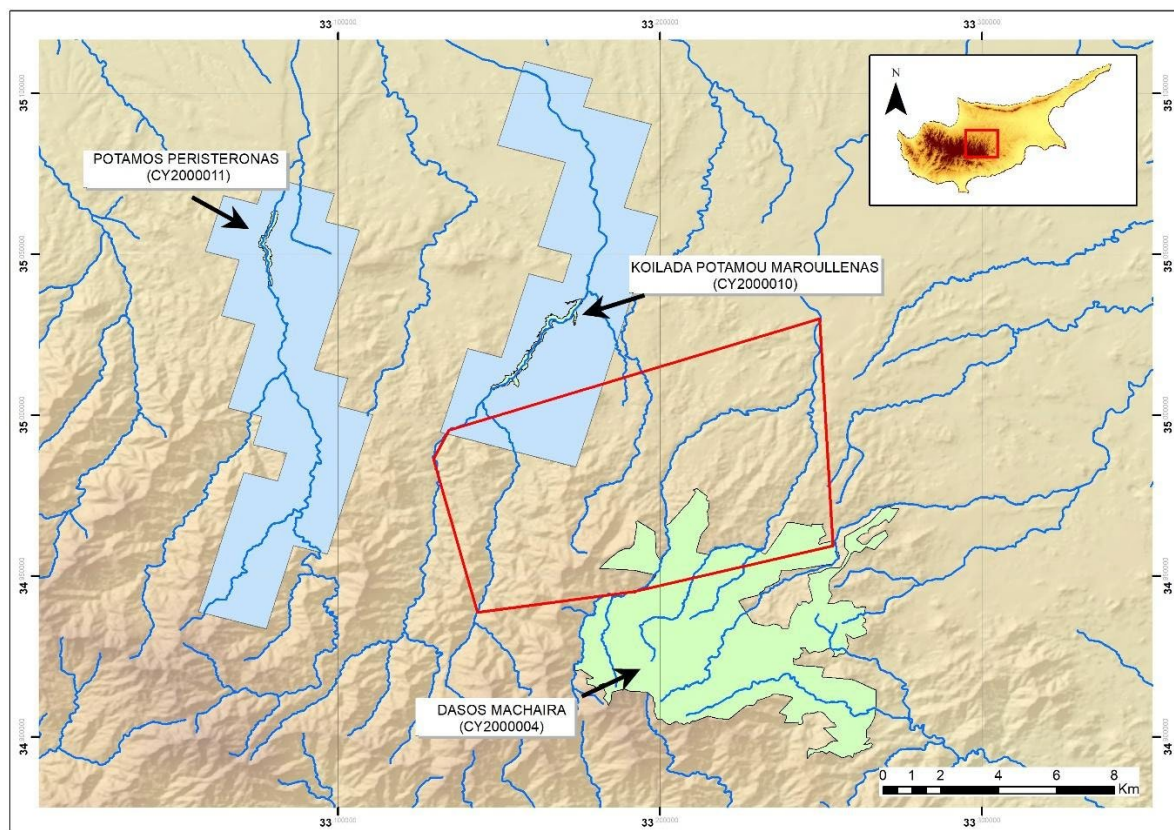
Χάρτης 1.1: Οι μέχρι τώρα γνωστές περιοχές κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου, οι οποίες αντιστοιχούν σε τρεις περιοχές Natura 2000 στην περιοχή του Τροόδους (CY2000005, CY2000010, CY000011) και μία περιοχή στο Παραλίμνι (CY3000008). Για αναλυτικές πληροφορίες για την κάθε περιοχή βλ. Κεφάλαιο 1.5.4.

Παρά τα τριάντα χρόνια που έχουν περάσει από την επανεύρεση του νερόφιδου, οι έρευνες που αφορούν την κατανομή του πληθυσμού του είναι ελάχιστες και πλέον απαρχαιωμένες (Zotos, et al., 2021), με τις διαθέσιμες πληροφορίες για το είδος να περιορίζονται σε αυτές που αφορούν βασικά στοιχεία της βιολογίας και της οικολογίας του, κυρίως όπως έχουν προκύψει κυρίως μέσω των μελετών της Blosat στις αρχές του 21^{ου} αιώνα (Blosat 1998; Blosat 2002; Blosat 2005; Blosat 2008).

Αν και η ανάγκη εμπλουτισμού των βιολογικών και οικολογικών στοιχείων για το Κυπριακό νερόφιδο είναι προφανής, η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή έχει ως στόχο την μελέτη της χωρικής κατανομής του είδους στην οροσειρά του Τροόδους, μια περιοχή με ιδιαίτερο οικολογικό ενδιαφέρον στην καρδιά της Κύπρου.

Ένασμα αυτής της μελέτης αποτέλεσαν τα στοιχεία πρόσφατης έρευνας (Zotos, et al., 2021) η οποία πραγματοποιήθηκε στην οροσειρά του Τροόδους (περιοχές ποταμού Μαρούλλενας, δάσος Μαχαιρά κ.α.) (Χάρτης 1.2), και μέσω της οποίας συλλέχθηκαν στοιχεία τα οποία υποδεικνύουν ότι υπάρχει παρουσία του είδους σε περιοχές στις οποίες δεν είχε καταγραφεί ποτέ πριν και συνεπώς, πιθανόν η κατανομή του πληθυσμού να είναι πολύ πιο ευρεία από τη μέχρι τώρα γνωστή. Τα στοιχεία αυτά μάλιστα κάνουν αναφορά για εντοπισμό νεαρών ηλικιακά, αναπαραγωγικά ενεργών, πληθυσμών.

Η εύρεση της παρουσίας νέων πληθυσμών, σε συνδυασμό με τα κατάλληλα ενδιαίτηματα για το είδος στην περιοχή, δύναται να παρέχει σημαντικά καινούργια στοιχεία για την εξάπλωση του είδους στην Κύπρο αλλά και για την κατάσταση διατήρησής του.



Χάρτης 1.2: Χάρτης της περιοχής του Τροόδους όπου διεκπεραιώθηκε η μελέτη πεδίου των Zotos, et al., (2021). Παρουσιάζεται η μέχρι πρότινος γνωστή περιοχή κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου (πράσινο), οι περιοχές μελέτης (γαλάζια), οι περιοχές Natura 2000 (πράσινο όπως υποδεικνύεται από τα βέλη) και η ελάχιστη περιοχή κατανομής (minimum convex polygon) σύμφωνα με τα δεδομένα της μελέτης (οριοθετημένη με κόκκινο).

1.2 Καταγραφή Προβλήματος

Το Κυπριακό νερόφιδο, το οποίο βρίσκεται υπό καθεστώς προστασίας, είναι ένα ιδιαίτερα σημαντικό είδος για το νησί της Κύπρου. Θεωρείται «είδος προτεραιότητας» (priority species) σύμφωνα με την οδηγία 92/43/EEC του Habitats Directive (Οδηγία Οικοτόπων)¹. Με σκοπό την προστασία του έχουν σχεδιαστεί 4 περιοχές Natura 2000 (Madari-Papoutsas, CY2000005, Potamos Peristeronas, CY2000011 and Koilada Potamou Maroullenas, CY2000010). Επιπρόσθετα, η Blosat πρότεινε το χαρακτηρισμό του είδους ως “Critically Endangered” στη λίστα IUCN παρά το χαρακτηρισμό του *N. natrix* ως «Least concern» σε ευρωπαϊκό επίπεδο (Blosat 1998, 2002). Μετά από αξιολόγηση του είδους το 2010, οι Baier και Wiedl επανέφεραν στο προσκήνιο την ανάγκη χαρακτηρισμού του Κυπριακού νερόφιδου ως “Critically Endangered” καθώς ο πληθυσμός του υποείδους στην περιοχή του Τροόδου υπολογίστηκε στα μόλις 90-100 άτομα.

Σύμφωνα με το Άρθρο 17 της Οδηγίας Οικοτόπων² το καθεστώς προστασίας κάθε είδους επαναξιολογείται κάθε 6 έτη, με την τελευταία σχετική έκθεση για το Κυπριακό νερόφιδο (περίοδος 2013-2018) να καταγράφει άγνωστη κατανομή, άγνωστη τάση πληθυσμού και κακή συνολική εικόνα της κατάστασης του είδους, κυρίως λόγω της έλλειψης ικανοποιητικής ποσότητας στοιχείων. Παρόμοια εικόνα παρουσίασαν και οι δύο προηγούμενες περίοδοι (2001-2006 και 2007-2012) με την ποιότητα και την ποσότητα των πληροφοριών για το είδος να παραμένει σχεδόν στάσιμη τις προηγούμενες δύο δεκαετίες (βλέπε Κεφ. 2.1) (EEA, 2019d; EIONET, 2019).

Όπως φαίνεται από τις προαναφερόμενες αξιολογήσεις, οι πληροφορίες για την παρουσία των ατόμων (θέσεις εντοπισμού), το μέγεθος και την κατάσταση των πληθυσμών του είδους είναι πολύ περιορισμένες. Το γεγονός αυτό καθιστά δύσκολο να σχεδιαστούν και υλοποιηθούν ορθά μέτρα διαχείρισης και προστασίας του (Zotos, et al., 2021).

¹ <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj>

² <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj>

Εκτός από την εικόνα του πληθυσμού σε συνολικό επίπεδο του νησιού, οι Zotos, et al. (2021) αναφέρουν μια σειρά ελλείψεων και σε στοιχεία που αφορούν τις οικολογικές απαιτήσεις και χαρακτηριστικά του Κυπριακού νερόφιδου και πιο συγκεκριμένα:

- α) τη δυναμική του πληθυσμού του είδους,
- β) τη δραστηριότητα του σε συσχέτιση με την θερμοκρασία,
- γ) την αναπαραγωγική του στρατηγική,
- δ) τις συνήθειες φωλεοποίησης και τροφοληψίας του και
- ε) τις προσαρμογές του υποείδους στα τοπικά ενδιαίτηματα

Η έλλειψη τόσο μεγάλου όγκου πληροφοριών κάνει τη διαχείριση και προστασία του είδους ιδιαίτερα δύσκολη. Η εξάρτηση του Κυπριακού νερόφιδου από το υγρό στοιχείο και τον πληθυσμό βατράχων (Blosat 2002; Blosat 2005; Blosat 2008; Zotos, et al., 2021) το καθιστά ιδιαίτερα ευαίσθητο σε αλλαγές του περιβάλλοντος, ιδιαίτερα των πηγών νερού της Κύπρου.

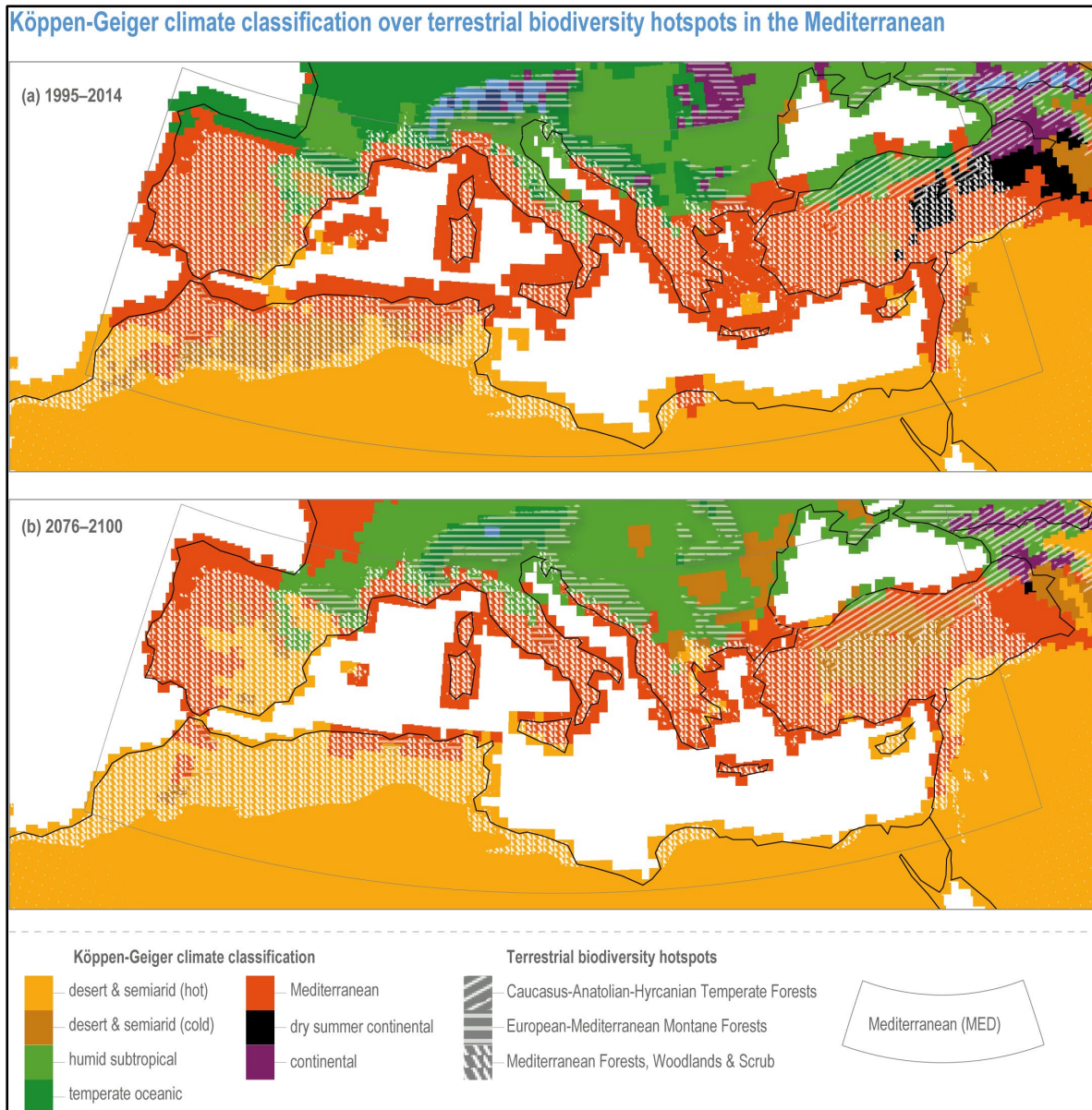
Λαμβάνοντας ως παράδειγμα την «εξαφάνιση» του Κυπριακού νερόφιδου την δεκαετία του '60 είναι ασφαλές να υποθέσουμε ότι είναι επίσης απειλούμενο από ανθρωπογενείς πιέσεις οι οποίες με το πέρασ του χρόνου δεν έχουν εξαλειφθεί, αλλά αντίθετα μεγιστοποιούνται λόγω της γεωργικής και αστικής ανάπτυξης καθώς και των πιέσεων της κλιματικής αλλαγής. Για τους λόγους αυτούς είναι σημαντική η άμεση μελέτη του είδους, με σκοπό την προστασία του πληθυσμού του από τη μείωση ή και ολική εξαφάνιση του.

1.3 Σημασία και αναγκαιότητα της μελέτης

Η παρούσα μελέτη είχε ως έναυσμα ένα εύρος καινούριων στοιχείων για την κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου που συλλέχθηκαν κατά το 2020 και 2021 (Zotos, et al., 2021). Στόχο αποτελεί ο εμπλουτισμός των πληροφοριών κατανομής του είδους, οι οποίες θα συντρέξουν στην προστασία του από τους αντίστοιχους φορείς μέσω σχεδιασμού και υλοποίησης κατάλληλων μέτρων στις περιοχές με αποδεδειγμένη κατανομή του είδους, ή όπου παρουσιάζονται οικοσυστήματα δυνητικά κατάλληλα για την εξάπλωση του.

Η Κύπρος, λόγω της γεωγραφικής της θέσης, της νησιωτικής τοπολογίας της και της ιδιαίτερης βιολογικής ιστορίας της παρουσιάζει ιδιαίτερη και πλούσια βιοποικιλότητα (Delipetrou, et al., 2008), δείγμα της οποίας αποτελεί και το Κυπριακό νερόφιδο.

Ταυτόχρονα όμως, εκτός του ότι η Κύπρος αποτελεί μέρος της Μεσογείου συνορεύει επίσης και με τη Μέση Ανατολή όπου αναμένεται να είναι από τις περιοχές οι οποίες θα επηρεαστούν σημαντικά από την κλιματική αλλαγή τις επόμενες δεκαετίες (Χάρτης 1.3) (Papadopoulou, et al., 2020; Kostopoulou and Jones, 2005; Giannakopoulos et al., 2010). Πολλές μελέτες δείχνουν ότι το κλιματολογικό μέλλον της Κύπρου αποτελείται από μεγάλες περιόδους ξηρασίας και αυξημένες μέσες θερμοκρασίες (Papadopoulou, et al., 2020). Η προστασία του Κυπριακού νερόφιδου πρέπει να αποτελέσει προτεραιότητα καθώς τα πρώτα είδη τα οποία θα επηρεαστούν από αυτές τις αλλαγές είναι αυτά τα οποία εξαρτώνται από τα αποθέματα γλυκού νερού για την επιβίωση τους (Lertzman-Lepofsky, et al., 2020; Martínez-Monzón, 2021; Souchet, et al., 2021).



Χάρτης 1.3: Σύγκριση του κλίματος της Μεσογείου μεταξύ των περιόδων 1995-2014 και 2076-2100. Είναι εμφανής η τάση ερημοποίησης (πορτοκαλί και καφέ) σε περιοχές που προηγουμένως παρουσίαζαν Μεσογειακό κλίμα (κόκκινο) (Ali, et al., 2022).

Για τους σκοπούς της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής επιλέχθηκε η μελέτη της περιοχής του Τροόδους έναντι της συνολικής κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου η οποία περιλαμβάνει και τη λίμνη του Παραλιμνίου. Αυτή η απόφαση λήφθηκε καθώς ο μεγαλύτερος όγκος νέων στοιχείων παρουσίας του είδους και ικανότητας αύξησης του πληθυσμού του προήλθε από την οροσειρά του Τροόδους. Επιπρόσθετα, το Τροόδους αποτελεί μια πολύ μεγάλη έκταση με πληθώρα ιδανικών ενδιαιτημάτων για το είδος (Zotos, et al., 2021) έναντι της εξ ανάγκης περιορισμένης, πυκνοκατοικημένης, και αρκετά ανθρωπογενώς διαταραγμένης περιοχής της λίμνης του Παραλιμνίου.

Τα αποτελέσματα της μεταπτυχιακής διατριβής θα είναι ιδιαίτερα πολύτιμα στο σχεδιασμό μελλοντικών επιτόπιων μελετών για εντοπισμό πληθυσμών του είδους στην οροσειρά του Τροόδους αλλά και στις προσπάθειες διαχείριση και προστασία του είδους στην περιοχή.

Συγκεκριμένα τα αποτελέσματα της μεταπτυχιακής αυτής διατριβής θα είναι σε θέση να:

α) βοηθήσουν στην καλύτερη εκτίμηση της κατανομής του είδους στην οροσειρά του Τροόδους,

β) αξιολογήσουν τα κλιματικά και περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά από τα οποία εξαρτάται σε σημαντικό βαθμό το είδος,

γ) εντοπίσουν τους πυρήνες κατανομής οι οποίοι αποτελούν περιοχές οι οποίες χρήζουν ιδιαίτερης προστασίας και

δ) θέσουν τις βάσεις για στοχευμένες μελλοντικές μελέτες και έργα διαχείρισης και προστασίας.

Αναμφισβήτητα το Κυπριακό νερόφιδο είναι ένα σημαντικό και αναπόσπαστο κομμάτι των εσωτερικών υδάτινων οικοσυστημάτων του νησιού και η προστασία του θα ωφελήσει όχι μόνο τον πληθυσμό του, αλλά και τα οικοσυστήματα στα οποία απαντάται στο σύνολο τους.

Συνεπώς η μελέτη του είδους με σκοπό την βέλτιστη παρατήρηση, διαχείριση και προστασία του είναι καίριας σημασία για το ίδιο το νερόφιδο, για τα είδη τα οποία εξαρτώνται άμεσα ή έμμεσα από αυτό, αλλά και για τη διατήρηση της ποιότητας των ευαίσθητων οικοσυστημάτων του Τροόδους.

1.4 Σκοπός και στόχοι

Κύριος σκοπός της διατριβής είναι η μελέτη της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους με τη χρήση μοντέλων κατανομής (Species Distribution Modeling - SDM) και της συνδεσιμότητας των κατάλληλων περιοχών για τη διαβίωση του είδους μέσω εντοπισμού των βέλτιστων διαδρομών μετακίνησης (Least Cost Path Analysis - LCPA). Σημειώνεται πως αυτή είναι η πρώτη φορά που επιχειρείται μοντελοποίηση της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου συγκεκριμένα για την οροσειρά του Τροόδους, καθώς μέχρι πρότινος (2020) τα υπάρχοντα στοιχεία δεν ήταν αρκετά για ένα τέτοιο εγχείρημα.

1.4.1 Βασικά ερευνητικά ερωτήματα

Κατά την εκπλήρωση του σκοπού της έρευνας έχει οριστεί μια σειρά βασικών ερευνητικών ερωτημάτων τα οποία χρήζουν απάντησης:

A) Ποια η κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους όπως παρουσιάζεται μέσα από χρήση χωρικών μοντέλων κατανομής;

B) Ποιοι οι πυρήνες (cores) της κατανομής των πληθυσμών και ποιες οι πιθανές διαδρομές μετακίνησης του είδους μεταξύ αυτών;

Γ) Ποιες οι επιπτώσεις της κλιματική αλλαγής στην κατανομή του είδους με βάση μοντέλα πρόγνωσης κλιματικών παραμέτρων;

Δ) Πως οι πληροφορίες που θα εξαχθούν από τη χρήση των πιο πάνω μοντέλων μπορούν να βοηθήσουν στην λήψη διαχειριστικών μέτρων για την διατήρηση του πληθυσμού;

1.4.2 Η ερευνητική υπόθεση

Στο πλαίσιο της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας θα εξεταστούν οι τρεις ακόλουθες ερευνητικές υποθέσεις:

A) Η κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους ξεπερνά την μέχρι πρότινος γνωστή → Θα εξεταστεί μέσω SDMs.

B) Η κλιματική αλλαγή αναμένεται να επηρεάσει την κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους οδηγώντας τους πληθυσμούς σε περιοχές μεγαλύτερου υψομέτρου → Θα εξεταστεί μέσω SDMs.

Γ) Τα γραμμικά ποτάμια οικοσυστήματα στην οροσειρά του Τροόδους παρέχουν επαρκή συνδεσιμότητα μεταξύ των πυρήνων κατανομής τους είδους → Θα εξεταστεί μέσω LCPA.

1.4.3 Οι στόχοι της μελέτης

Οι στόχοι που αναμένεται να εκπληρωθούν στα πλαίσια της εξέτασης των παραπάνω υποθέσεων είναι οι εξής:

A) Η χαρτογράφηση της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους.

B) Μελέτη των περιβαλλοντικών παραγόντων που επηρεάζουν το είδος.

Γ) Η αναγνώριση περιοχών ενδιαφέροντος οι οποίες πιθανόν να έχουν τη δυνατότητα να διατηρήσουν πληθυσμούς του Κυπριακού νερόφιδου εκτός των προηγουμένως γνωστών περιοχών κατανομής.

Δ) Η επισήμανση φυσικών διαδρόμων μέσω των οποίων τα νερόφιδα μπορούν να μετακινηθούν από ένα κέντρο κατανομής σε έναν άλλο.

E) Ο εντοπισμός και η απεικόνιση των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής (εξέταση διάφορων πιθανών σεναρίων) στην κατανομή του είδους.

1.4.4 Αναμενόμενα αποτελέσματα της μελέτης

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή αναμένεται να αποφέρει ένα μεγάλο αριθμό και εύρος αποτελεσμάτων. Τα κύρια από αυτά θα είναι οι χάρτες κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου σύμφωνα με μοντέλα κατανομής ειδών, σύμφωνα με παροντικά, αλλά και με μελλοντικά στοιχεία. Σε συνέχεια θα δημιουργηθούν χάρτες των πιθανών διαδρομών μετακίνησης του είδους ανάμεσα στις περιοχές κατανομής του. Κατά τη διαδικασία λήψης των προαναφερόμενων θα γίνει λήψη πληροφοριών για τις κλιματικές και βιοφυσικές συνθήκες οι οποίες επηρεάζουν σημαντικά το είδος, οι οποίες και θα οπτικοποιηθούν μέσω κατάλληλων πινάκων και γραφημάτων.

Αναμένεται να επιτευχθεί συλλογή και ανάλυση μιας σημαντικής ποσότητας πληροφοριών για τις περιοχές οι οποίες πιθανόν να αποτελούν ή μπορούν δυνητικά να αποτελέσουν ενδιαιτήματα του είδους υπό μελέτη. Αυτές οι πληροφορίες μπορούν να συμβάλλουν σημαντικά στον σχεδιασμό και την εκπλήρωση στοχευμένων ερευνών πεδίου σε συγκεκριμένες περιοχές του Τροόδου, οι οποίες πληρούν τις προϋποθέσεις για να γίνουν ένα ενδιαίτημα κατάλληλο για τη διαβίωση του είδους.

Συνολικά τα αναμενόμενα αποτελέσματα θα εμπλουτίσουν σημαντικά τη γνώση για την γεωγραφική κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου. Θα αναγνωριστούν και αξιολογηθούν επίσης οι οικολογικές παράμετροι οι οποίες επηρεάζουν το είδος παροντικά αλλά και σύμφωνα με την αναμενόμενη μελλοντική κατανομή του. Αυτές οι προσθήκες στην περιορισμένη βιβλιογραφία του Κυπριακού νερόφιδου μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως βάση για τη λήψη μέτρων για την προστασία και διαχείριση του είδους, ειδικά στις σημαντικότερες περιοχές για την κατανομή του όπως θα παρουσιαστούν στα αποτελέσματα της διατριβής.

1.5 Διασαφηνίσεις – προσδιορισμός και διατύπωση των κεντρικών εννοιών

1.5.1 Περιβαλλοντικές έννοιες

Ενδημισμός

Ο ενδημισμός είναι ένας όρος ο οποίος περιγράφει οικογένειες και είδη τα οποία έχουν κατανομή μόνο σε συγκεκριμένες περιοχές λόγω ιστορικών και οικολογικών παραγόντων. Οι ιστορικοί παράγοντες επεξηγούν τον τρόπο με τον οποίο ο ενδημικός οργανισμός εγκαταστάθηκε σε μια συγκεκριμένη περιοχή, ενώ οι οικολογικοί παράγοντες ορίζουν τα όρια της κατανομής του (Morrone, 2008; Humphries, 2001).

Οι ενδημικοί οργανισμοί χωρίζονται σε δύο κατηγορίες με βάση την προέλευση τους. Στην πρώτη περίπτωση ο ενδημισμός προκύπτει μέσω εξέλιξης αποκλειστικά για διαβίωση σε μια περιοχή, όπου και το ενδημικό είδος παραμένει. Στη δεύτερη περίπτωση ο ενδημισμός προκύπτει λόγω οικολογικού κατακερματισμού ή καταστροφής, με συνέπεια ο οργανισμός να εξαφανιστεί από όλες τις περιοχές κατανομής του εκτός από μια (Padisák, 2009).

Κατανομή

Η κατανομή ορίζεται ως η συνολική γεωγραφική εμφάνιση ειδών πανίδας και χλωρίδας σε επίπεδο μιας οριοθετημένης περιοχής μελέτης (European Commission, 2022).

Οικοσύστημα

Τα οικοσυστήματα είναι δυναμικά σύνολα αλληλεπιδράσεων χλωρίδας, πανίδας και μικροοργανισμών σε συνδυασμό με τους αβιοτικούς παράγοντες του περιβάλλοντος (UN, CBD, 1992).

Οικότοπος και ενδιαίτημα

Ως οικότοποι ορίζονται φυσικές και ημιφυσικές περιοχές οι οποίες διακρίνονται μέσω των βιοτικών και αβιοτικών γεωγραφικών χαρακτηριστικών τους. Το ενδιαίτημα ενός είδους αποτελεί τον οικότοπο στον οποίο ζει ένα είδος σε ένα από τα στάδια του βιολογικού του κύκλου (EEC, 1992).

Ερπετοπανίδα

Ως ερπετοπανίδα αναφέρεται συχνά το σύνολο των ερπετών και αμφιβίων (Villamarín, et al., 2021).

Κρυπτικά είδη

Τα κρυπτικά είδη είναι οργανισμοί των οποίων η μελέτη, ιδιαίτερα στο φυσικό τους περιβάλλον παρουσιάζει δυσκολίες. Αυτές μπορούν να προκύψουν λόγω αραιού πληθυσμού του είδους, περιορισμένων περιοχών κατανομής, κρυπτικής συμπεριφοράς (π.χ. διαβίωση σε λαγούμια, νυκτόβια είδη, καμουφλάζ), ενδημισμού ή συνδυασμού αυτών (Einoder et al. 2018; McKelvey et al. 2008).

Πυρήνες κατανομής

Οι πυρήνες κατανομής (core areas) είναι κατατμήματα του τοπίου μιας ευρύτερης περιοχής τα οποία εμφανίζουν τις κατάλληλες συνθήκες για την διατήρηση σταθερού και υγιούς πληθυσμού ενός είδους υπό μελέτη (Steward. et al., 2019; Catchpole, 2016).

Οικολογικοί διάδρομοι

Οι οικολογικοί διάδρομοι είναι γραμμικά στοιχεία τα οποία δρουν ως ενδιστήματα ή συνδετικοί κρίκοι ενδιστημάτων. Λειτουργικά μπορούν να συμβάλλουν στην εξάπλωση πληθυσμών ή αντίθετα να δράσουν ως φράγματα, ανάλογα με τα χαρακτηριστικά τα οποία παρουσιάζουν (Steward. et al., 2019; Catchpole, 2016).

1.5.2 Τοποθεσίες

Οροσειρά Τροόδους

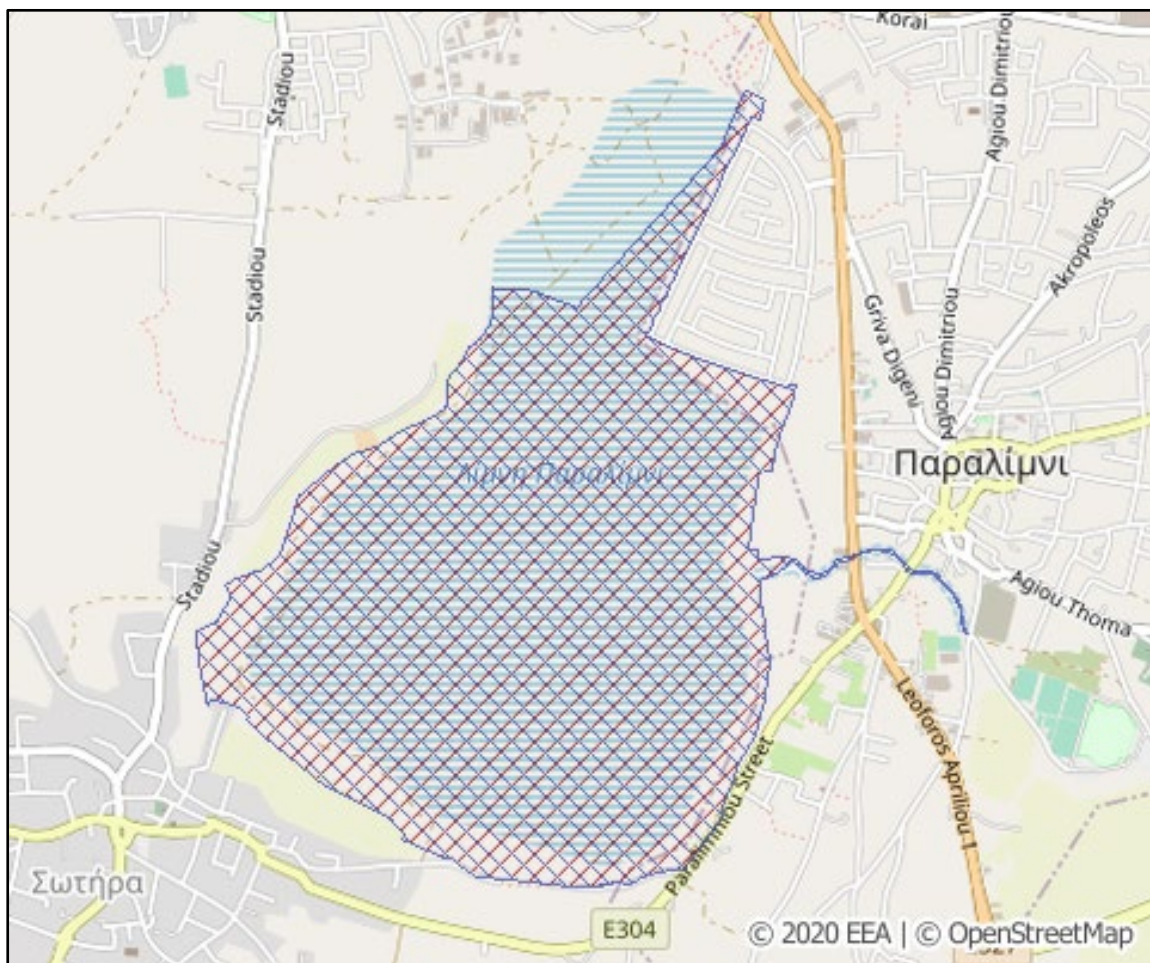
Η οροσειρά του Τροόδους καλύπτει έκταση 32000 τετραγωνικών χιλιομέτρων και αποτελεί την μεγαλύτερη οροσειρά της Κύπρου. Η υψηλότερη κορυφή της η «Χιονίστρα» βρίσκεται σε υψόμετρο 1952 μέτρων και η περιοχή του Τροόδους στο σύνολο της καλύπτει μέρη των επαρχιών Λευκωσίας, Λεμεσού, Λάρνακας και Πάφου (Sparrow and John, 2016).

Στην οροσειρά του Τροόδους, λόγω υψομέτρου, παρουσιάζονται ιδιαίτερες κλιματολογικές συνθήκες σε σχέση με το σε μεγάλο μέρος παράκτιο νησί της Κύπρου, με πολύ χαμηλές θερμοκρασίες και χιονοπτώσεις τους χειμώνες και σημαντικά ψυχρότερα καλοκαίρια από ότι παράκτια. Οι κλιματολογικές συνθήκες σε συνδυασμό με τον μεγάλο αριθμό πηγών, ποταμιών και ρυακιών κατά μήκος του Τροόδους έχουν ως αποτέλεσμα την διατήρηση ιδιαίτερα πλούσιας πανίδας και χλωρίδας (Sparrow and John, 2016; Cleridou, et al., 2014; Giannakopoulos, et al., 2016).

Λίμνη Παραλιμνίου

Η λίμνη του Παραλιμνίου βρίσκεται στην επαρχία Αμμοχώστου και αποτελεί έναν από τους σημαντικότερους υδροβιότοπους του νησιού. Λόγω της χαμηλής γεωγραφικής θέσης της αποτελεί φυσικό σημείο συγκέντρωσης βροχής και καλύπτεται εποχιακά από όμβρια ύδατα. Το 1893, με σκοπό την επίλυση προβλημάτων υγρασίας της περιοχής ανοίχτηκαν κανάλια για την άρδευση των γύρω χωραφιών, με αποτέλεσμα τη σταδιακή αποξήρανση μεγάλου μέρους της λίμνης.

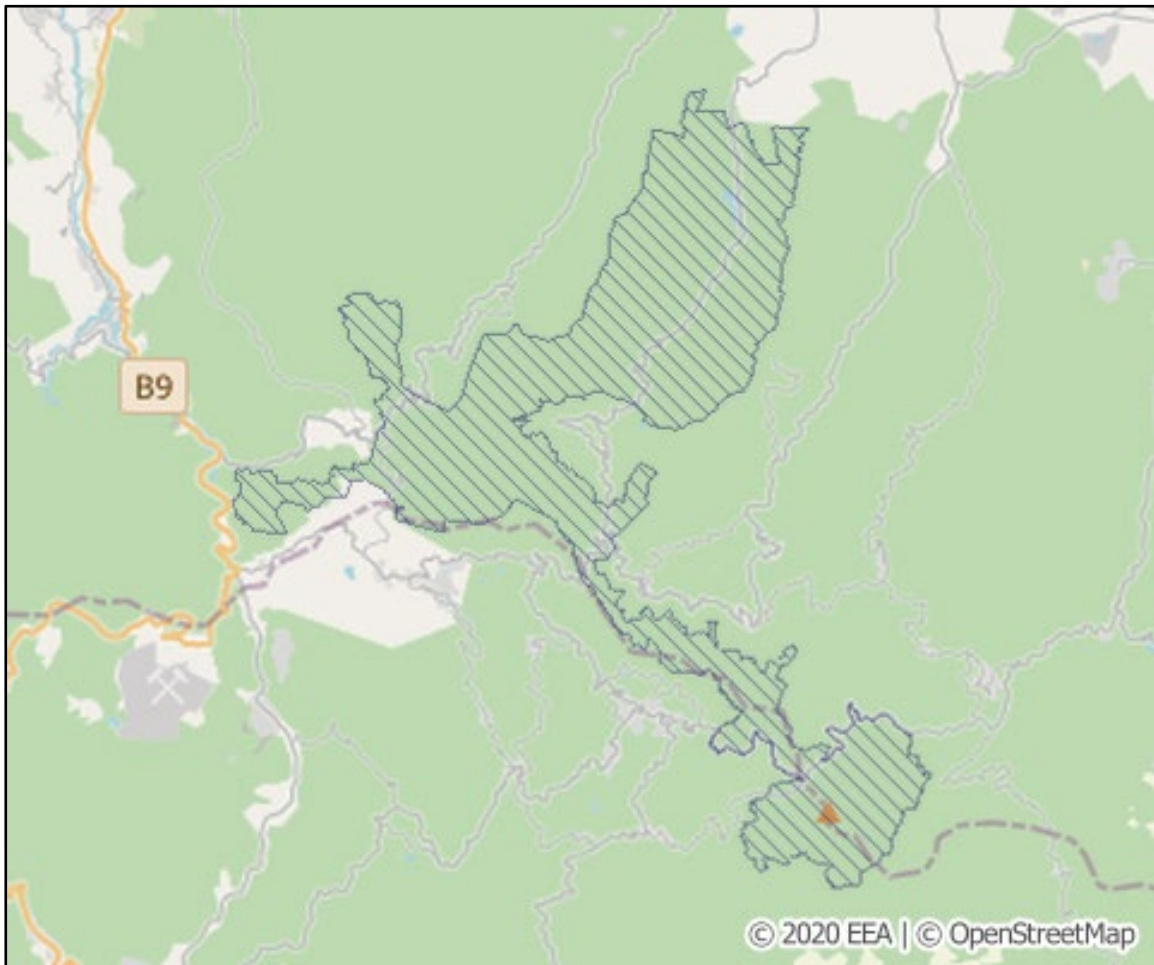
Η λίμνη του Παραλιμνίου αποτελεί μέρος του Δικτύου Natura 2000 με κωδικό CY3000008 (Χάρτης 1.4) και παρουσιάζει ενδιαφέρον ως Τόπος Κοινοτικής Σημασίας (ΤΚΣ) και Ζώνη Ειδικής Προστασίας (ΖΕΠ) της τοπικής πτηνοπανίδας. Εκτός της οροσειράς του Τροόδους αποτελεί την μοναδική άλλη τοποθεσία της Κύπρου όπου εμφανίζεται το Κυπριακό νερόφιδο (ΕΕΑ, 2019; Blosat 2002, 2008).



Χάρτης 1.4: Η προστατευόμενη περιοχή CY3000008 – Λίμνη Παραλιμνίου (ΕΕΑ, 2019b).

Madari-Papoutsia (CY2000005)

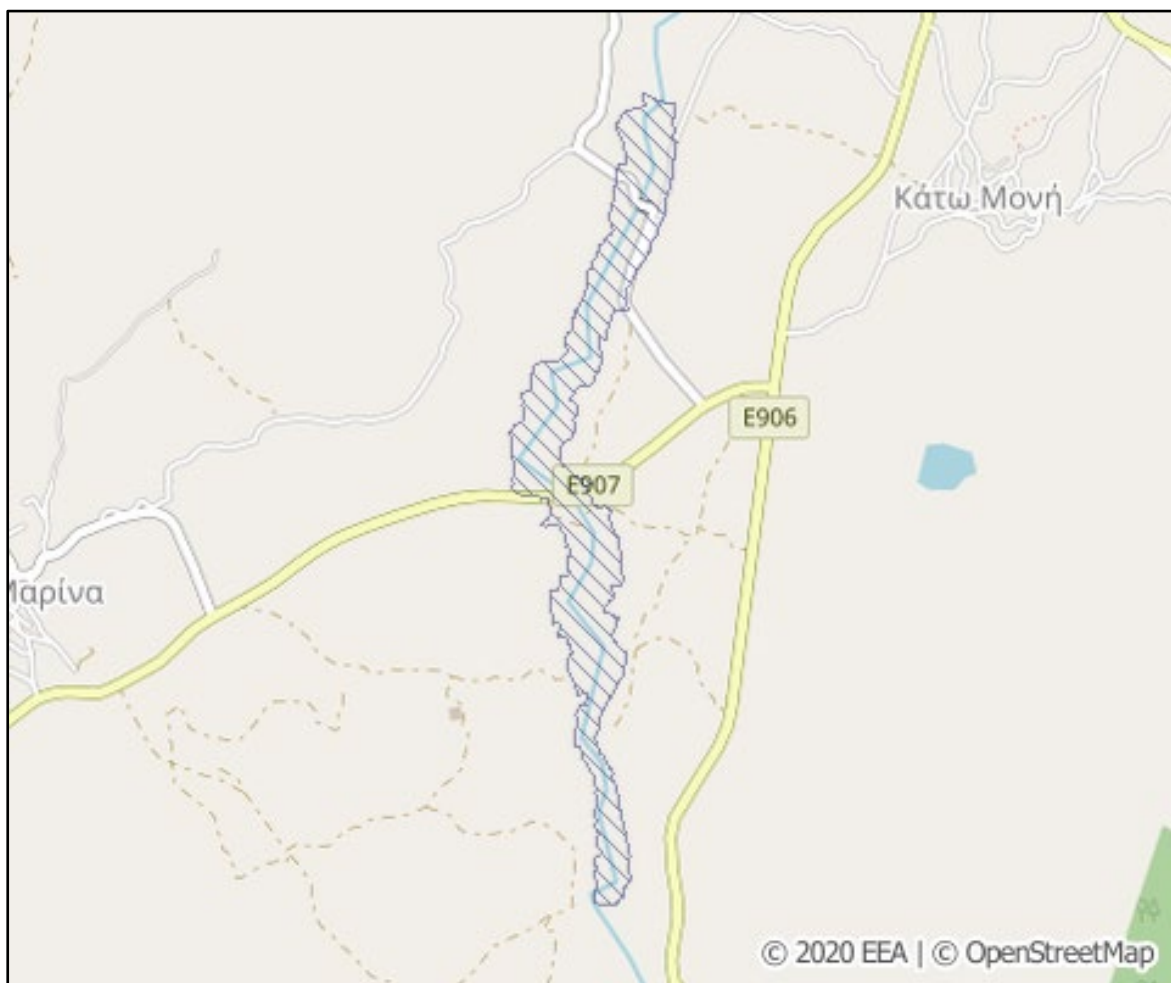
Η περιοχή Μαδαρή-Παπούτσα έχει έκταση 46 τετραγωνικά χιλιόμετρα και περιλαμβάνει τις κορυφές Μαδαρή (1613μ) και Παπούτσα (1554μ) καθώς και το φράγμα του Ξυλιατού (Χάρτης 1.5). Ενσωματώθηκε στο Δίκτυο Natura 2000 το 2008 υπό την Οδηγία Οικοτόπων και έγινε σχεδιασμός Ειδικής Ζώνης Διαχείρισης (ΕΖΔ) το 2015 (ΕΕΑ, 2019; ICOSTACY, 2015).



Χάρτης 1.5: Η προστατευόμενη περιοχή CY2000005 – Μαδαρή-Παπούτσα (ΕΕΑ, 2019c).

Potamos Peristeronas (CY2000011)

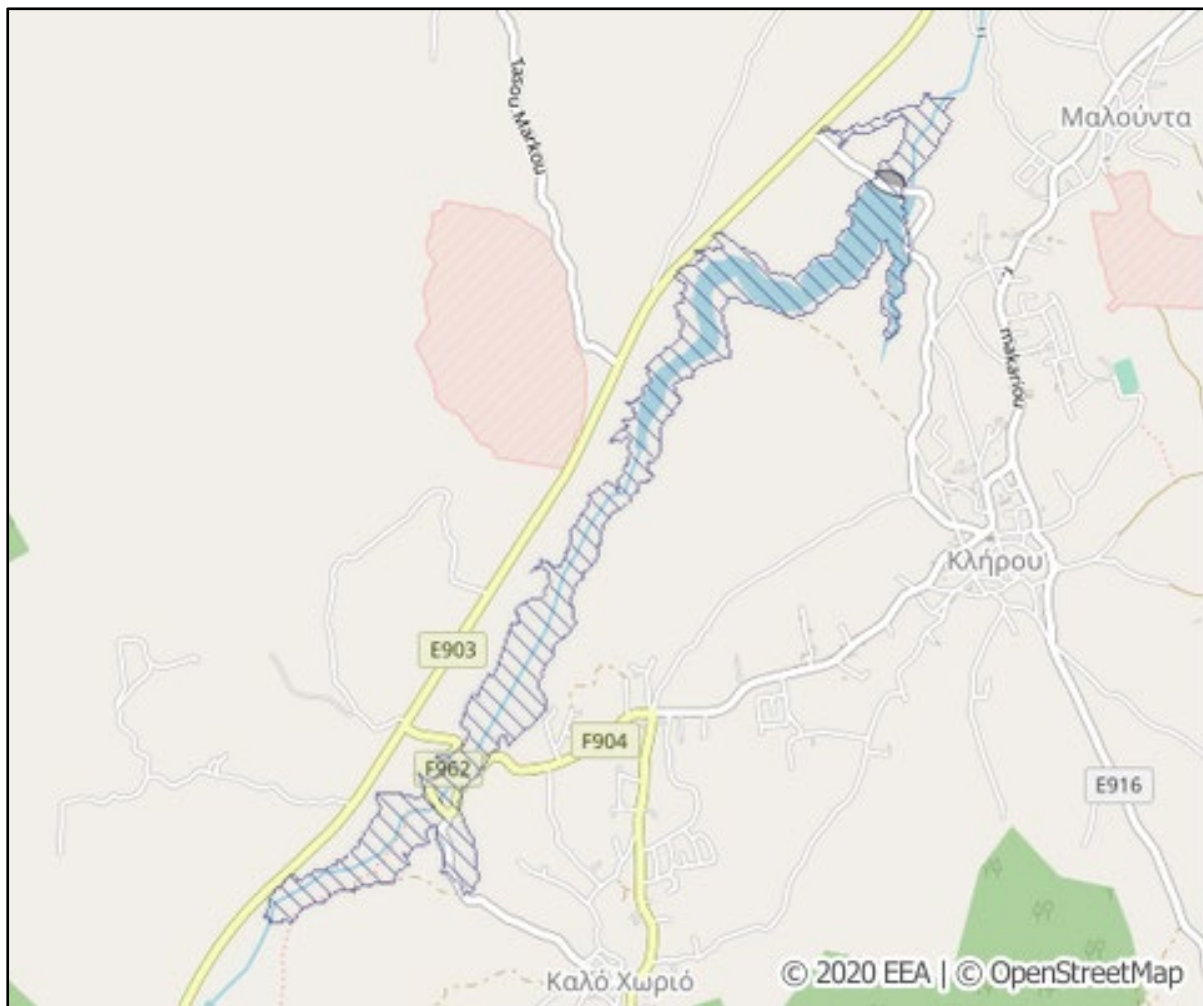
Η προστατευόμενη περιοχή του Ποταμού Περιστερώνα έχει έκταση 37.7 εκτάρια και περιέχει 23 προστατευόμενα είδη και 8 τύπους οικοτόπων. Είναι μια μικρή χωρικά περιοχή κατά μήκος του ομώνυμου ποταμού στους πρόποδες του Τροόδους, σε υψόμετρο 360-400 μέτρων και αποτελεί σημαντικό υδροβιότοπο για το Κυπριακό νερόφιδο αλλά και για έναν αριθμό άλλων ενδημικών και μη ειδών χλωρίδας και πανίδας (Χάρτης 1.6). Η περιοχή ενσωματώθηκε στο N2K το 2008 υπό την Οδηγία Οικοτόπων και ορίστηκε ως Τόπος Κοινοτικής Σημασίας (ΤΚΣ) το 2008 και το 2015 έγινε σχεδιασμός Ειδικής Ζώνης Διαχείρισης (ΕΕΑ, 2019e; Hadjipanayiotou, 2021b).



Χάρτης 1.6: Η προστατευόμενη περιοχή CY2000011 – Ποταμός Περιστερώνας (ΕΕΑ, 2019e).

Koilada Potamou Maroullenas (CY2000010)

Η κοιλάδα του ποταμού της Μαρούλλενας είναι μια προστατευόμενη περιοχή η οποία βρίσκεται στους βόρειους πρόποδες του Τροόδους, καλύπτει υψόμετρο 60-300 μέτρων και περιέχει μέρη των ποταμών Ακακίου και Σερράχη καθώς και μικρά περιφερειακά ρυάκια. Καλύπτει έκταση 35.2 εκταρίων (1^{ος} Km²) (Χάρτης 1.7). Ενσωματώθηκε στο Ν2Κ το 2008 υπό την Οδηγία Οικοτόπων και ορίστηκε ως Τόπος Κοινοτικής Σημασίας (ΤΚΣ) το 2008 και το 2015 σχεδιάστηκε Ειδική Ζώνη Διαχείρισης (ΕΕΑ, 2019α; Hadjiranayiotou, 2021a).



Χάρτης 1.7: Η προστατευόμενη περιοχή CY2000010 – Κοιλάδα Ποταμού Μαρούλλενας (ΕΕΑ, 2019α).

1.5.3 Νομικές έννοιες

Οδηγία για τα Πουλιά

Η Οδηγία περί της διατηρήσεως των άγριων πτηνών 79/409³ έχει επικαιροποιηθεί το 2009 από την ομώνυμη Οδηγία 2009/147/ΕΚ⁴. Αποτελείται από 20 άρθρα με κατευθυντήριες γραμμές για την διαχείριση και την προστασία των πτηνών και των οικοτόπων τους στα κράτη μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης. Η Οδηγία για τα πουλιά, μαζί με την Οδηγία για τους οικοτόπους αποτελούν τη βάση για τη δημιουργία των προστατευόμενων περιοχών του δικτύου Natura 2000 (European Commission, 2009).

Οδηγία για τους Οικοτόπους

Η Οδηγία του Συμβουλίου για τη διατήρηση των φυσικών οικοτόπων καθώς και της άγριας πανίδας και χλωρίδας (92/43/ΕΟΚ⁵) υποχρεώνει τα κράτη μέλη να καταθέσουν Εθνικό Κατάλογο Οικοτόπων. Αποτελείται από 23 άρθρα για τον ορισμό και τη διαχείριση των προστατευόμενων περιοχών του δικτύου Natura 2000.

Συχνά γίνεται αναφορά στο Άρθρο 17 της οδηγίας. Σύμφωνα με αυτό, ανά έξη έτη από τη θέσπιση μιας προστατευόμενης περιοχής, απαιτείται η σύνταξη έκθεσης αξιολόγησης των οικοτόπων και των μέτρων προστασία που έχουν ληφθεί για τη διατήρησή τους (Directive, H., 1992).

Η οδηγία για τους οικοτόπους σε συνδυασμό με την οδηγία για τα πτηνά αποτελούν τη βάση για τη δημιουργία των προστατευόμενων περιοχών του δικτύου Natura 2000 (European Commission, 2009).

³ <http://data.europa.eu/eli/dir/1979/409/oj>

⁴ <http://data.europa.eu/eli/dir/2009/147/oj>

⁵ <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj>

Δίκτυο Natura 2000

Το δίκτυο Natura 2000 (N2K) αποτελεί ένα Ευρωπαϊκό Δίκτυο προστατευόμενων περιοχών, σε συνέχεια της υιοθέτησης της Οδηγίας για τους Οικοτόπους (92/43/ΕΟΚ) και της Οδηγίας για τα Πουλιά (Χάρτης 1.8). Αποτελείται από δύο είδη προστατευόμενων περιοχών:

A) Τις «Ζώνες Ειδικής Προστασίας (ΖΕΠ)» (Special Protection Areas - SPA) για την προστασία της άγριας ορνιθοπανίδας όπως αυτές ορίζονται σύμφωνα με την Οδηγία για τα Πουλιά (79/409/ΕΚ). Οι ΖΕΠ χαρακτηρίζονται από τα κράτη μέλη και μπορούν να ενταχθούν αυτόματα στο δίκτυο Natura 2000. Στην Κύπρο έχουν κηρυχθεί 30 ΖΕΠ.

B) Τους «Τόπους Κοινοτικής Σημασίας (ΤΚΣ)» (Sites of Community Importance – SCI) οι οποίοι ορίζονται υπό την Οδηγία για τους Οικοτόπους. Για τον χαρακτηρισμό μιας περιοχής ως ΤΚΣ είναι υποχρεωτική η επιστημονική αξιολόγηση της από τα κράτη μέλη. Επιπρόσθετα, σε περίοδο 6 ετών από τη θεσμοθέτηση ενός ΤΚΣ πρέπει να γίνει κήρυξη του ως «Ειδική Ζώνη Διατήρησης (ΕΖΔ)» (Special Areas of Conservation - SAC) και να γίνει καθορισμών των προτεραιοτήτων διατήρησης μέσα σε αυτό. Στην Κύπρο έχουν κηρυχθεί μέχρι τώρα 40 ΤΚΣ (Καλλιστώ, 2022; Τμήμα Περιβάλλοντος, 2022; European Commission, 2008).

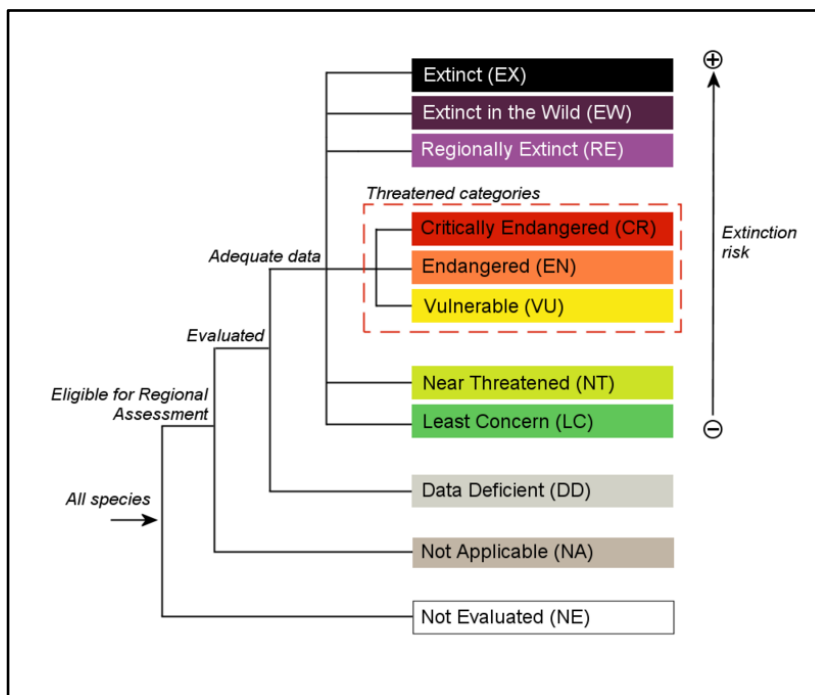


Χάρτης 1.8: Το Δίκτυο προστατευόμενων περιοχών Natura 2000 της Κύπρου. Με πράσινο οι περιοχές ΤΚΣ, με πορτοκαλί οι ΖΕΠ και με κόκκινο περιοχές που περιλαμβάνουν και τα δύο (Τμήμα Περιβάλλοντος, 2015).

IUCN Red List

Η Διεθνής Ένωση Προστασίας της Φύσης (IUCN), (World Conservation Union ή International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) αποτελεί ένα παγκόσμιο οργανισμό αποτελούμενο από κρατικούς και ιδιωτικούς φορείς με σκοπό την αξιολόγηση της κατάστασης της φύσης και τη λήψη μέτρων για την προστασία της (IUCN, 2021).

Η «Κόκκινη Λίστα» (International Union for Conservation of Nature's Red List of Threatened Species) η οποία καθιερώθηκε το 1964 είναι μια εκτεταμένη, παγκόσμια, λίστα αξιολόγησης του κινδύνου εξαφάνισης ειδών πανίδας, χλωρίδας και μυκήτων. Μέσω συγκεκριμένης ενδεδειγμένης διαδικασίας αξιολόγησης το κάθε είδος χαρακτηρίζεται σύμφωνα με τις πιθανότητες εξαφάνισης του (Διάγραμμα 1.1). Επιπρόσθετα, για κάθε είδος καταγράφονται οικολογικές και βιολογικές πληροφορίες, καθώς και η γνωστή κατανομή του, οι απειλές του καθώς και τα μέτρα τα οποία έχουν ληφθεί για την προστασία του. Συνολικά, σε επίπεδο είδους, η κατηγοριοποίηση μέσω της Κόκκινης Λίστας αποτελεί την πιο διαδεδομένη και αξιόπιστη μέθοδο αξιολόγησης της κατάστασης διατήρησης ενός είδους (IUCN, 2021).



Διάγραμμα 1.1: Κατηγορίες κινδύνου εξαφάνισης της Κόκκινης Λίστας IUCN. Διακρίνονται τέσσερις κατηγορίες: Α) Άσπρο-Γκρί (DD, NA, NE) σε περιπτώσεις έλλειψης δεδομένων για αξιολόγηση, Β) Πράσινο (NT, LC) για είδη τα οποία δεν διατρέχουν άμεσο κίνδυνο εξαφάνισης, Γ) Κίτρινο-Κόκκινο (CR, EN, VU) για είδη τα οποία διατρέχουν άμεσο ή υψηλό κίνδυνο εξαφάνισης και Δ) Μωβ-Μαύρο (EX, EW, RE) για είδη τα οποία έχουν εξαφανιστεί τοπικά ή ολικά (IUCN, 2021).

Σύμβαση για τη Βιολογική Βιοποικιλότητα

Η Σύμβαση για τη Βιολογική Βιοποικιλότητα (Convention on Biological Diversity – CBD) η οποία υπογράφηκε το 1992 στο Ριο ντε Τζανέιρο και τέθηκε σε ισχύ τον Δεκέμβριο του 1993 αποτελεί μια πολυμερή συνθήκη για την προστασία της βιοποικιλότητας η οποία επικυρωποιήθηκε από 150 κράτη κατά την τότε Παγκόσμια Διάσκεψη Κορυφής.

Η Σύμβαση έχει τρεις στόχους:

A) τη διατήρηση της βιοποικιλότητας

B) την αειφόρο χρήση των συστατικών της βιοποικιλότητας και

Γ) τον δίκαιο και ισότιμο επιμερισμό του οφέλους από την αξιοποίηση των βιολογικών πόρων.

Τα άρθρα της Σύμβασης πραγματεύονται τις υποχρεώσεις των εμπλεκόμενων κρατών καθώς και τρόπους διαχείρισης της βιοποικιλότητας, μέσα εκπαίδευσης του κοινού σε αντίστοιχα θέματα, ζητήματα συνεργασίας μεταξύ κρατών, φορέων και επιστημόνων, καθώς και οικονομικά ζητήματα τα οποία μπορούν να προκύψουν από τα παραπάνω.

Στη Σύμβαση σε μετέπειτα χρόνο έγινε προσθήκη δύο συμπληρωματικών συμφωνιών:

A) Του Πρωτοκόλλου της Καρταχένα με έτος και τοποθεσία έγκρισης το 2000 στην Κολομβία και ισχύ από το 2003. Αποτελεί ένα σύνολο κανονισμών για την μεταφορά γενετικά τροποποιημένων οργανισμών από το ένα κράτος σε άλλο και

B) Το Πρωτόκολλο της Ναγκόνια το οποίο υπογράφηκε στην Ιαπωνία το 2010 και είναι σε ισχύ από το 2014. Αυτό παρέχει το χρειαζόμενο νομικό πλαίσιο για την δίκαιη και ισότιμη πρόσβαση και κατανομή των οφελών τα οποία προκύπτουν από τη χρήση των γενετικών πόρων (CBD, 2022).

Από το 1994 έχουν οριστεί Διασκέψεις των Συμβαλλόμενων Μερών (UN Biodiversity Conference - COP) με το πρώτο μέρος της τελευταίας (COP 15) να έχει διεξαχθεί ηλεκτρονικά τον Οκτώβριο του 2021 και το δεύτερο μέρος της να είναι προγραμματισμένο να λάβει χώρα στα τέλη του 2022 στην Κίνα (UN, 2022).

1.5.4 Έννοιες μεθοδολογίας

AUC – Area Under Curve

Το Area Under Curve - AUC αποτελεί μια από τις πιο διαδεδομένες μεθόδους αξιολόγησης των μοντέλων κατανομής ειδών και άλλων αλγορίθμων μηχανικής μάθησης (Machine Learning). Το AUC αναφέρεται στην περιοχή που καλύπτεται κάτω από την καμπύλη Receiver Operating Characteristic (ROC) (Shabani, Kumar and Ahmadi, 2018).

Η καμπύλη ROC περιγράφει την αναλογία πραγματικών και ψευδών θετικών αποτελεσμάτων κατά τη μέτρηση πιθανοτήτων και σε συνέχεια αυτού η μέτρηση του AUC της αξιολογεί την απόδοση του μοντέλου/αλγορίθμου. Το AUC λαμβάνει τιμές από το 0 μέχρι το 1, με το 1 να αντιστοιχεί στην 100% απόδοση, δηλαδή στην βέλτιστη μέτρηση πραγματικών θετικών αποτελεσμάτων πιθανοτήτων ενός μοντέλου (Centor and Sanford Schwartz, 1985; Shabani, Kumar and Ahmadi, 2018).

COR - Point Biserial Correlation Coefficient

Το COR αποτελεί δείκτη συσχέτισης και χρησιμοποιείται για την αξιολόγηση της σχέσης μεταξύ δύο μεταβλητών, η μία από τις οποίες είναι δυαδική/ποιοτική και η άλλη συνεχόμενη/ποσοτική. Αντίστοιχα με το AUC ο δείκτης παίρνει τιμές από το 0 μέχρι το 1, με το 0 να υποδηλώνει απώλεια συσχέτισης των δεικτών, και το 1 απόλυτη συσχέτιση τους (Katzell and Cureton, 1947; Gupta, 1960).

TSS – True Skill Statistics

Το TSS, επίσης γνωστό και ως Hanssen–Kuipers discriminant, αποτελεί δείκτη αξιολόγησης μοντέλων κατανομής ειδών, διαδεδομένο λόγω της χαμηλότερης επίδρασης της συχνότητας εμφάνισης των δεδομένων σε αυτό. Ο δείκτης περιγράφει τις σχέσεις αντιστοιχίας και μη μεταξύ των παρατηρήσεων που εισάγονται και των προβλέψεων που εξάγονται από ένα μοντέλο (Shabani, Kumar and Ahmadi, 2018; Allouche, Tsoar, Kadmon, 2006).

Deviance

Η απόκλιση χρησιμοποιείται για την αξιολόγηση της αξιοπιστίας ενός μοντέλου, εξετάζοντας την πιθανότητα του να υπέρ ή υπό προβλέπει τα αποτελέσματα (Mayer and Butler, 1993).

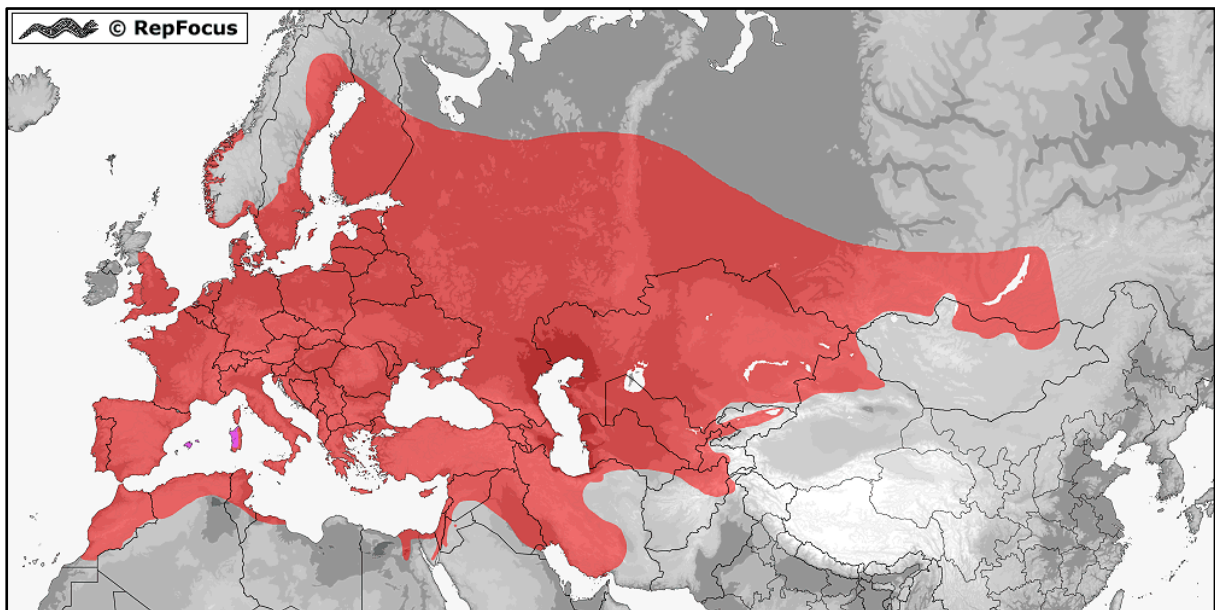
Κεφάλαιο 2

Βιβλιογραφική ανασκόπηση

2.1 Το Κυπριακό νερόφιδο

2.1.1 Το γένος *Natrix*

Το όνομα «*Natrix*» είναι κυριολεκτική μετάφραση από τα λατινικά, όπου σημαίνει «κολυμβητής» και συνεπώς είναι εμφανής η στενή σχέση του γένους με το υγρό στοιχείο (Achille, 2015). Το γένος *Natrix* εμφανίζει έντονη παρουσία στην Ευρασιατική χερσόνησο (Χάρτης 2.1) καθώς και στην Αφρικανική (Fritz and Schmidtler, 2020). Ανήκει στα Κοινά φίδια, στην οικογένεια Colubridae και στην υποοικογένεια Natricinae οι οποίες περιλαμβάνουν νερόφιδα με κατανομή κυρίως στο Βόρειο ημισφαίριο (Νικολάου, Λυμπεράκης και Παφίλης, 2014).



Χάρτης 2.1: Η Ευρασιατική κατανομή του γένους *Natrix* (RepFocus, 2022).

Τα *Natrix* είναι σχετικά μικρά φίδια τα οποία σπάνια ξεπερνούν το ένα μέτρο, με λίγα άτομα να φτάνουν τα δύο μέτρα. Τρέφονται κυρίως με γυρίνους, βατράχους και άλλα αμφίβια (Ayres, 2011), είναι ημερόβια είδη και συνήθως βρίσκονται σε υγρές περιοχές κοντά σε νερό όπου κυνηγούν και φωλιάζουν (Malnate, 1960).

Τα διάφορα είδη και υποείδη του γένους εμφανίζουν μεγάλο μορφολογικό εύρος, αλλά συνήθως χαρακτηρίζονται από σκούρα χρώματα (γκρι/καστανό/μαύρο) και συχνά έναν ανοιχτόχρωμο δακτύλιο στη βάση του κεφαλιού τους, για αυτό και ένα κοινό όνομα τους είναι «ringed snakes» (Φωτογραφίες 2.1) (Clay, 1983; The Miriam and Ira D. Wallach Division of Art, Prints and Photographs: Picture Collection, The New York Public Library, 1883; 1895).



Φωτογραφίες 2.1: Σκίτσα του νερόφιδου *Tropidonotus natrix* (= *Natrix natrix*) του 1883 (πάνω) και του 1895 (κάτω). Χαρακτηριστικός είναι ο ανοιχτόχρωμος δακτύλιος στη βάση του κεφαλιού (The Miriam and Ira D. Wallach Division of Art, Prints and Photographs: Picture Collection, The New York Public Library, 1883; 1895).

Η ισχυρή παρουσία του γένους *Natrix* στην Ευρώπη έχει αποτελέσει έναυσμα ενός μεγάλου αριθμού ταξινομικών μελετών για τον καθορισμό των ειδών και υποειδών τα οποία το απαρτίζουν. Οι απόψεις για τον ακριβή αριθμό υποειδών του γένους δίστανται, με τα *Natrix astreptophora* (Seoane, 1884), *Natrix helvetica* (Lacépède, 1789), και *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) να αποτελούν τα τρία επιβεβαιωμένα είδη του γένους. Ενδεικτικά μόνο για το είδος *Natrix natrix* έχουν αναγνωρισθεί 14 υποείδη (Kindler, et al., 2013; Fritz and Schmidler, 2020).

Είναι τόσα τα είδη και τα υποείδη του γένους *Natrix*, και ως συνέπεια τόσα τα οικοσυστήματα τα οποία καταλαμβάνουν παγκοσμίως (Rossman and Eberle, 1977; Malnate, 1960) που είναι δύσκολο να μελετηθεί το γένος στο σύνολο του. Δεκαετίες μελετών όμως έχουν αποδείξει ότι ο συνδετικός κρίκος μεταξύ όλων των ειδών *Natrix*, ανεξαρτήτως ενδιαίτηματος, είναι η εξάρτηση τους από το νερό και η σίτιση κυρίως με αμφίβια. (Malnate, 1960; Ayres, 2012; Metzger, Ursenbacher and Christe, 2009)

2.1.2 Το υποείδος *Natrix natrix cypriaca*

Το *Natrix natrix cypriaca*, κοινώς γνωστό ως Κυπριακό νερόφιδο (Cyprus grass snake) είναι ένα ενδημικό υποείδος της Κύπρου το οποίο επίσημα καταγράφηκε για πρώτη φορά το 1865 από τους Unger και Kotschy από τους οποίους έγινε αναφορά με το όνομα *Tropidonotus natrix*, αν και οι πρώτες ενδείξεις της παρουσίας του χρονολογούνται πολύ πιο πριν.

Στο πλαίσιο αρχαιολογικών ερευνών βρέθηκαν απολιθώματα του είδους στην περιοχή του Ακρωτηρίου τα οποία χρονολογούνται στα 10 με 12 χιλιάδες χρόνια πριν και αποτελούν ένδειξη ότι τα νερόφιδα αποτελούσαν τροφή των προϊστορικών ανθρώπων του νησιού (Hadjisterkotis, Masala and Reese, 2000; Simmons, 2000). Ιστορικά υπήρξαν πρώιμες καταγραφές του είδους σε διάφορες χρονολογίες πριν το 1985, αλλά αυτές δεν είναι αξιόπιστες καθώς υπάρχει πιθανότητα λανθασμένης αναφοράς. Άξια λόγου παρ' όλα αυτά είναι η περιγραφή ενός φιδιού ως «νερόφιδο» από τον Sibthorp το 1787, η οποία πιθανότατα αντιστοιχεί στο Κυπριακό νερόφιδο (Baier, Sparrow and Wiedl, 2013).

Το *N. n. cypriaca* δεν θεωρείτο ξεχωριστό υποείδος μέχρι το 1930, οπότε περιεγράφηκε από τον Hecht με τη χρήση του ονόματος *Tropidonotus natrix cypriacus* (πρώιμο συνώνυμο του σύγχρονου ονόματος) (Baier, Sparrow and Wiedl, 2013; Unger and Kotschy, 1865). Τις τελευταίες τρεις δεκαετίες το όνομα *Natrix natrix cypriaca* είναι ευρέως διαδεδομένο στην επιστημονική κοινότητα για την αναφορά στο υποείδος, παρά το ότι η ταξινόμια της οικογένειας *Natrix* διερευνάται συνεχώς (Fritz and Schmidtler, 2020; Kindler, et al., 2017; Pokrant, et al., 2015; Kindler, et al., 2013; Noren and Ahlander, 2020).

Λόγω της γενικευμένης χρήσης εντομοκτόνων σε συνδυασμό με την ανάπτυξη και εντατικοποίηση της γεωργίας και τις διάφορες συνέπειες της, το Κυπριακό νερόφιδο θεωρείτο εξαφανισμένο από τη δεκαετία του '60 μέχρι το 1992. Το 1992 ο Hans-Jörg Wiedl, γνωστός ως «Snake George», μαζί με τον συνεργάτη του, Böhme, εντόπισαν εκ νέου το είδος στη δεξαμενή του Ξυλιατού (Wiedl and Böhme, 1992; Baier, Sparrow, and Wiedl, 2013).

Οι πρώτες μελέτες και περιγραφές στηρίχτηκαν σε μία μόνο μορφή του φιδιού (Hecht, 1930), αλλά πλέον είναι γνωστό ότι εμφανίζεται με τρεις φαινοτύπους (Baier, Sparrow and Wiedl, 2013) όπως παρουσιάζονται πιο κάτω:

- Τον «κοινό» φαινότυπο, ο οποίος χαρακτηρίζεται από ανοιχτό μπέζ, γκρι ή καφέ σώμα, με σκούρες κηλίδες στο πάνω μέρος του σώματος, μαυρόασπρο μοτίβο στο κάτω μέρος του σώματος και μαύρα στίγματα πίσω από τα μάτια.
- Το «μελανιστικό» φαινότυπο, ο οποίος χαρακτηρίζεται από ολοκληρωτικά μαύρο-μπλε χρώμα, με εξαίρεση κάποια άτομα που εμφανίζουν άσπρα στίγματα στο κάτω μέρος της κεφαλής.
- Τον φαινότυπο «*picturata*», ο οποίος εμφανίζει ομοιότητες με τον κοινό, με μόνη διαφορά τις κηλίδες, οι οποίες δεν είναι τόσο έντονες.

Ανεξαρτήτως φαινοτύπου τα άτομα σπανίως ξεπερνούν το ένα μέτρο και ο υπολογισμός της ηλικίας τους μπορεί να γίνει με βάση το μέγεθος τους. Άτομα κάτω των 30 εκατοστών θεωρούνται νεαρά, μεταξύ 30 και 50 εκατοστών νεαρά ενήλικα, και άνω των 50 εκατοστών ενήλικα (Φωτογραφίες 2.2).

Επιπρόσθετα πολλά άτομα εμφανίζουν ουρές πιο κοντές από το φυσιολογικό (με κομμένη άκρη), για λόγους που δεν έχουν διαλευκανθεί ακόμα αλλά μπορεί να συνδέονται με κάποιο θηρευτή ή κάποια αρρώστια του είδους (Baier, Sparrow and Wiedl, 2013; Baier and Wiedl, 2010).

Αναφέρεται επίσης ότι τα Κυπριακά νερόφιδα είναι ημερόβια αλλά δεν φαίνεται να έχουν ιδιαίτερη προτίμηση σε κάποια ώρα της ημέρας όσο υπάρχει ηλιοφάνεια. Σε κάθε περίπτωση τα άτομα βρίσκονται κοντά σε νερό (με μόνο μια επιβεβαιωμένη περίπτωση νερόφιδου 100 μέτρα από το κοντινότερο λιμνίο) σε τοποθεσίες με βραχώδη λιμνία και τοποθεσίες οι οποίες προσέφεραν μέρη για κρύψιμο.



Φωτογραφίες 2.2: Νεαρό (αριστερά) [©Konstantinos Perikleous] και ενήλικό μελανιστικό (δεξιά) [©Elena Erotokritou/©Sotiris Meletiou] Κυπριακό νερόφιδο.

Είναι επίσης σημαντικό να σημειωθεί ότι τα μοτίβα στιγμάτων στην κοιλιακή χώρα του νερόφιδου είναι διαφορετικά και χαρακτηριστικά για κάθε άτομο, δηλαδή μπορούν να αποτελέσουν στοιχείο ταυτοποίησης του (Baier, Sparrow, and Wiedl, 2013).

Όσον αφορά τη βιολογία και τη συμπεριφορά τους, τα Κυπριακά νερόφιδα τρέφονται κυρίως με βατράχους, και δευτερευόντως με ψάρια (Φωτογραφία 2.3). Προτιμούν περιοχές με νερό καθ' όλη τη διάρκεια του χρόνου και ποικίλη βλάστηση στις κοίτες των ποταμών ή λιμνίων στα οποία φωλιάζουν και κυνηγούν. Η εποχή αναπαραγωγής του είδους λαμβάνει χώρα από το τέλος της άνοιξης μέχρι την αρχή του καλοκαιριού και τα θηλυκά γεννούν συνήθως από τέσσερα μέχρι δέκα αυγά από το τέλος του Ιουνίου μέχρι

το τέλος του Ιουλίου, αναλόγως του καιρού (Blosat, 2005; Baier, Sparrow and Wiedl, 2013).



Φωτογραφία 2.3: Λιμνίο με βατράχους, οι οποίοι αποτελούν το κύριο διατροφικό στοιχείο του Κυπριακού νερόφιδου [© Sotiris Meletiou].

2.1.3 Περιοχές εξάπλωσης του *N. n. cyprica*

Μετά τη θεώρηση του Κυπριακού νερόφιδου ως εξαφανισμένου το 1960 και την επανεύρεση του το 1992 στο φράγμα του Ξυλιατού από τους Wiedl και Böhme η έρευνα συνεχίστηκε από την Dr. Birgit Blosat αρχικά στα πλαίσια της διδακτορικής της διατριβής, η οποία δημοσιεύθηκε το 1998 και έπειτα, μέχρι το 2005, με σκοπό τον σχεδιασμό ενός προγράμματος αναπαραγωγής του είδους σε αιχμαλωσία.

Η Blosat ξεχώρισε τέσσερις διαφορετικούς πληθυσμούς, τρεις στην οροσειρά του Τροόδους (Ξυλιατός, Λαγουδέρα και Κάτω Μονή) (Φωτογραφίες 2.4) και αυτόν στη λίμνη του Παραλιμνίου. Κατά το 2002 ο πληθυσμός του Κυπριακού νερόφιδου στο νησί υπολογίστηκε στα 450-650 άτομα, ενώ στην επόμενη έρευνα του 2005 οι αριθμοί μειώθηκαν σε 70-150.



Φωτογραφίες 2.4: Τυπικά ενδιαιτήματα του Κυπριακού νερόφιδου στην περιοχή του Τρούδους. Αριστερά λιμνίο στην περιοχή Απλίκι και δεξιά λίμνη στην περιοχή Γούρρι.

Καθ' όλη τη διάρκεια των μελετών της η Blosat συνέλλεξε ένα μεγάλο όγκο πολύτιμων πληροφοριών για τη βιολογία και την οικολογία του είδους, εκτός των δεδομένων κατανομής του. Συγκεκριμένα υπολόγισε ότι η συνολική έκταση κατανομής του δεν ξεπερνούσε τα 330 εκτάρια/3.3 Km² και τα ώριμα άτομα δεν ξεπερνούσαν τα 50 ανά υποπληθισμό, με λιγότερα από 150 άτομα με αναπαραγωγική δυνατότητα σε όλο το νησί.

Αναφορικά με τους πληθυσμούς του Ξυλιατού και της Κάτω Μονής παρατηρήθηκε μείωση του πληθυσμού άνω του 90% από το 1994 και το 2002 αντίστοιχα, με τον μοναδικό υποπληθισμό που παρουσίαζε φυσιολογική πυκνότητα να είναι αυτός του Παραλιμνίου (Blosat, 2005).

Τέλος, η πιο πρόσφατη μελέτη των Zotos et al. (2021), έφερε στο φως στοιχεία κατανομής του είδους εκτός της προηγουμένως γνωστής περιοχής. Στα πλαίσια της μελέτης διεξήχθησαν εργασίες πεδίου με σκοπό την εύρεση ενδιαιτημάτων κατάλληλων για το Κυπριακό νερόφιδο και έγιναν συστάσεις για μέτρα διαχείρισης και προστασίας του, τα οποία περιλάμβαναν εκτός των άλλων και επέκταση των περιοχών Natura 2000, με σκοπό της προστασία των οικοτόπων του Κυπριακού νερόφιδου. Μέσω αυτών των εργασιών πεδίου αλλά και βοήθειας από εθελοντές έγινε συλλογή ενός σημαντικού αριθμού (43) παρατηρήσεων νερόφιδων, με τις πλείστες να αφορούν τοποθεσίες εκτός των περιοχών Natura για την προστασία του είδους.

Η κατανομή ενός είδους αποτελεί από τις απαρχές της ζωολογικής έρευνας ένα από τα βασικά ερωτήματα που απασχολούν τους επιστήμονες, καθώς μπορεί να δώσει ένα εύρος πληροφοριών για τις ανάγκες, τις προτιμήσεις και το βέλτιστο περιβάλλον ενός οργανισμού (Miller, 2010).

Παραδοσιακά η μελέτη της κατανομής ενός είδους γίνεται μέσω έρευνας πεδίου, διαδικασία η οποία έχει μεγάλο χρονικό, χρηματικό και ανθρώπινο κόστος, ειδικά όταν αφορά ένα «κρυπτικό» είδος, του οποίου μεγάλο μέρος της οικολογίας είναι άγνωστο ή και δύσκολο να παρατηρηθεί (Gillepsie, Fukuda and McDonald, 2020).

Οι πρώτες αξιοσημείωτες και εκτενείς μελέτες του Κυπριακού νερόφιδου διεκπεραιώθηκαν από την Blosat μεταξύ του 1994 και του 2005 και προσέφεραν ένα πλήθος ανεκτίμητων πληροφοριών (Blosat 2002; Blosat 2005; Baier and Wiedl, 2010). Στα πλαίσια των μελετών αυτών ο πληθυσμός του Κυπριακού νερόφιδου χωρίστηκε σε τρεις υποπληθυσμούς (δύο στην οροσειρά του Τροόδους και ένα στο Παραλίμνι) και οι τελευταίες πληροφορίες που καταγράφηκαν έκαναν λόγο για ένα συνολικό πληθυσμό 70-150 ατόμων, σημαντικά λιγότερων από τα 450-650 που υπολογίζονταν την δεκαετία του '90 (Blosat 1998; Blosat 2002; Blosat 2005, Blosat 2008).

Το 2010 οι Baier και Wiedl εξέτασαν την κατανομή του είδους στην οροσειρά του Τροόδους με σκοπό της πρόταση μέτρων προστασίας και την αξιολόγηση του πληθυσμού, ο οποίος υπολογίστηκε περί τα 100 άτομα στην περιοχή μελέτης.

Από το 2005 και για τα επόμενα πέντε χρόνια δεν υπήρξε καμία σημαντική μελέτη για το Κυπριακό νερόφιδο και συνεπώς η κατάσταση του πληθυσμού του παρέμεινε άγνωστη μέχρι το 2010 όταν και οι Baier και Wiedl μελέτησαν τους πληθυσμούς του είδους στο Τρόδος (Φράγμα Ξυλιάτου, Φράγμα Φαρμακά, Κάτω Μονή, περιοχή Μαρούλενας) από την άνοιξη μέχρι το φθινόπωρο του 2008 και πρότειναν στρατηγικές διαχείρισης του. Τα αποτελέσματα της έρευνας έδειξαν ότι ο πληθυσμός του *N. n. cypriaca* στην περιοχή μελέτης ήταν 90-100 άτομα.

Η ανάγκη μελέτης του Κυπριακού νερόφιδου ενισχύθηκε το 2020, όταν δύο εθελοντές (η Αθηνά Παπαθεοδούλου και ο Τάσος Σιαλής) κατέγραψαν παρουσία του είδους εκτός των συνόρων της μέχρι τότε γνωστής του κατανομής. Ακολούθησε μελέτη των Zotos et al., (δημοσιεύτηκε το 2021) της οποίας στόχος ήταν η τοπογραφική μελέτη της περιοχής του Τροόδους, τόσο στις περιοχές της γνωστής κατανομής του νερόφιδου, όσο και εκτός

αυτών, με σκοπό την εύρεση κατάλληλων ενδιαιτημάτων για το είδος και στοιχεία παρουσίας του.

Από τις 13 παρατηρήσεις παρουσίας του είδους που συλλέχθηκαν κατά τη διάρκεια της παραπάνω μελέτης, οι 12 αφορούσαν περιοχές εκτός της γνωστής κατανομής και των οικοτόπων Natura 2000 που έχουν καθοριστεί συγκεκριμένα για την προστασία του νερόφιδου και του περιβάλλοντος του (Zotos et al., 2021).

Με τη βοήθεια εθελοντών επιστημόνων έγινε συλλογή περισσότερων παρατηρήσεων του είδους κατά τη διάρκεια του 2021 και είναι πλέον αναμφίβολη η παρουσία του εκτός της γνωστής κατανομής, παρά το ότι η πλήρης έκταση δεν είναι ακόμα γνωστή.

2.1.4 Απειλές του *N. n. cypriaca*

Το Κυπριακό νερόφιδο είναι ένα ευαίσθητο ενδημικό υποείδος της Κύπρου το οποίο απειλείται ιδιαίτερα από την ανθρώπινη παρουσία και δραστηριότητες, ειδικά όταν αυτές μεταβάλλουν τα ενδιαιτήματα του στην περιοχή του Τροόδους.

Στη μελέτη της Blosat το 2005 καταγράφονται οι απειλές από τις οποίες κινδυνεύει το Κυπριακό νερόφιδο και οι οποίες επηρεάζουν αρνητικά την πιθανή εξάπλωση του.

Οι κύριες εξ αυτών είναι:

A) Τα εισβλητικά είδη, ιδιαίτερα τα ψάρια και οι καραβίδες, τα οποία έχουν εισαχθεί στα ποτάμια οικοσυστήματα και τρέφονται με αυγά και νεογνά του Κυπριακού νερόφιδου.

B) Το ψάρεμα, το οποίο παρά το ότι μπορεί να έχει θετική επίδραση μέσω απομάκρυνσης εισβλητικών ειδών, ταυτόχρονα διαταράσσει τα οικοσυστήματα στα οποία φωλιάζει και κυνηγά το νερόφιδο.

Γ) Το κυνήγι το οποίο είναι ιδιαίτερα διαδεδομένο στην Κύπρο και ασκεί -ιδιαίτερα όταν γίνεται παράνομα- έντονες πιέσεις στο φυσικό περιβάλλον.

Δ) Η ανάπτυξη του τουρισμού, ειδικά στην λίμνη του Παραλιμνίου όπου εγκαταστάσεις αναψυχής έχουν κτιστεί σε πολύ κοντινές αποστάσεις από τα ενδιαιτήματα του νερόφιδου.

Ε) Η ανάπτυξη του αγροτικού τομέα και η αύξηση της χρήσης εντομοκτόνων τα οποία σε πολλές περιπτώσεις καταλήγουν στα γλυκά ύδατα και είναι θανατηφόρα για τα αμφίβια, με πιο γνωστή την παγκόσμια περίπτωση του ROUNDUP.

ΣΤ) Η οφιδοφοβία, λόγω έλλειψης ενημέρωσης του πληθυσμού για την επικινδυνότητα και τη σημαντικότητα των φιδιών του νησιού. Είναι σύνηθες οι κάτοικοι να μην μπορούν να ξεχωρίσουν εάν ένα φίδι είναι επικίνδυνο με αποτέλεσμα προληπτικά να το μετακινούν από το ενδιαίτημα του ή να το θανατώνουν.

Ζ) Λόγω της μεγάλης μείωσης του πληθυσμού του είδους η γενετική ποικιλότητα μεταξύ των ατόμων των υποπληθυσμών είναι ιδιαίτερα μειωμένη, γεγονός που μπορεί να οδηγήσει σε ασθένειες, μειωμένη μορφολογική διαφοροποίηση και περεταίρω μείωση του πληθυσμού.

Τα τελευταία χρόνια είναι επίσης εμφανής η επίδραση της κλιματικής αλλαγής στο νησί της Κύπρου (έντονες περίοδοι ξηρασίας και ισχυρές βροχοπτώσεις) και το Κυπριακό νερόφιδο αποτελεί ένα είδος το οποίο λόγω της εξάρτησης του από το υγρό στοιχείο αναμένεται να επηρεαστεί έντονα. Στη μελέτη τους οι Baier και Wiedl (2010) αναφέρουν ότι η μείωση του πληθυσμού του την περίοδο 2006-2008 φαίνεται να συνδέεται με τις μειωμένες βροχοπτώσεις εκείνων των ετών.

Σύμφωνα με μελλοντικές προβλέψεις τα φαινόμενα λειψυδρίας θα είναι πολύ συχνότερα τις επόμενες δεκαετίες και θα επηρεάσουν σημαντικά και την περιοχή του Τροόδου, η οποία διατηρεί ολόχρονα ένα σημαντικό ψυχρότερο κλίμα από την υπόλοιπη Κύπρο (Papadopoulou, et al., 2020; Kostopoulou and Jones, 2005; Giannakopoulos et al., 2010).

Σε συνδυασμό με όσες απειλές αναφέρθηκαν παραπάνω, οι οποίες μπορούν να περιοριστούν μόνο με ένα συνδυασμό ανάλογης προστατευτικής νομοθεσίας και ενημέρωσης των πολιτών σε βάθος χρόνου, η απειλή της κλιματικής αλλαγής αναμένεται να έχει σημαντική αρνητική επίδραση στην κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου.

2.1.5 Καθεστώς προστασίας και διαχείρισης του *N. n. cypriaca*

Σύμφωνα με την Οδηγία Οικοτόπων (92/43/EEC)⁶ το Κυπριακό νερόφιδο θεωρείται «είδος προτεραιότητας» και βρίσκεται υπό καθεστώς προστασίας στην Κυπριακή Δημοκρατία. Ακολουθώντας το Άρθρο 17 της αντίστοιχης οδηγίας γίνεται αξιολόγηση της κατάστασης του ανά 6 χρόνια, αν και οι έρευνες για τις αντίστοιχες αξιολογήσεις της τελευταίας 20ετίας δεν έχουν εμπλουτίσει ιδιαίτερα τις γνώσεις για την κατανομή του είδους και την κατάσταση του πληθυσμού του.

Όπως εμφανίζεται και στον Πίνακα 2.1 όπου αναγράφονται οι τρεις τελευταίες περιόδους αξιολόγησης του Κυπριακού νερόφιδου, πολλές πληροφορίες είναι άγνωστες και δεν υπάρχει ακριβής εκτίμηση του μεγέθους και της εξάπλωσης του πληθυσμού ούτε μέσα στις περιοχές Natura 2000 οι οποίες έχουν θεσπιστεί συγκεκριμένα για την προστασία του.

Πίνακας 2.1: Αξιολόγηση της κατάστασης του πληθυσμού του Κυπριακού νερόφιδου σύμφωνα με το Άρθρο 17 της Οδηγίας Οικοτόπων για τις τρεις προηγούμενες περιόδους αξιολόγησης.

Περίοδοι αξιολόγησης			
Διαχειριστικές παράμετροι	2001-2006	2007-2012	2013-2018
Εύρος	Δυσμενές-Ανεπαρκές	Δυσμενές-Ανεπαρκές	Δυσμενές-Ανεπαρκές
Επιφάνειες (χλμ.)	26	26.25	97
Πληθυσμός	Δυσμενές-Κακό	Δυσμενές-Ανεπαρκές	Δυσμενές-Κακό
Περιοχή με πληθυσμό (χλμ.)	-	26.25	97
Περιοχή Natura 2000 με πληθυσμό (χλμ.)	-	11.75	26
Βραχεία τάση πληθυσμού	Μειώνεται	Άγνωστο	Άγνωστο
Ενδιαίτηματα είδους	Άγνωστο	Ευνοϊκό	Ευνοϊκό
Μελλοντικές προοπτικές	Δυσμενές-Ανεπαρκές	Ευνοϊκό	Άγνωστο
Συνολικό καθεστώς προστασίας	Δυσμενές-Κακό	Δυσμενές-Ανεπαρκές	Δυσμενές-Κακό

⁶ <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj>

Το 2010, οι Baier και Wiedl επανεξέτασαν το χαρακτηρισμό του Κυπριακού νερόφιδου ως “Critically Endangered” μέσω των κριτηρίων της λίστας IUCN , όπως είχε προταθεί από τη Blosat (1998, 2002), καθώς σύμφωνα με την μελέτη τους στο Τροόδος ο πληθυσμός του είδους υπολογίστηκε στα 90-100 άτομα και η κατανομή του φαίνεται να καταλαμβάνει περιοχή μικρότερη των 10Km² με τον πληθυσμό του να εμφανίζεται ως διασκορπισμένος και αραιός (Blosat, 2002; Blosat, 2008; Baier and Wiedl, 2010; IUCN, 2009; IUCN).

Την περίοδο 2010-2014 στη μελέτη του Κυπριακού νερόφιδου συνέβαλλε το ευρωπαϊκό έργο LIFE: LIFE ICOSTACY “Improving the conservation status of fauna species in Cyprus: from microhabitat restoration to landscape connectivity” (LIFE09 NAT/CY/00247) στα πλαίσια του οποίου μελετήθηκαν ευαίσθητα οικοσυστήματα και είδη του νησιού με σκοπό τον σχεδιασμό προτάσεων για την καλύτερη διαχείριση και προστασία τους. Δύο σημαντικές δράσεις του ICOSTACY για το Κυπριακό νερόφιδο ήταν η δημιουργία υδατοσυλλογών αλλά και στοιβών από πέτρες και ξύλα με σκοπό την αποκατάσταση και ενίσχυση του *N. n. cypriaca*, αλλά και άλλων ειδών στο Πάρκο Τροόδους, στο Παραλίμι και στις περιοχές Μαδαρή-Παπούτσα, Σταυρό της Ψώκας, Σκούλλη και Άλυκο ποταμό-Άγιο Σωζόμενο. Αυτές η δράσεις διεκπεραιώθηκαν μετά από δειγματοληψίες και μοριακή μελέτη νερόφιδων στις περιοχές Κάτω Μονή, Καλό Χωριό Κλήρου, Φράγμα Ξυλιάτου, Λαγουδέρα, Φτερικούδι, Μαρούλενα, Παραλίμι (ICOSTACY, 2013; ICOSTACY, 2015).

Τα νεότερα δεδομένα τα οποία αφορούν το συνολικό αριθμό των ατόμων που αποτελούν τον πληθυσμό του είδους εκτιμούν 90-100, με πολλούς τοπικούς υποπληθυσμούς να έχουν εξαφανιστεί από συγκεκριμένες περιοχές (Zotos, et al., 2021; Baier and Wiedl, 2010). Τα στοιχεία αυτά είναι ελλιπή καθώς οι προηγούμενες έρευνες κατανομής όχι μόνο έγιναν πάνω από μια δεκαετία πριν, αλλά επιπρόσθετα εστιάστηκαν στις ήδη γνωστές περιοχές εμφάνισης του είδους μέσα στις περιοχές Natura 2000, χωρίς να ερευνηθούν το ενδεχόμενο παρουσίας του είδους σε άλλες τοποθεσίες.

Καθώς προηγούμενες μελέτες ερεύνησαν στοχευμένα μόνο τους τότε γνωστούς πληθυσμούς του Κυπριακού νερόφιδου χωρίς να εξετάζουν τη πιθανότητα περεταίρω κατανομής, μέχρι το 2021 δεν υπήρξε καμία αναφορά του είδους εκτός των περιοχών Natura 2000 οι οποίες σχεδιάστηκαν με σκοπό την προστασία του (Baier and Wiedl, 2010; Blosat 1998, 2002, 2005, 2008; Zotos, et al., 2021). Συνεπώς, λαμβάνοντας υπόψη τις νέες πληροφορίες που συλλέχθηκαν από τους Zotos, et al. το 2021 και μέσω

επιπρόσθετων ερευνών είναι απαραίτητη η επαναξιολόγηση της κατανομής του είδους, και ως συνέπεια του μεγέθους του πληθυσμού του και της έκτασης των ενδιαιτημάτων του.

Όπως αναφέρεται στις εργασίες της Blosat (2005, 2008), η προστασία και η ορθή διαχείριση του είδους σε βάθος χρόνου είναι καίριας σημασίας για την διατήρηση του πληθυσμού του, αλλά λόγω περιορισμένων στοιχείων την παρούσα στιγμή δεν μπορεί να γίνει ορθή αξιολόγηση του καθεστώτος προστασίας του είδους με σκοπό την καλύτερη διαχείριση του ιδίου και των ενδιαιτημάτων του.

Καθώς το Κυπριακό νερόφιδο αποτελεί ενδημικό είδος της Κύπρου και δεν έχει γίνει ολοκληρωμένη προσπάθεια μελέτης της κατανομής του ποτέ πριν, η σχετική βιβλιογραφία είναι περιορισμένη. Για το λόγο αυτό, η βιβλιογραφία η οποία συλλέχθηκε, μελετήθηκε και μέρος της θα παρουσιαστεί σε αυτό το κομμάτι της εργασίας αφορά τα επί μέρους στοιχεία της έρευνας, δηλαδή το Κυπριακό νερόφιδο, τα Μοντέλα Κατανομής Ειδών καθώς και την Ανάλυση Διαδρομών Ελαχίστου Κόστους.

2.2 Μοντέλα κατανομής ειδών

Τις τελευταίες δεκαετίες έχει αναπτυχθεί και είναι διαθέσιμος στην επιστημονική κοινότητα ένας μεγάλος αριθμός μεθόδων εντοπισμού και παρακολούθησης ζώων χωρίς την ανάγκη συνεχούς ανθρώπινης παρουσίας. Κάποιες από τις πιο γνωστές και διαδεδομένες μεθόδους είναι οι συσκευές GPS αλλά και οι φωτοπαγίδες (Lottker, et al., 2009; O'Connell, Nichols and Karanth, 2010; Leoni, et al., 2020). Ταυτόχρονα, πλέον αρκετές έρευνες παγκοσμίως αλλά και σε τοπικό επίπεδο στην Κύπρο κάνουν χρήση δειγμάτων γενετικού υλικού από το περιβάλλον (γραμμωτή κωδικοποίησης DNA - metabarcoding) για τον εντοπισμό των περιοχών στις οποίες συχνάζει ένα είδος, ώστε να εντοπιστούν τα ίχνη του, ακόμα και αν δεν μπορεί να βρεθεί το ίδιο το ζώο (Speare, et al., 2015; Macher, et al., 2020; Emerson, et al., 2022).

Παράλληλα με τις μεθόδους εντοπισμού, από τα μέσα του 2000 περίπου, αναπτύχθηκαν λογισμικά τα οποία συνδυάζοντας τις περιοχές στις οποίες εντοπίστηκε ένα είδος, με τα περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά που επικρατούν στην ανάλογη περιοχή, και τη χρήση κατάλληλων αλγόριθμων, είναι σε θέση να εξαγάγουν πιθανά μοντέλα κατανομής για το υπό εξέταση είδος. Τα Μοντέλα Κατανομής Ειδών (Species Distribution Models - SDMs) προστέθηκαν στην ζωολογική έρευνα και μέχρι σήμερα συνεχώς αναβαθμίζονται και χρησιμοποιούνται από όλο και περισσότερους επιστήμονες (Guisan and Thuiller, 2005; Srivastava, Lafond and Griess, 2019).

Το κάθε είδος εξαρτάται από συγκεκριμένα βιοτικά και αβιοτικά περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά. Αυτά μπορεί να δρουν είτε ως «διάδρομοι» (corridors) είτε ως «εμπόδια» (barriers) για τη μετακίνηση του στο χώρο (Panzacchi, et al., 2015). Κάποια χαρακτηριστικά όπως το υψόμετρο, η παρουσία νερού, το είδος βλάστησης και η ανθρωπογενής δραστηριότητα επηρεάζουν τα περισσότερα είδη, ενώ υπάρχουν άλλα χαρακτηριστικά που είναι πιο συγκεκριμένα για το είδος υπό εξέταση (Hijmans and Elith, 2011). Αναλόγως αυτών των χαρακτηριστικών δημιουργούνται περιβαλλοντικά «στρώματα» (layers) τα οποία μέσω κατάλληλων εργαλείων/λογισμικών μπορούν να δημιουργήσουν μοντέλα πρόβλεψης της κατανομής και των διαδρομών μετακίνησης ενός είδους (Araujo and Peterson, 2012). Αυτό γίνεται μέσα από την αξιολόγηση και το συνδυασμό της αξίας (θετικής ή αρνητικής) που έχει το κάθε σημείο του χώρου

(τετράγωνο συγκεκριμένων διαστάσεων που ορίζεται από τον ερευνητή – pixel), της κάθε περιβαλλοντικής παραμέτρου (layer) στην κατανομή του είδους.

Στην περίπτωση των SDMs κάθε σημείο (pixel) στο τέλος της διαδικασίας λαμβάνει μια τιμή η οποία αντιστοιχεί στην πιθανότητα παρουσίας του είδους υπό μελέτη στο συγκεκριμένο σημείο σύμφωνα με τον συνδυασμό των περιβαλλοντικών παραμέτρων που έχουν εξεταστεί (Kaliontzopoulou, 2008).

Τα SDMs χρησιμοποιώντας αλγόριθμους τεχνητής νοημοσύνης είναι σε θέση να αναγνωρίσουν με αρκετή ακρίβεια περιοχές στις οποίες πιθανόν να εντοπιστεί ένα είδος με βάση τα υπάρχοντα δεδομένα (Hijmans and Elith, 2011). Με τον ίδιο τρόπο αυτά τα μοντέλα μπορούν να κάνουν προβλέψεις για την κατανομή ενός είδους σε βάθος χρόνου όταν στα στρώματα συγκαταλέγονται στοιχεία για την πιθανή μελλοντική κατάσταση μιας περιοχής τα οποία βασίζονται σε διάφορα σενάρια κλιματικής αλλαγής ανάλογα την περιοχή, το είδος και τα ερευνητικά ερωτήματα που χρίζουν απάντησης (Flint and Flint, 2012).

2.2.1 Χρήση Μοντέλων Κατανομής Ειδών

Τα Species Distribution Models (SDMs) ή Μοντέλα Κατανομής Ειδών αποτελούν αλγορίθμους οι οποίοι χρησιμοποιούνται για τον καθορισμό των σχέσεων των ειδών χλωρίδας ή πανίδας υπό μελέτη με το περιβάλλον τους με τη χρήση γεωχωρικών, φυσικών και κλιματολογικών δεδομένων για συγκεκριμένες περιοχές (Guisan and Zimmermann 2000, Peterson et al. 2011; Naimi and Araujo, 2016). Χρησιμοποιούνται με σκοπό τη στατιστική μελέτη της σχέσης μεταξύ της χωρικής παρουσίας ενός είδους και των περιβαλλοντικών παραγόντων που χαρακτηρίζουν μια περιοχή (Franklin, 2010; Guisan and Zimmermann, 2000). Υπάρχει πληθώρα παραδειγμάτων χρήσης τους τις τελευταίες δεκαετίες και αποτελούν αποδεδειγμένα ένα ιδιαίτερα χρήσιμο και αξιόπιστο εργαλείο της ζωολογικής έρευνας (Carvalho et al., 2010; Underwood et al., 2010; Carvalho 2011).

Συνολικά τα SDMs χρησιμοποιούνται ευρέως στις βιολογικές και περιβαλλοντικές επιστήμες με πολλά παραδείγματα χρήσης τους στα πεδία της εξελικτικής βιολογίας, της διαχείρισης και διατήρησης της άγριας ζωής, της βιογεωγραφίας και της βοτανικής

εκτός άλλων (Araújo and Peterson 2012; Guisan, Wilfried and Thuiller, 2005; Srivastava, Lafond and Griess, 2019).

Επιπρόσθετα, μέσω της καταχώρησης αντίστοιχων και κατάλληλων δεδομένων τα SDMs μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την εξέταση της κατανομής ενός είδους σε βάθος χρόνου (στο παρελθόν ή στο μέλλον) και υπό πιέσεις της ανθρώπινης παρουσίας στο ενδιαίτημα του αλλά και υπό τις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής (Zhang, et al., 2020; Jarvie and Svenning, 2018), οπότε αποτελούν ένα ιδιαίτερα ευέλικτο εργαλείο το οποίο μπορεί να διαφοροποιηθεί ανάλογα με τις ανάγκες της κάθε μελέτης.

Ιδιαίτερα όσον αφορά ευαίσθητα είδη με μικρή χωρική κατανομή ή υπό τον κίνδυνο εξαφάνισης τα SDMs αποτελούν ένα ιδιαίτερα αξιόλογο εργαλείο για τη μελέτη της κατανομής τους και σε συνέχεια τον σχεδιασμό μέτρων διαχείρισης τους καθώς πολλοί από τους διαθέσιμους αλγόριθμους μπορούν να παράγουν αξιόπιστα αποτελέσματα με περιορισμένο αριθμό παρατηρήσεων κατανομής (Guisan et al., 2013; Sousa silva et al., 2014; Carvalho et al., 2011; Thuiller et al., 2005).

Επίσης, τα διάφορα SDMs, μέσω της διαδικασίας παραγωγής μοντέλων μπορούν να κάνουν ένα πλήθος στατιστικών αναλύσεων και να βρουν ποια περιβαλλοντικά δεδομένα είναι τα πιο σημαντικά για το είδος υπό μελέτη, οδηγώντας σε συμπεράσματα για το βέλτιστο ενδιαίτημα ενός είδους, τις περιβαλλοντικές παραμέτρους οι οποίες πρέπει να ληφθούν υπόψη κατά την προστασία του και ακόμα και τα μικροενδιαίτημα τα οποία είναι σημαντικά για αυτό (Habel, Teucher and Rodder, 2018; Valerio, et al., 2020).

2.2.2 Βιβλιογραφική Ανασκόπηση Μοντέλων Κατανομής Ειδών

Για τους σκοπούς της παρούσας έρευνας, από το πλήθος των διαθέσιμων ερευνών που κάνουν χρήση SDMs έγινε διαλογή και μελέτη αυτών που εμφάνιζαν κοινά χαρακτηριστικά με το θέμα και την μεθοδολογία της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής.

Χαρακτηριστική έρευνα στο νησί της Κύπρου αποτελεί αυτή των Baier, Nicolaou και Rodder του 2014, οι οποίοι έπειτα από συλλογή πληροφοριών παρουσίας είδους μέσω

GPS έκαναν χρήση του προγράμματος Maxent (Phillips, Anderson and Schapire, 2006) με σκοπό την μελέτη της κατανομής του Κυπριακού φιδιού (*Hierophis cypriensis*). Μέσω των αποτελεσμάτων τους είχαν τη δυνατότητα όχι μόνο να αποβούν σε συμπεράσματα για την κατανομή του είδους σε παροντικό χρόνο, αλλά επιπρόσθετα και για τις πιθανές παρελθοντικές κινήσεις του πληθυσμού και τους τρόπους που επηρεάστηκαν από τη μορφολογία του νησιού καθώς και τις ανθρωπογενείς πιέσεις που δέχτηκαν.

Αξιοσημείωτη επίσης είναι η δημοσίευση των Anadon, et al., (2012) για την κατανομή της Μεσογειακής Χελώνας (*Testudo graeca*) στην βόρεια Αφρική. Για τους σκοπούς της μελέτης τους έγινε συλλογή 283 καταγραφών του είδους μέσω εργασιών πεδίου αλλά και υπάρχουσας βιβλιογραφίας. Αναφέρεται ότι λόγω ανθρωπογενών πιέσεων υπάρχουν περιπτώσεις παρουσίας ατόμων του είδους σε περιοχές που δεν παρουσιάζουν τα περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά τα οποία είναι σημαντικά για τη φυσική κατανομή του. Η επεξεργασία των στοιχείων έγινε μέσω του προγράμματος Maxent 3.3.3 (Phillips, Anderson and Schapire, 2006, Phillips and Dudik., 2008). Στα αποτελέσματα της μελέτης συμπεριλήφθηκαν χάρτες κατανομής του είδους στην Βόρεια Αφρική, συμπεράσματα για τη σημαντικότητα της βροχόπτωσης για το είδος καθώς και μοντελοποίηση των περιοχών οι οποίες παρουσιάζουν κατάλληλες συνθήκες για τη διαβίωση της Μεσογειακής Χελώνας στην Ευρώπη.

Στην έρευνα των Kaliontzoroulou, et al., (2008) το Maxent χρησιμοποιείται για τη μελέτη της κατανομής των σαυρών της οικογένειας *Podarcis* στην βόρεια Αφρική. Τα δεδομένα της μελέτης συλλέχθηκαν τόσο μέσω εργασιών πεδίου όσο και με βάση τη βιβλιογραφία και έγινε επεξεργασία τους για εύρεση συστάδων με σκοπό την αφαίρεση αλληλεπικαλυπτόμενων δεδομένων για όσο το δυνατό καλύτερα τελικά αποτελέσματα. Έγινε δημιουργία μοντέλων κλίμακας 10 Km² και 1 Km², τα οποία παρουσίασαν παρόμοια κατανομή του είδους, με σημαντικά μεγαλύτερη λεπτομέρεια στο 1 Km². Επιπρόσθετα, μέσω της μελέτης τους υπογραμμίζεται ότι όσον αφορά τη χρήση του Maxent είναι σημαντικότερη η ακρίβεια των εισαγόμενων δεδομένων, παρά το πλήθος τους.

Οι Kalboussi και Achur το 2016 συνδύασαν το Maxent με GIS (Geographic Information Systems) για τη μελέτη της πιθανής κατανομής έξι φιδιών της Βορειοδυτικής Τυνησίας, μεταξύ αυτών και τα *Natrix maura* και *Natrix astreptophora*. Η συλλογή των δεδομένων έγινε μέσω εργασιών πεδίου μεταξύ του 2000 και 2015 με τη χρήση GPS, τόσο στις

εποχές όπου τα είδη ήταν ενεργά, αλλά και σε περιόδους νάρκης ή μειωμένης δραστηριότητας. Η αξιολόγηση των αποτελεσμάτων έγινε μέσω «εκπαίδευσης» του προγράμματος καθώς και της AUC με σκοπό την εύρεση των σημαντικότερων περιβαλλοντικών παραγόντων για το κάθε είδος και την δημιουργία χαρτών κατανομής τους.

Τα μοντέλα κατανομής ειδών μπορούν επίσης να χρησιμοποιήσουν δεδομένα μελλοντικών κλιματολογικών προβολών για την πρόβλεψη της κατανομής ενός είδους υπό μελέτη σε βάθος χρόνου. Ανάλογη έρευνα αποτελεί αυτή των Salas, et al., του 2017, οι οποίοι μελέτησαν την μεταβολή της κατανομής τεσσάρων ειδών ερπετοπανίδας της νοτιοκεντρικής Αμερικής υπό τις απειλές της κλιματικής αλλαγής. Για την έρευνα τους χρησιμοποίησαν τους αλγορίθμους GLM, RFB, RT, MARS, Maxent καθώς και μοντέλα Ensemble. Τα κλιματολογικά στοιχεία τα οποία χρησιμοποίησαν αντιστοιχούσαν στην περίοδο 2050-2070 για δύο σενάρια κλιματικής αλλαγής, τα RCP 2.6 και 8.5. Τα αποτελέσματα της μελέτης έδειξαν σημαντικές απώλειες ερπετοπανίδας αλλά ταυτόχρονα και εμφάνιση των ειδών σε νέες περιοχές, οι οποίες λόγω της κλιματικής αλλαγής μπορούσαν πλέον να προσφέρουν κατάλληλα ενδιαιτήματα για τα μελετώμενα είδη.

Στην μελέτη των El-Gabbas, et al, (2016), έγινε αξιολόγηση της κατανομής των Αιγυπτιακών ερπετών μέσω μοντέλων Maxent. Εξετάστηκαν 75 είδη (49 σαύρες, 25 φίδια και 1 χελώνα) για τρεις περιόδους, το 2020, 2050 και 2080, με κάθε περίοδο να αντιπροσωπεύει τον μέσο κλιματολογικό όρο 30 ετών. Εξετάστηκαν δύο σενάρια κλιματικής αλλαγής, τα A2a και B2a και οι μελλοντικές προβλεπόμενες κατανομές συγκρίθηκαν με παροντικά δεδομένα. Για τα μοντέλα έγινε χρήση των 19 Bio από τη βάση δεδομένων WorldClim, δείκτες κάλυψης βλάστησης NDVI και το υψόμετρο. Τα αποτελέσματα της μελέτης έδειξαν αναμενόμενη εξαφάνιση τουλάχιστον δύο ειδών σε κάποια από τα εξεταζόμενα σενάρια και μείωση της τάξεως των 80% για οκτώ άλλα είδη. Επιπρόσθετα, σύμφωνα με τα αποτελέσματα, παρότι οι προστατευόμενες περιοχές συνεισφέρουν σημαντικά στην προστασία της μελετώμενης ερπετοπανίδας, είναι ανεπαρκείς για την διατήρηση των ειδών υπό τις πιέσεις της κλιματικής αλλαγής.

Οι Dubos, et al., το 2021 δημοσίευσαν την έρευνα τους για την μεταβολή της κατανομής της σαύρας *Phelsuma borbonica* στην ηφαιστειογενή νήσο Reunion του Ινδικού Ωκεανού. Έγινε χρήση και σύγκριση μελλοντικών δεδομένων της βάσης WorldClim με αντίστοιχα

της βάσης CHELSA. Συγκεκριμένα χρησιμοποιήθηκαν τα 19 bio και για τα μελλοντικά δεδομένα τα σενάρια RCP2.6 και RCP8.5 για το 2070, σε ανάλυση 30 δευτερολέπτων (1Km²). Η διαδικασία διεκπεραιώθηκε μέσω της R με δοκιμή 10 διαφορετικών μοντέλων του πακέτου Biomod2. Τα αποτελέσματα της μελέτης υπογράμμισαν τις διαφορές που προκύπτουν από τη χρήση διαφορετικών κλιματικών μοντέλων σε συνδυασμό με τις περιβαλλοντικές ανάγκες του κάθε είδους. Αναφορικά με το είδος προς μελέτη, έχει ευρεία κατανομή στη νήσο αλλά ταυτόχρονα απειλείται από τις διάφορες χρήσεις γης και την αστικοποίηση οι οποίες εντατικοποιούνται σε βάθος χρόνου. Οι συγγραφείς προτείνουν οι περιοχές οι οποίες εμφανίζονται ως ιδανικά ενδιαιτήματα στο μέλλον για το είδος υπό μελέτη να έχουν προτεραιότητα για την συντήρηση και διατήρηση του είδους.

Οι παραπάνω έρευνες αποτελούν χαρακτηριστικά παραδείγματα μεθοδολογίας για τη μελέτη της κατανομής ερπετών με τη χρήση μοντέλων κατανομής ειδών. Υπάρχει συμφωνία ότι ο αλγόριθμος Maxent είναι ο πλέον κατάλληλος για έρευνες με περιορισμένο αριθμό δεδομένων παρουσίας και χωρίς τη χρήση δεδομένων απουσίας. Επιπρόσθετα, ανεξαρτήτως δεδομένων, τα μοντέλα Ensemble, τα οποία αποτελούν μέθοδο συνδυασμού ενός αριθμού μοντέλων συνήθως δίνουν ακριβέστερα αποτελέσματα από μεμονωμένους αλγορίθμους. Οι περισσότερες μελέτες, ανεξαρτήτως του είδους ακολουθούν παρόμοια δομή μεθοδολογίας και αξιολόγησης των αποτελεσμάτων τους, οι οποίες και θα συμπεριληφθούν στην παρούσα εργασία καθώς είναι δοκιμασμένες και αξιόπιστες.

2.3 Ανάλυση Διαδρομών Ελαχίστου Κόστους

Η συνδεσιμότητα (connectivity) είναι μια ιδιαίτερα σημαντική έννοια στη ζωολογία και επηρεάζει έντονα την κατανομή των ειδών. Μέσω συνδεδεμένων περιοχών τα είδη μπορούν να εξαπλωθούν ή να διαφύγουν από κινδύνους και να έχουν πρόσβαση σε ενδιαυτήματα τα οποία θα βελτιώσουν τις πιθανότητες επιβίωσης τους. Επιπρόσθετα η μετακινήσεις πληθυσμού ευνοούν τη διεύρυνση της γενετικής ποικιλίας των ειδών, κάτι που μπορεί να δράσει προστατευτικά, προσδίδοντας γενετική διαφοροποίηση ανάμεσα στα άτομα ενός είδους (Sahlean, 2020; Row, Blouin-Demers and Loughheed, 2010).

Λόγω της έντονης βιομηχανικής, τουριστικής και γεωργικής δραστηριότητας των τελευταίων δεκαετιών εμφανίζονται όλο και συχνότερα και πιο διευρυμένα φαινόμενα κατακερματισμού περιοχών, δηλαδή διατάραξης των οικολογικών διόδων από μια περιοχή στην άλλη. Αυτές οι διαταράξεις έχουν τη μορφή δημιουργίας δρόμων, καταστροφής του φυσικού τοπίου για ανέγερση κτηρίων ή δημιουργία γεωργικών εκτάσεων αλλά και έντονη ανθρωπογενή παρουσία στο φυσικό περιβάλλον (Bunn, Urban and Keitt, 2000; Schutz and Driscoll, 2008, Blosat, 2005).

Είναι σημαντικό, ως συνέχεια της μελέτης της κατανομής ενός πληθυσμού, να ερευνείται η πιθανή μετακίνηση του και σε αυτό τα τελευταία χρόνια συνδράμει η ανάλυση Least Cost Path, η οποία ουσιαστικά αποτελεί ένα σύνολο αλγορίθμων οι οποίοι μέσω των κατάλληλων δεδομένων και ρυθμίσεων μπορούν να υπολογίσουν τη διαδρομή με το μικρότερο ενεργειακό κόστος μεταξύ δύο σημείων. Αποτελεί ένα είδος ανάλυσης το οποίο χρησιμοποιείται ευρέως στον αστικό σχεδιασμό και την αρχαιολογία και τα τελευταία χρόνια έχει αξιοποιηθεί και στις περιβαλλοντικές επιστήμες (Vaissi and Sharifi, 2021;Alberti, 2019; Bagli, Geneletti and Orsi, 2011).

Συγκεκριμένα για την ανάλυση LCP, μέσω στρώσεων δεδομένων δημιουργούνται χάρτες των οποίων κάθε εικονοστοιχείο (pixel) παρουσιάζει μια τιμή. Σκοπός του αλγορίθμου σε αυτή την περίπτωση είναι να εξετάσει τον τρόπο κίνησης ενός είδους από ένα αρχικό σε ένα τελικό σημείο, με τον βέλτιστο τρόπο ώστε το σύνολο των τιμών των εικονοστοιχείων από τα οποία θα περάσει να είναι το μικρότερο δυνατό (Alberti, 2019; Bagli, Geneletti and Orsi, 2011). Μέσω αυτής της διαδικασίας δημιουργούνται μοντέλα διαδρομών τα οποία μπορούν να προβλέψουν την κίνηση ενός είδους είτε για σκοπούς

τροφοληψίας, είτε λόγω μετανάστευσης, είτε λόγω ενόχλησης από ανθρωπογενείς παράγοντες, είτε για άλλους λόγους (Panzacchi, et al., 2015; Sahlean, et al., 2020).

Η ανάλυση βασίζεται στην θεώρηση ότι τα είδη πάντα θα προτιμούν να μετακινηθούν με τον τρόπο ο οποίος απαιτεί τη λιγότερη ενέργεια και συνεπώς, ο αλγόριθμος βρίσκει τις διαδρομές με το μικρότερο κόστος οι οποίες αναμένεται να είναι αρκετά όμοιες με αυτές που θα ακολουθήσει ένα είδος σε πραγματικό χώρο, κάτι που επιβεβαιώνεται και από πλήθος μελετών οι οποίες έχουν αξιολογήσει τη μέθοδο ως αξιόπιστη (Sawyer, Epps and Brashares, 2011; Covarrubias, Gonzalez and Gutierrez-Rodriguez, 2020; Wang, Savage and Shaffer, 2009).

2.3.1 Χρήση Διαδρομών Ελαχίστου Κόστους

Η ανάλυση Least Cost Path (LCPA) είναι μια μέθοδος μελέτης μετακινήσεων πληθυσμών, ιδιαίτερα διαδεδομένη στην αρχαιολογία και τον αστικό σχεδιασμό με παρουσία και στην ζωολογία την τελευταία δεκαπενταετία (Beier, Majka and Newell; 2009; Sawyer, Epps and Brashares, 2011; Bagli, Geneletti and Orsi, 2011; Balbi, et al., 2019; Lewis, 2021).

Πολλές είναι οι περιβαλλοντικές μελέτες οι οποίες κάνουν χρήση της Ανάλυσης LCP για εκτίμηση των διαδρομών που ακολουθούν διάφορα είδη σε ένα συγκεκριμένο χώρο, ενώ άλλες ερευνούν τους πιθανούς οικολογικούς διαδρόμους (ecological corridors) οι οποίοι συνδέουν μια περιοχή με μια άλλη, και τους οποίους μπορεί να χρησιμοποιήσει ένα είδος (Sawyer, Epps and Brashares, 2011; Schutz and Driscoll, 2008; Watts, et al., 2010).

2.3.2 Βιβλιογραφική Ανασκόπηση Διαδρομών Ελαχίστου Κόστους

Στην Κύπρο είναι ελάχιστα τα παραδείγματα χρήσης τέτοιας μεθοδολογίας και τα περισσότερα προέρχονται από το αρχαιολογικό πεδίο. Ενδεικτική εργασία αποτελεί όμως αυτή των Erotokritou και Vogiatzakis (2019) οι οποίοι μελέτησαν την συνδεσιμότητα των ενδιαιτημάτων του ενδημικού Κυπριακού φιδιού (*Hierophis cypriensis*). Για τους σκοπούς της μελέτης η οροσειρά του Τροόδους χωρίστηκε σε επί μέρους διαμερίσματα (land parcels) με τη βοήθεια ειδικών επιστημόνων. Η LCPA έγινε

με το λογισμικό ArcGIS με σκοπό την μελέτη της συνδεσιμότητας μεταξύ των 17 διαμερισμάτων και σε συνδυασμό με την ανάλυση CONEFOR τα αποτελέσματα έδειξαν τα σημαντικότερα διαμερίσματα για το είδος και την ποιότητα της συνδεσιμότητας του με άλλες περιοχές, δεδομένα που μπορούν να βοηθήσουν σημαντικά στην προστασία του Κυπριακού φιδιού. Επιπρόσθετα, από τους 136 διαδρόμους που προέκυψαν μεταξύ των πυρήνων κατανομής, μόνο οι 5 εμφανίζουν δυνατότητα αντικατάστασης τους από κάποιον άλλο, τονίζοντας τη σημαντικότητα της διατήρησής τους.

Στην παγκόσμια βιβλιογραφία, παρά την εκτεταμένη συζήτηση της σημαντικότητας των οικολογικών διαδρόμων και της αναγκαιότητας λήψης μέτρων έναντι του κατακερματισμού των οικοσυστημάτων, οι μελέτες οι οποίες κάνουν χρήση της LCPA για μελέτη ερπετών και αμφιβίων είναι ελάχιστες, με τις περισσότερες να εστιάζονται σε μεγαλύτερα θηλαστικά και πουλιά (Beier, Majka and Newell, 2009). Σε συνέχεια αυτού του υποκεφαλαίου παρουσιάζονται τρεις μελέτες οι οποίες παρουσιάζουν παρόμοια μεθοδολογία με αυτή που αναμένεται να χρησιμοποιηθεί στην παρούσα διπλωματική εργασία και επιπρόσθετα έχουν να κάνουν με είδη όσο το δυνατόν κοντινότερα (γενετικά και όσον αφορά τις περιβαλλοντικές τους ανάγκες) στο Κυπριακό νερόφιδο.

Στην εργασία των Wang, Savage και Shaffer (2009), η οποία χρησιμοποιείται ως βάση για αρκετές επόμενες μελέτες που συνδυάζουν γενετική έρευνα με LCPA έγινε λήψη δειγμάτων από προνύμφες της σαλαμάνδρας *Ambystoma californiense* (California tiger salamander) η οποία παρουσιάζει κρυπτικό κύκλο ζωής. Τα γενετικά δείγματα λήφθηκαν από 16 εποχιακά λιμνία και συνδυάστηκαν με περιβαλλοντικές πληροφορίες για την ανάλυση LCP, για τους σκοπούς της οποίας δόθηκαν τιμές κόστους ανά τύπο ενδιαίτηματος. Τα αποτελέσματα της μελέτης έδειξαν ότι το είδος κινείται με πολύ μεγαλύτερη ευκολία μέσω θαμνωδών περιοχών και δυσκολότερα μέσω δάσους. Επίσης, χαρτογραφήθηκαν συγκεκριμένα οι οικολογικοί διάδρομοι τους οποίους μπορούν να χρησιμοποιήσουν οι υποπληθυσμοί του είδους για την μετακίνηση τους μεταξύ των λιμνίων.

Στην εργασία των Aguilar, et al. (2013) έγινε μελέτη της γενετικής κατανομής ενός είδους βατράχου (Coastal Tailed Frog - *Ascaphus truei*) σε ένα εύρος τεσσάρων υγροτόπων της Καλιφόρνιας των ΗΠΑ, οι οποίες έχουν επηρεαστεί αρνητικά από τις δραστηριότητες ξυλείας τον τελευταίο αιώνα. Για την μελέτη έγινε συλλογή γενετικού υλικού από βατράχους το οποίο και συνδυάστηκε με περιβαλλοντικά δεδομένα τα οποία έλαβαν

βαθμολογία από το 1 έως το 10 (1 ως το μικρότερο κόστος και 10 το μεγαλύτερο) με εξαίρεση την σκίαση η οποία βαθμονομήθηκε από το 1 ως το 100 (βάση του ποσοστού της). Τα αποτελέσματα της ανάλυσης έδειξαν συνολικά 45 διαδρόμους ανταλλαγής γενετικών πληροφοριών μεταξύ των τοποθεσιών υπό μελέτη αλλά και άλλων κοντινών υγροτόπων. Σημειώνεται επίσης ότι τα αμφίβια, λόγω της ευαισθησίας τους στις περιβαλλοντικές αλλαγές είναι ιδιαίτερα καλοί δείκτες της ποιότητας των οικοσυστημάτων.

Η μελέτη των Sahlean, et al. (2020) αποτελεί μια μεγάλη και ολοκληρωμένη προσπάθεια έρευνας και καταγραφής των οικολογικών διαδρόμων που χρησιμοποιούνται από τα αμφίβια και τα ερπετά των περιοχών Natura 2000 στη Ρουμανία. Στη μελέτη συμπεριλήφθηκαν 42 είδη (περιλαμβανομένου του *Natrix natrix*) και το Least Cost Path Analysis έγινε με βαθμολόγηση κόστους σε περιβαλλοντικά δεδομένα βάση γνώμης ειδικών. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι για το μεγαλύτερο ποσοστό των ειδών οι διαθέσιμες φυσικές περιοχές παρέχουν ικανοποιητικούς διαδρόμους, αν και μερικά θα πρέπει να διασχίσουν ημι-φυσικές περιοχές. Το σημαντικότερο ίσως από τα αποτελέσματα της μελέτης είναι ότι ελάχιστοι από τους διαδρόμους αξιοποιούνται από μόνο ένα είδος, με τον μεγαλύτερο αριθμό που εμφανίζεται να είναι 27 είδη τα οποία κάνουν χρήση του ίδιου διαδρόμου. Συνεπώς, αυτή η μελέτη δείχνει ότι η προστασία των οικολογικών διαδρόμων ενός είδους μπορεί να έχει θετικό αντίκτυπο και σε άλλα, καθώς πολλά είδη μετακινούνται μεταξύ παρομοίων ενδιαιτημάτων. Παρά το ότι τέτοιες έρευνες εθνικού επιπέδου είναι δύσκολες, η παρούσα υπογραμμίζει την σημαντικότητα των οικολογικών διαδρόμων για την βιοποικιλότητα στο σύνολο της.

Επιπρόσθετα, ιδιαίτερα σημαντικός είναι ένας αριθμός ερευνών οι οποίες συνδυάζουν τα μοντέλα κατανομής ειδών με την ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους με σκοπό την εύρεση οικολογικών διαδρόμων μεταξύ των πυρήνων κατανομής. Αυτή η διαδικασία μπορεί να γίνει με παροντικά στοιχεία για την πρόβλεψη των βραχέων κινήσεων ενός πληθυσμού, αλλά και με παρελθοντικά ή μελλοντικά για αντίστοιχες προβλέψεις σε εύρος μεγάλων χρονικών διαστημάτων.

Η έρευνα των Khosravi, Hemami και Cushmasn (2017) κάνει χρήση των μοντέλων κατανομής με σκοπό την εύρεση πυρήνων κατανομής και των μεταξύ τους διαδρόμων για έξι σαρκοφάγα θηλαστικά του Ιράν. Σημαντικό μέρος της μεθοδολογίας τους αποτελεί η χρήση Kernel Analysis για τη μετατροπή του μοντέλου κατανομής σε επίπεδο

αντίστασης (resistance layer). Επίσης διενεργήθηκε Graph Network Analysis για την αξιολόγηση της σημαντικότητας του κάθε πυρήνα στην συνδεσιμότητα των ενδιαιτημάτων. Για το κάθε ένα από τα εξεταζόμενα είδη βρέθηκαν 8-18 πυρήνες σε περιοχές εύρους από τρία μέχρι έξι χιλιάδες τετραγωνικά χιλιόμετρα. Τα αποτελέσματα της μελέτης έδειξαν ότι τα είδη υπό εξέταση μοιράζονται σε κάποιες περιπτώσεις πυρήνες κατανομής οι οποίοι επηρεάζονται σημαντικά από την διαθεσιμότητα λείας, την τοπογραφία, την ετήσια βροχόπτωση, την πυκνότητα της βλάστησης και τις ανθρωπογενείς πιέσεις. Αξιοσημείωτη παρατήρηση της έρευνας είναι ότι το μεγαλύτερο ποσοστό των πυρήνων βρίσκονται μέσα σε προστατευόμενες περιοχές, καθώς συχνά οι μη-προστατευόμενες περιοχές παρουσίαζαν σημαντικά μεγαλύτερη αντίσταση. Μέσω των αποτελεσμάτων οι συγγραφείς σημειώνουν ότι για την προστασία των μελετώμενων ειδών είναι σημαντική η ταυτόχρονη προστασία, διατήρηση και διαχείριση τόσο των πυρήνων όσο και των διαδρόμων.

Στην έρευνα τους οι Dilts, et al., (2016) μελέτησαν ένα είδος σκίουρου στην Καλιφόρνια των Η.Π.Α. Αρχικά έγινε η δημιουργία μοντέλων κατανομής Maxent για τα παροντικά δεδομένα και μια σειρά μελλοντικών σεναρίων κλιματικής αλλαγής με τη χρήση του μοντέλου NOAA GFDL. Τα σενάρια χωρίστηκαν σε 4 κατηγορίες ανάλογα με τις πιθανές μελλοντικές χρήσεις γης και τρόπους παραγωγής ενέργειας και για κάθε περίπτωση χρησιμοποιήθηκε η χειρίστη πρόβλεψη εκπομπών διοξειδίου του άνθρακα. Για τη δημιουργία του επιπέδου αντίστασης της έρευνας έγινε χρήση της καταλληλότητας ενδιαιτήματος (habitat suitability). Όπως περιγράφεται από τους συγγραφείς, η αντιστροφή των τιμών της καταλληλότητας ενδιαιτήματος για τον υπολογισμό της αντίστασης είναι κοινή πρακτική σε περιπτώσεις όπου υπάρχει έλλειψη εμπειρικών δεδομένων για τους τρόπους μετακίνησης του πληθυσμού υπό μελέτη. Στα αποτελέσματα της μελέτης γίνεται σύγκριση των μελλοντικών σεναρίων και του αντίκτυπου τους στο είδος, το οποίο φαίνεται ότι μπορεί να επηρεαστεί σημαντικά ακόμα και στα σενάρια όπου πρωταρχικό ρόλο παίζει η ανάπτυξη της ανανεώσιμης ενέργειας, μερικώς λόγω των αντίστοιχων εγκαταστάσεων που θα πρέπει να κτιστούν, αλλά και λόγω της αναπόφευκτης κλιματικής αλλαγής. Σε κάθε περίπτωση, αναμένεται στο μέλλον η διαφοροποίηση τόσο των πτηνών, όσο και των οικολογικών διαδρόμων που χρησιμοποιούν τα είδη, συνεπώς η επιστημονική κοινότητα πρέπει να προετοιμαστεί ώστε να υπάρξουν οι ανάλογες διαχειριστικές δράσεις.

Η μελέτη των Yu, et al., (2015) αποτελεί παράδειγμα χρήσης μοντέλων και ανάλυσης διαδρομών ελαχίστου κόστους με σκοπό τη σύνδεση παρελθοντικών με παροντικά δεδομένα. Η μελέτη έχει ως αντικείμενο ένα κωνοφόρο των Ιμαλαίων (*Tsuga dumosa*) κάνει χρήση γενετικών πληροφοριών του είδους, μέθοδος αρκετά διαδεδομένη τόσο για είδη χλωρίδας όσο και πανίδας. Η αναλύσεις που έγιναν αφορούν τρεις περιόδους: την παροντική, το Ηέμειο Στάδιο (Eemian Stage) και την νεοπαγετώδη περίοδο. Στην μελέτη αυτή, και με δεδομένο την σε μεγάλο βαθμό άγνωστη παρελθοντική τοπογραφία και γεωγραφία όπως περιοχής, η αντίσταση μετρήθηκε με βάση τον βαθμό διαφοροποίησης του γενετικού υλικού μεταξύ των πληθυσμών. Μέσω των αναλύσεων βρέθηκε η ιστορική διαδρομή που ακολούθησε το είδος μέχρι τη σημερινή κατανομή του, η οποία δεν φαίνεται να εμφανίζει σημαντικά εμπόδια. Η μεθοδολογία που παρουσιάζεται, δηλαδή η χρήση γενετικού υλικού για την ταυτοποίηση και ανάλυση οικολογικών πρηνών και των μεταξύ τους διαδρόμων, αν και παρουσιάζει πολλές δυσκολίες για έναν αριθμό ειδών, ειδικά ζώων, χρησιμοποιείται στην περιβαλλοντική έρευνα τα τελευταία χρόνια και φαίνεται ότι μπορεί να εμπλουτίσει σημαντικά τις γνώσεις για το είδος υπό μελέτη, αλλά και να υποστηρίξει με επιπρόσθετες πληροφορίες την δημιουργία μοντέλων κατανομής.

Στη μελέτη τους οι Brown και Yoder ασχολήθηκαν με 57 είδη λεμούριων στη Μαδαγασκώπως και την κατανομή τους υπό τις πιέσεις της κλιματικής αλλαγής. Για τους σκοπούς της μελέτης συλλέχθηκαν δεδομένα κατανομής από βάσεις δεδομένων και τα μοντέλα δημιουργήθηκαν μέσω του πακέτου BIOMOD2 της R. Τα μοντέλα έπειτα μετατράπηκαν σε δυαδικά layers, με τιμές πιθανότητας κατανομής άνω του 0.5 να μετατρέπονται σε 1 και τις υπόλοιπες σε 0. Έπειτα, μέσω του ArcGIS έγινε μετατροπή των αποτελεσμάτων vector layers ώστε να γίνει υπολογισμός της περιοχής κατανομής ανά μοντέλο. Τα αποτελέσματα της μελέτης έδειξαν μια μέση μείωση των περιοχών κατανομής των ειδών κατά 59.6% λαμβάνοντας υπόψη μόνο τις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής και όχι άλλου είδους πιέσεις. Από τα 57 είδη τα οποία εξετάστηκαν στα 9 εμφανίστηκε μελλοντική αύξηση της κατανομής τους, ενώ σε 13 η σταθερότητα της σε βάθος χρόνου. Μέσω των αποτελεσμάτων έγινε η ταυτοποίηση τριών περιοχών της Μαδαγασκάρης οι οποίες θα αποτελέσουν «κλειδιά» για την προστασία των λεμούριων και συνεπώς πρέπει να αποτελέσει προτεραιότητα η κατανομή τους.

2.4 Συμπεράσματα

Το γένος *Natrix* εμφανίζει πολύ ευρεία ευρασιατική, κατανομή και έχει μελετηθεί επαρκώς τις τελευταίες δεκαετίες. Τα διάφορα είδη του γένους χαρακτηρίζονται από την σύνδεση τους με το υγρό στοιχείο και επιπρόσθετα εμφανίζουν κάποια κοινά μορφολογικά χαρακτηριστικά, όπως π.χ. σχετικά μικρό μέγεθος και μοτίβα στην κοιλιακή χώρα και σε κάποιες περιπτώσεις ανοιχτόχρωμο δακτύλιο στο λαιμό.

Σε αντίθεση με το γένος *Natrix*, αλλά και με το είδος *Natrix natrix*, το Κυπριακό υποείδος *Natrix natrix cypriaca* είναι ελάχιστα μελετημένο. Οι πρώτες ενδείξεις της παρουσίας του στο νησί χρονολογούνται στα 10-12 χιλιάδες χρόνια πριν μέσω αρχαιολογικών ευρημάτων στην περιοχή του Ακρωτηρίου. Υπάρχουν επίσης κάποιες καταγραφές του είδους μεταξύ του 18^{ου} και των αρχών του 20^{ου} αιώνα, μέχρι την επίσημη περιγραφή του από τον Hecht το 1930.

Από το 1960 μέχρι το 1992 το είδος θεωρούνταν εξαφανισμένο λόγω της χρήσης εντομοκτόνων και της ανάπτυξης της γεωργίας, αλλά ακόμα και μετά από τον επανεκτοπισμό του, τα στοιχεία που συλλέχθηκαν είναι ελάχιστα και πλέον σε μεγάλο βαθμό απαρχαιωμένα. Μέχρι πρότινος το είδος θεωρούταν περιορισμένο σε αριθμό και κατανομή, αλλά νέα στοιχεία το 2021 υποδεικνύουν την ύπαρξη άγνωστων πληθυσμών σε μη μελετημένες περιοχές.

Στις προηγούμενες μελέτες κατανομής, βιολογίας και οικολογίας του είδους αντικατοπτρίζεται η σημαντικότητα της οροσειράς του Τροόδους για την προστασία του, με τους υποπληθυσμούς του να περιλαμβάνουν έναν πρακτικά άγνωστο – στο παρόν – αριθμό ατόμων. Η μεγάλη έκταση της οροσειράς σε συνδυασμό με το πλήθος τοποθεσιών με ελάχιστη ανθρώπινη παρουσία και το εύρος ενδιατημάτων ιδανικών για τη διαβίωση του είδους καθιστά την περιοχή του Τροόδους προτεραιότητα όσον αφορά τη μελέτη και τη διατήρηση του νερόφιδου, και για αυτό, στην περιοχή αυτή επικεντρώνεται η παρούσα μελέτη.

Η επιλογή της μεθοδολογίας που ακολουθήθηκε στην παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή επιλέχθηκε με σκοπό την βέλτιστη χρήση των δεδομένων που συλλέχθηκαν στο διάστημα 2020-2021 και την προοπτική χρήσης των αποτελεσμάτων σε μελλοντικές έρευνες.

Όπως φαίνεται από την παρουσίαση της βιβλιογραφίας η χρήση των SDMs είναι ιδιαίτερα δεδομένη και καθιερωμένη στη ζωολογική έρευνα και αποτελεί ένα πολύ αξιόπιστο εργαλείο, ακόμα και σε περιπτώσεις κρυπτικών ειδών με ελάχιστα δεδομένα κατανομής, όπως το Κυπριακό νερόφιδο.

Είναι πολύ κοινή πρακτική η χρήση των 19 βιοκλιματικών στρωμάτων του WorldClim , ειδικά όταν αφορά είδη που συνδέονται με τις μεταβολές του καιρού και το υγρό στοιχείο. Είναι επίσης κοινή πρακτική η δημιουργία μοντέλων Ensemble για την πληρέστερη μελέτη της κατανομής ενός είδους μέσω μιας σειράς αλγορίθμων.

Σε περιπτώσεις χρήσης ενός μόνο μοντέλου, για περιορισμένων δεδομένων θέσεων και κατανομής, συχνά επιλέγεται το μοντέλο Maxent καθώς φαίνεται να δίνει αξιόπιστα αποτελέσματα με ελάχιστα (~30) στοιχεία θέσεων κατανομής.

Η χρήση της ανάλυσης διαδρομών ελαχίστου κόστους -LCPA-, παρά την μικρότερη υποστήριξη της από βιβλιογραφικές αναφορές και την συχνότερη χρήση της συγκεκριμένα για μελέτες γενετικής κατανομής φαίνεται να αποφέρει σημαντικά αποτελέσματα τα οποία μπορούν σε συνδυασμό με τα Μοντέλα Κατανομής να εμπλουτίσουν σημαντικά τις γνώσεις μας για το είδος υπό μελέτη και να συνδράμουν στην λήψη αποφάσεων για την διαχείριση και την προστασία του.

Η ανάλυση αποτελεί έναν από τους πιο διαδεδομένους τρόπους εύρεσης και αξιολόγησης των σχέσεων μεταξύ πυρήνων κατανομής και των οικολογικών διαδρόμων που τους συνδέουν. Συνηθισμένη πρακτική κατά την ανάλυση διαδρομών με σκοπό την εύρεση των πυρήνων αποτελεί η δημιουργία συμπλεγμάτων του πληθυσμού (clustering).

Σύμφωνα με τα παραπάνω δεδομένα έγινε επιλογή των μερών της μεθοδολογίας τα οποία χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή και τα οποία παρουσιάζονται στο αμέσως επόμενο κεφάλαιο.

Κεφάλαιο 3

Μεθοδολογία

Η μεθοδολογία της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής σχεδιάστηκε με στόχο να παρέχει ικανοποιητικά στοιχεία για την απάντηση των ερευνητικών μας ερωτημάτων. Μετά από την μελέτη της αντίστοιχης βιβλιογραφίας έγινε επιλογή των μεθόδων που χρησιμοποιήθηκαν και περιγράφονται αναλυτικά σε αυτό το κεφάλαιο.

Συνοπτικά, η μεθοδολογία χωρίστηκε σε δύο μεγάλα τμήματα: τα Μοντέλα Κατανομής Ειδών και την Ανάλυση Διαδρομών Ελαχίστου Κόστους. Τα πρώτα αποσκοπούν στην μελέτη της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους στο παρόν αλλά και στο μέλλον, ενώ μέσω της Ανάλυσης Διαδρομών Ελαχίστου Κόστους, θα γίνει μελέτη των πιθανών διαδρομών τις οποίες το είδος μπορεί να χρησιμοποιήσει για τη μετακίνηση του.

Επιπρόσθετα, μέσω των παραπάνω δύο διαδικασιών θα γίνει εξαγωγή στοιχείων τα οποία μπορούν να βοηθήσουν στον εμπλουτισμό των γνώσεων για το Κυπριακό νερόφιδο, όπως τα κλιματολογικά και περιβαλλοντικά δεδομένα τα οποία επηρεάζουν την κατανομή του. Αυτά αποτελούν σημαντικές πληροφορίες για τη μελλοντική λήψη στοχευμένων αποφάσεων με σκοπό την προστασία και διαχείριση του είδους στην οροσειρά του Τροόδους.

3.1 Αναζήτηση βιβλιογραφίας

Η συλλογή της βιβλιογραφίας αποτέλεσε τη βάση της παρούσας διπλωματικής εργασίας τόσο προς υποστήριξη των εισαγωγικών πληροφοριών, αλλά και ιδιαίτερα της μεθοδολογίας η οποία χρησιμοποιήθηκε. Η εύρεση επιστημονικών άρθρων και βιβλίων έγινε κυρίως μέσω των πλατφορμών Google Scholar, OpenAthens και ResearchGate.

Έγινε ταξινόμηση των αποτελεσμάτων με βάση την χρονολογία δημοσίευσης τους, τον αριθμό αναφορών τους από άλλα άρθρα (citations) και τη σχετικότητα τους με το θέμα της παρούσας διατριβής προς το είδος μελέτης (ερπετά/φίδια/νερόφιδα) και αναφορικά με τις μεθόδους που χρησιμοποιήθηκαν.

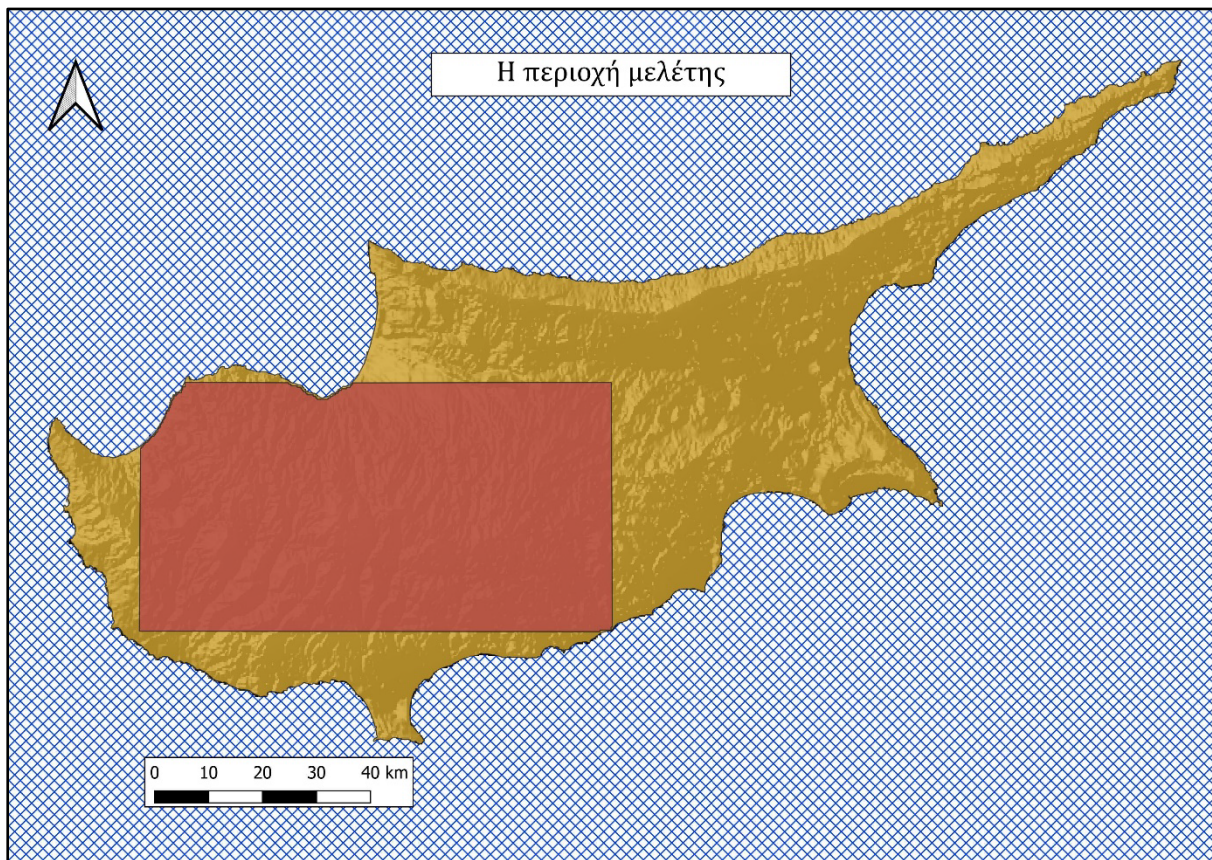
Οι κύριες λέξεις/φράσεις κλειδιά οι οποίες χρησιμοποιήθηκαν για την εύρεση μεθοδολογίας αυτόνομα ή συνδυαστικά είναι: Species distribution modeling, Ensemble models, Reptiles, Future distribution modeling, Climate change in the Mediterranean, Least cost path analysis, Ecological corridor, Fragmentation, Dismo.

Επιπρόσθετα έγινε λήψη πληροφοριών από βιβλία και αξιόπιστες ιστοσελίδες φορέων όπου αυτό ήταν αναγκαίο, όπως παρουσιάζεται στις υποσημειώσεις των κεφαλαίων της διατριβής καθώς και αναλυτικά στο κεφάλαιο της Βιβλιογραφίας.

3.2 Περιοχή μελέτης

Η περιοχή μελέτης

Ως περιοχή μελέτης ορίστηκε το σύνολο της περιοχής του Τροόδους, με ακραίες συντεταγμένες τις 32.45 (Δ), 33.4 (Α), 34.74 (Ν), 35.18 (Β) (Χάρτης 3.1) στο παγκόσμιο σύστημα γεωδαισίας WGS 84 (EPSG: 4326), στο οποίο διεκπεραιώθηκαν όλες οι διεργασίες οι οποίες παρουσιάζονται στο Κεφάλαιο της Μεθοδολογίας.



Χάρτης 3.1: Η έκταση της περιοχής μελέτης.

Τα πλαίσια της περιοχής μελέτης επιλέχθηκαν ώστε να καλύπτουν όλες τις πιθανές περιοχές κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου στο Τροόδους και αποτελούνται από τους αυτοκινητοδρόμους Πάφου- Πόλης Χρυσοχούς δυτικά, Λευκωσίας – Λεμεσού ανατολικά καθώς και τα βορειότερα και νοτιότερα άκρα της περιοχής του Τροόδους.

Κλιματολογικά δεδομένα της περιοχής μελέτης

Η οροσειρά του Τροόδους δέχεται τη μεγαλύτερη βροχοπτώση από κάθε άλλη περιοχή της Κύπρου και φιλοξενεί ένα πολύ μεγάλο και σημαντικό αριθμό ποταμών και υπόγειων νερών. Λόγω της έντονης υδρολογικής δραστηριότητας και του πλούσιου υδροφόρου ορίζοντα από το 1988 μέχρι σήμερα έχουν κατασκευαστεί πάνω από 40 φράγματα για την κάλυψη των αρδευτικών και υδρευτικών αναγκών του νησιού (Sparrow and John, 2016; Cleridou, et al., 2014; Giannakopoulos, et al., 2016).

Εκτός από τις έντονες βροχοπτώσεις στην περιοχή παρατηρούνται οι χαμηλότερες θερμοκρασίες του νησιού κατά τη διάρκεια όλου του χρόνου καθώς και χιονοπτώσεις. Λόγω της έντονης βλάστησης, της γενικότερα αραιής κατανομής του πληθυσμού και της μειωμένης κίνησης και βιομηχανικής δραστηριότητας η περιοχή παρουσιάζει επίσης πολύ χαμηλά επίπεδα ατμοσφαιρικής ρύπανσης (Cleridou, et al., 2014; Giannakopoulos, et al., 2016).

Τις επόμενες δεκαετίες η θερμοκρασία ολόκληρου του νησιού αναμένεται να αυξηθεί ακολουθώντας τις παγκόσμιες τάσεις και φυσικά η περιοχή του Τροόδους θα επηρεαστεί σημαντικά. Σύμφωνα με στοιχεία της περιόδου 1986-2005 η μέση θερμοκρασία στην περιοχή του Τροόδους κυμαίνεται μεταξύ 12 και 16 βαθμών και επηρεάζεται από το υψόμετρο. Στα διάφορα μελλοντικά σενάρια κλιματικής αλλαγής αυτή η θερμοκρασία αναμένεται να αυξηθεί από 0.5 μέχρι 3 °C, μια αύξηση η οποία θα έχει αρνητικό αντίκτυπο στην βιοποικιλότητα της περιοχής και ειδικά στα ευαίσθητα είδη αυτής (Giannakis, et al., 2020).

Οι διαφοροποιήσεις θερμοκρασίας θα επηρεάσουν σημαντικά την διαθεσιμότητα νερού της περιοχής, διαφοροποιώντας το συνολικό κλίμα της. Αναμένονται εντονότερες βροχοπτώσεις και ταυτόχρονα μεγαλύτερες περίοδοι ξηρασίας σε συνδυασμό με αυξημένους ρυθμούς εξάτμισης των υπάρχοντων υδατικών πόρων λόγω των υψηλών θερμοκρασιών (Papadopoulou, et al., 2020; Katsanos, et al., 2018; Cleridou, et al., 2014).

Ο συνδυασμός όλων των παραπάνω, ακόμα και στα πιο θετικά σενάρια κλιματικής αλλαγής δημιουργεί μια ζοφερή εικόνα τόσο για τη διατήρηση της βιοποικιλότητας όσο και για την συνέχιση των ανθρώπινων (βιομηχανικών, τουριστικών και γεωργικών) δραστηριοτήτων με τους τωρινούς ρυθμούς.

3.3 Δεδομένα κατανομής ατόμων του είδους.

Για τους σκοπούς της παρούσας διατριβής έγινε συλλογή θέσεων κατανομής του είδους από τρεις πηγές:

A) Από επιβεβαιωμένες θέσεις καταγραφής του είδους για την περίοδο 1992-2020 οι οποίες συλλέχθηκαν από την αρμόδια αρχή (Department of Environment, 2014) καθώς και τα προσωπικά αρχεία του Δρ. Σάββα Ζώτου, 27 στο σύνολο τους,

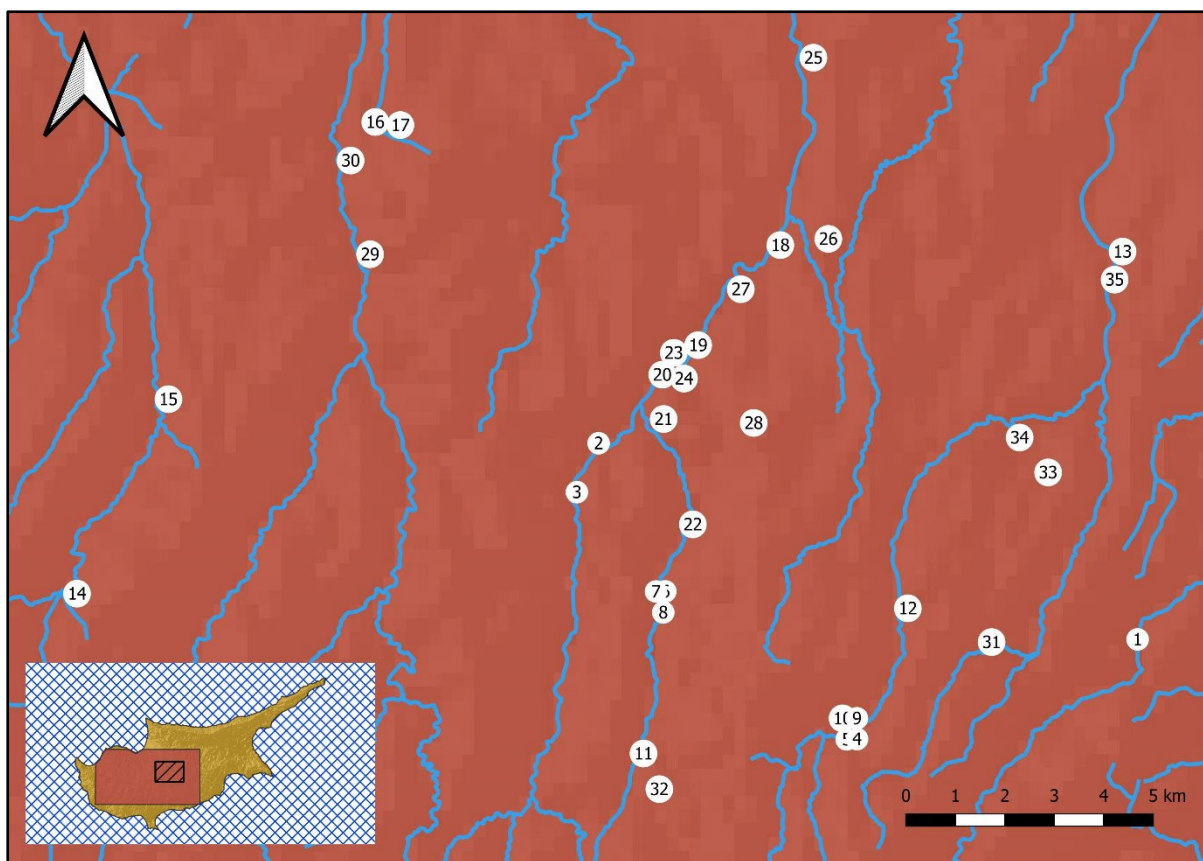
B) Από την έρευνα των Zotos, et al. (2021), όπου μέσω ταχείας επισκόπησης πεδίου (rapid surveys) στα τέλη του 2020 επιβεβαιώθηκαν 13 νέες καταγραφές θέσεων του Κυπριακού νερόφιδου και

Γ) Από 6 καταγραφές θέσης οι οποίες διατέθηκαν μέσω εθελοντών, με συνοδεία φωτογραφιών του είδους, και επιβεβαιώθηκαν από ειδικούς το 2021.

Είναι σημαντικό να σημειωθεί ότι όλες οι καταγραφές των πηγών B και Γ βρίσκονται εκτός των μέχρι πρότινος γνωστών περιοχών κατανομής του είδους.

Τα παραπάνω γεωχωρικά στοιχεία βρίσκονται αρχειοθετημένα στις βάσεις δεδομένων του Εργαστηρίου Διαχείρισης Χερσαίων οικοσυστημάτων του Ανοικτού Πανεπιστημίου Κύπρου σε Παγκόσμιο Γεωδαιτικό Σύστημα 1984 (World Geodetic System 1984 - WGS84) και φέρουν ακρίβεια ~10 μέτρων. Λόγω της κατάστασης διατήρησης του Κυπριακού νερόφιδου τα προαναφερθέντα στοιχεία είναι διαθέσιμα μόνο έπειτα από σχετική άδεια του Τμήματος Περιβάλλοντος της Κυπριακής Δημοκρατίας.

Από το σύνολο των παραπάνω 46 θέσεων καταγραφής οι οποίες τοποθετούνται τόσο στις περιοχές του Τροόδους όσο και του Παραλιμνίου, έγινε διαχωρισμός και χρήση μόνο των 35 οι οποίες αφορούν την οροσειρά του Τροόδους για την παρούσα διατριβή. Οι 35 θέσεις καταγραφής του είδους καθώς και η περιοχή η οποία μελετήθηκε φαίνεται στον *Χάρτη 3.2*. Αναλυτική λίστα με πληροφορίες αυτών μπορεί να βρεθεί στο *Παράρτημα Ι*.



Χάρτης 3.2: Οι επιβεβαιωμένες θέσεις κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου στην περιοχή μελέτης. Αναλυτικές πληροφορίες για το κάθε στίγμα μπορούν να βρεθούν στο Παράρτημα Ι.

Οι καταγραφές οι οποίες αφορούν την Οροσειρά του Τροόδους συγκεντρώνονται στους βορειοανατολικούς πρόποδες του όρους, με μια καταγραφή (#14) σε υψόμετρο 890μ και τις υπόλοιπες μεταξύ 300-750μ. Επιπρόσθετα, όλες οι καταγραφές αφορούν μικρή απόσταση από το κοντινότερο υδάτινο στοιχείο (ποτάμι, λιμνίο ή πηγή).

3.4 Περιβαλλοντικές παράμετροι

Για τους σκοπούς της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής έγινε συλλογή ενός μεγάλου όγκου περιβαλλοντικών δεδομένων για την όσο πληρέστερη δυνατή μελέτη του είδους μέσω των Μοντέλων Κατανομής και σε συνέχεια της Ανάλυσης Διαδρομών.

Για το πρώτο μέρος της δημιουργίας μοντέλων κατανομής ειδών έγινε συλλογή τριών βιοκλιματικών φακέλων, ο κάθε ένας από τους οποίους περιλάμβανε 21 layers περιβαλλοντικής πληροφορίας, τα οποία είναι:

A.1) Παροντικά κλιματικά δεδομένα (bio01-bio19) από τη βάση δεδομένων Worldclim (<https://www.worldclim.org/>) με χωρική ανάλυση 1km².

Η

A.2) Μελλοντικά κλιματικά δεδομένα (bio01-bio19) για την περίοδο 2071-2100 για δύο Representative Concentration Pathways (RCPs) του Climate Modelling Intercomparison Project, Phase 6 (CMIP6) από τη βάση κλιματικών δεδομένων Chelsa Climate (<https://chelsa-climate.org/cmip6/>).

Πρόκειται για τις κλιματικές προγνώσεις του Shared Socioeconomic Pathways SSP1-2.6 το οποίο εξετάζει ένα βέλτιστο σενάριο κλιματικής αλλαγής στη βάση επίτευξης αιεφόρου διαχείρισης και του SSP5-8.5 το οποίο αντιστοιχεί στο χειρίστο σενάριο κλιματικής αλλαγής με πλήρη αξιοποίηση των ορυκτών καυσίμων (προηγουμένως γνωστές ως 2.5 και 8.5 αντίστοιχα κατά το CMIP5) (Hausfather, 2019; Pörtner, et al., 2022).

Τα στοιχεία λήφθηκαν από το Global Climate Model (GCM) MPI-ESM1-2-HR (<https://mpimet.mpg.de/en/science/models/mipi-esm>) (Guthar, et al., 2019). Αναλυτικές πληροφορίες για τα μελλοντικά μοντέλα και τη διαδικασία επιλογής των δεδομένων που χρησιμοποιήθηκαν αναγράφεται στο Κεφάλαιο 3.5.

Κάθε ένας από τους τρεις φακέλους περιέχει τα αντίστοιχα 19 layers τα οποία παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1.

B) Στοιχεία υψομέτρου και κλίσης με χωρική ανάλυση 250m² από τη βάση δεδομένων Ερατοσθένους η οποία δημιουργήθηκε από το Τμήμα Κτηματολογίου και Χωρομετρίας της Κύπρου (<https://eservices.dls.moi.gov.cy>) (Eratosthenes, 2010).

Από τα διάφορα περιβαλλοντικά δεδομένα τα οποία θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν επιπροσθέτως των 19 που αναφέρθηκαν στο σημείο Α επιλέχθηκε η χρήση μόνο του υψομέτρου και κλίσης για σκοπούς δυνατότητας σύγκρισης των παροντικών με τα μελλοντικά μοντέλα. Δυστυχώς για το νησί της Κύπρου δεν υπάρχει μεγάλος αριθμός δεδομένων για το μέλλον (π.χ. Corine land cover, NDVI, Forest Density κ.α.) και συνεπώς αποφασίστηκε για τους σκοπούς της παρούσας διατριβής να γίνει χρήση μόνο των δύο τα οποία δεν αναμένεται να αλλάξουν στο μέλλον. Αυτή η επιλογή δεδομένων αποτελεί τεχνική η οποία έχει ευρεία χρήση στις έρευνες οι οποίες επιχειρούν την σύγκριση παροντικών με μελλοντικών κατανομών (Salas, et al., 2017; El-Gabbas, et al., 2016).

Οι τρεις φάκελοι οι οποίοι δημιουργήθηκαν και έγινε επεξεργασία τους μέσω της γλώσσας προγραμματισμού R αναφέρονται στη συνέχεια του κειμένου για σκοπούς ευκολίας ως **P** (παροντικός φάκελος), **SSP1-2.6** (μελλοντικός φάκελος – ssp126) και **SSP5-8.5** (μελλοντικός φάκελος – ssp585). Κάθε ένας από τους φακέλους περιλαμβάνει τα 21 layers που παρουσιάζονται στον *Πίνακα 3.1*. Τα dem και slopes είναι τα ίδια αρχεία και για τους τρεις φακέλους, ενώ τα bio1-bio19 διαφοροποιούνται ανάλογα με τον φάκελο.

Καθώς οι δύο ομάδες δεδομένων που χρησιμοποιήθηκαν είχαν διαφορετική ανάλυση, τα τελικά μοντέλα έκαναν χρήση της χαμηλότερης ανάλυσης του 1Km². Συνεπώς πριν την έναρξη της διαδικασίας έγινε μεταβολή της ανάλυσης των παραμέτρων υψομέτρου (dem) και κλίσης (slopes) ώστε να είναι όμοια με τα υπόλοιπα. Επιπρόσθετα, μέσω της λειτουργίας mask του QGIS έγινε περικοπή των περιβαλλοντικών παραμέτρων ώστε να περιλαμβάνουν μόνο το χερσαίο τμήμα της περιοχής μελέτης.

Πίνακας 3.1: Τα 21 βιοκλιματικά και βιοφυσικά στοιχεία τα οποία χρησιμοποιήθηκαν για την δημιουργία των μοντέλων κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου.

Χαρακτηριστικό (μονάδα)	Κωδικός	Πηγή
Annual Mean Temperature (°C)	bio01	Hijmans et al., 2005
Mean Diurnal Range (°C)	bio02	Hijmans et al., 2005
Isothermality (%)	bio03	Hijmans et al., 2005
Temperature Seasonality (%)	bio04	Hijmans et al., 2005
Max Temperature of Warmest Month (°C)	bio05	Hijmans et al., 2005
Min Temperature of Coldest Month (°C)	bio06	Hijmans et al., 2005
Temperature Annual Range (°C)	bio07	Hijmans et al., 2005
Mean Temperature of Wettest Quarter (°C)	bio08	Hijmans et al., 2005
Mean Temperature of Driest Quarter (°C)	bio09	Hijmans et al., 2005
Mean Temperature of Warmest Quarter (°C)	bio10	Hijmans et al., 2005
Mean Temperature of Coldest Quarter (°C)	bio11	Hijmans et al., 2005
Annual Precipitation (mm)	bio12	Hijmans et al., 2005
Precipitation of Wettest Month (mm)	bio13	Hijmans et al., 2005
Precipitation of Driest Month (mm)	bio14	Hijmans et al., 2005
Precipitation Seasonality (mm)	bio15	Hijmans et al., 2005
Precipitation of Wettest Quarter (mm)	bio16	Hijmans et al., 2005
Precipitation of Driest Quarter (mm)	bio17	Hijmans et al., 2005
Precipitation of Warmest Quarter (mm)	bio18	Hijmans et al., 2005
Precipitation of Coldest Quarter (mm)	bio19	Hijmans et al., 2005
Altitude (m)	dem	Eratosthenes, 2010
Slopes (degrees)	slopes	Papatheodoulou et al., 2015

3.5 Μελλοντικά σενάρια

Αρχικά, έγινε επιλογή της «οικογένειας» μελλοντικών μοντέλων τα οποία χρησιμοποιήθηκαν. Με σκοπό την λήψη των νεότερων δυνατών δεδομένων τα οποία αντικατοπτρίζουν βέλτιστα τις μελλοντικές συνθήκες έγινε η επιλογή του CMIP6 (Coupled Model Intercomparison Project, Phase 6) (Eyring, et al., 2016; Hausfather, 2019). Παρά το ότι πολύ μεγάλο μέρος της βιβλιογραφίας χρησιμοποιεί τα μοντέλα CMIP5 για έρευνες αντίστοιχες με αυτή της παρούσας διπλωματικής (Wright, et al., 2016; Salas, et al., 2016; Kaky, et al., 2020), αυτά θεωρούνται πλέον απαρχαιωμένα.

Το CMIP αποτελεί έργο του World Climate Research Programme (WCRP) και πιο συγκεκριμένα της ομάδας Working Group of Coupled Modelling (WGCM). Σκοπό του έργου αποτελεί η συνεργασία ερευνητικών ομάδων ανά τον κόσμο και η χρήση διαφορετικών πλαισίων μοντελοποίησης του κλίματος για τη δημιουργία εικονικών προσομοιώσεων των κλιματικών συνθηκών της γης σε παρόν, παρελθόν και μέλλον (Eyring, et al., 2016).

Τα στοιχεία τα οποία λαμβάνονται υπόψη για τα μελλοντικά μοντέλα χωρίζονται σε επτά κατηγορίες:

1. Νέφη, κύκλος του νερού και ευαισθησία του κλίματος
2. Διαφοροποιήσεις της κρυόσφαιρας
3. Ακραία κλιματολογικά φαινόμενα
4. Τοπική αύξηση της στάθμης της θάλασσας
5. Αποθέματα νερού
6. Βραχείς μελλοντικές προβλέψεις
7. Βιοχημικοί κύκλοι και κλιματική αλλαγή

(Eyring, et al., 2016).

Το CMIP6 αποτελείται από περίπου 100 μοντέλα σχεδιασμένα από 49 διαφορετικές ομάδες από Ινστιτούτα σε όλο τον κόσμο (Hausfather, 2019).

Για τους σκοπούς της παρούσας μεθοδολογίας έγινε εξέταση και επιλογή των διαθέσιμων μοντέλων βάση μιας σειράς κριτηρίων. Αρχικά, λόγω της ανάγκης σύγκρισης των μελλοντικών δεδομένων με τα παροντικά τα οποία χρησιμοποιήθηκαν στο πρώτο μέρος της έρευνας, είναι αναγκαία η ανάλυση όλων των δεδομένων να είναι παρόμοιας κλίμακας. Τα παροντικά δεδομένα των bio1-bio19 τα οποία χρησιμοποιήθηκαν έχουν αρχικές αναλύσεις 1Km² χιλιόμετρα. Αντίστοιχα για τα μελλοντικά μοντέλα, η καλύτερη διαθέσιμη ανάλυση είναι 30 δευτερόλεπτα σε μοίρες, το οποίο επίσης αντιστοιχεί σε 1Km². Μελλοντικά μοντέλα με αυτή την ανάλυση είναι διαθέσιμα μέσω της ιστοσελίδας CHELSA Climate (<https://chelsa-climate.org/cmip6/>).

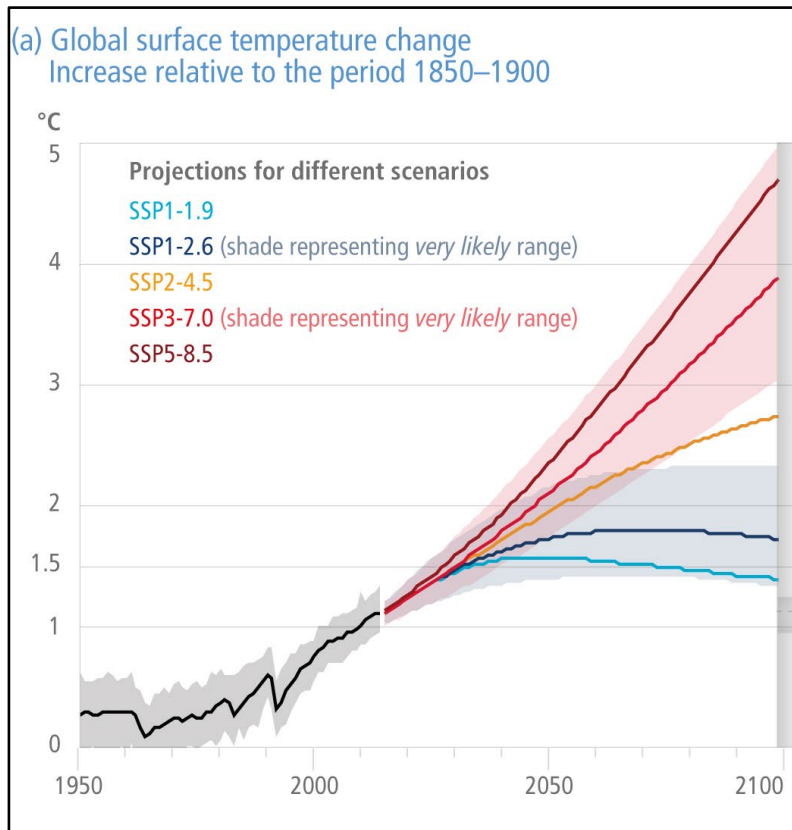
Για τη ζητούμενη ανάλυση και το CMIP6 είναι διαθέσιμα 5 μοντέλα το καθένα από τα οποία παρέχει προβολές για τέσσερις χρονολογικές ομάδες (1981-2010, 2011-2040, 2041-2070 και 2071-2100). Για την παρούσα πτυχιακή έγινε επιλογή της περιόδου 2071-2100 καθώς δίνει την καλύτερη εικόνα για την ένταση της κλιματικής αλλαγής σε βάθος χρόνου.

Αναφορικά με την επιλογή του μοντέλου που χρησιμοποιήθηκε, επιλέχθηκε το MPI-ESM1-2-HR (Max Planck Institute Earth System Model 1.2 – High Resolution) (Gutjahr, et al., 2019). Η επιλογή έγινε καθώς μεταξύ των διαθέσιμων μοντέλων το MPI-ESM έχει χρησιμοποιηθεί σε μεγάλο αριθμό μελετών για την περιοχή της Μεσογείου και θεωρείται ικανοποιητικά αξιόπιστη προβολή των τοπικών κλιματολογικών συνθηκών (Campos, et al., 2021; Pérez-Andreu, et al., 2018; Müller, et al., 2018).

Επιπρόσθετα, το MPI-ESM1-2-HR παρουσιάζει μέση κλιματολογική ευαισθησία (3°C) [Equilibrium climate sensitivity (ECS)] σε σχέση με τα υπόλοιπα μοντέλα του CMIP6. Η ευαισθησία ορίζεται ως η αναμενόμενη θέρμανση της ατμόσφαιρας σε περίπτωση διπλασιασμού της συγκέντρωσης διοξειδίου του άνθρακα στην ατμόσφαιρα. Τα μοντέλα του CMIP6 εμφανίζουν ευαισθησία σε κλίμακα από το 1.8 μέχρι το 5.6 (Hausfather, 2019). Συνεπώς η ευαισθησία της τάξης των 3^{ων} βαθμών δίνει μέσα αποτελέσματα, αντίθετα με άλλα μοντέλα τα οποία μπορεί να εμφανίζουν ακραίες θετικές ή αρνητικές τάσεις.

Τέλος, έγινε επιλογή των συγκεκριμένων σεναρίων τα οποία θα χρησιμοποιηθούν στη μεθοδολογία. Στα πλαίσια του CMIP6 εξετάζεται ένας αριθμός σεναρίων διαφοροποίησης των κλιματολογικών συνθηκών μέχρι το 2100. Αυτά είναι τα SSP1-1.9,

SSP1-2.6, SSP4-3.4, SSP2-4.5, SSP4-6.0, SSP3-7.0 και SSP5-8.5 (Διάγραμμα 3.1). Το θετικότερο από αυτά, το SSP1-1.9 προβλέπει αύξηση της θερμοκρασίας από 0.9-2.2°C ενώ το αρνητικότερο, SSP5-8.5, αύξηση 3.8-7.4°C (Hausfather, 2019).



Διάγραμμα 3.1:
Προβλεπόμενη αύξηση της θερμοκρασίας μέχρι το 2100 σε σύγκριση με τη μέση θερμοκρασία της περιόδου 1850-1900, για κάθε σενάριο του CMIP6.

Τα σκιασμένα μέρη υποδεικνύουν τα πιο ρεαλιστικά πιθανά σενάρια (Pörtner, et al., 2022).

Οι περισσότερες μελέτες κάνουν χρήση τουλάχιστον δύο σεναρίων για τη δημιουργία ενός αναμενόμενου εύρους επίδρασης της κλιματικής αλλαγής. Για την παρούσα διπλωματική εργασία έγινε χρήση των SSP1-2.6 και SSP5-8.5. Δεν έγινε επιλογή του SSP1-1.9 καθώς σύμφωνα με τη βιβλιογραφία η Μεσόγειος στο σύνολο της αλλά και συγκεκριμένα το νησί της Κύπρου αναμένεται να επηρεαστούν ιδιαίτερα από την κλιματική αλλαγή και το σενάριο SSP1-1.9 είναι σχεδόν ουτοπικά θετικό (Salas, et al., 2017; Carvalho, et al., 2011). Αντίθετα τα δύο σενάρια τα οποία επιλέχθηκαν δίνουν μια πιο ρεαλιστική προσέγγιση στις αναμενόμενες μελλοντικές συνθήκες και θα συνεισφέρουν στην δημιουργία μοντέλων τα οποία μπορούν να έχουν πρακτική χρήση στην προστασία και διατήρηση του είδους στο μέλλον.

3.6 Μοντέλα Κατανομής Είδους

Η διαδικασία έγινε μέσω του προγράμματος RStudio και της γλώσσας προγραμματισμού R (RStudio Team, 2021). Οι πλήρεις κώδικες οι οποίοι χρησιμοποιήθηκαν και περιγράφονται σε αυτό το μέρος της διπλωματικής εργασίας μπορούν να βρεθούν στο *Παράρτημα II*.

Για την δημιουργία των μοντέλων κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου χρησιμοποιήθηκαν τρεις κώδικες, ο πρώτος με τα παροντικά δεδομένα (κώδικας P) και οι άλλοι δύο με τα μελλοντικά (κώδικες SSP1-2.6 και SSP5-8.5).

Έγινε χρήση των 35 θέσεων κατανομής του είδους, καθώς και επιπρόσθετα 1000 τυχαίων θέσεων ψευδούς απουσίας (pseudo-absence). Για τον κάθε κώδικα από τον οποίο θα προκύψει ένας περιβαλλοντικός φάκελος με το ίδιο όνομα χρησιμοποιήθηκαν 21 περιβαλλοντικές μεταβλητές όπως παρουσιάζονται στο Κεφάλαιο 3.4.

Για κάθε φάκελο αξιολογήθηκε η συγγραμμικότητα (collinearity) των μεταβλητών μέσω της μεθόδου Spearman και έγινε απάλειψη όσων παρουσίαζαν υψηλή συγγραμμικότητα μεταξύ τους (>0.75) (Kalbussi and Achur, 2018; Baier, Nicolaou and Rodder, 2014). Κατά την απάλειψή πολλαπλών συγγραμμικών μεταβλητών έγινε επιλογή διατήρησης αυτών που είτε περιείχαν τις περισσότερες δυνατές κλιματολογικές πληροφορίες (σύνθετες μεταβλητές), είτε αφορούσαν αμεσότερα το προτιμώμενο ενδιαίτημα και τις κλιματολογικές συνθήκες του είδους υπό μελέτη.

Για τη δημιουργία μοντέλων κατανομής έγινε χρήση των 21 αλγορίθμων του πακέτου Dismo (Dismo package v.1.3-3 for Cran R) (Hijmans et al. 2017). Για κάθε περιβαλλοντικό φάκελο δημιουργήθηκαν δύο μοντέλα, ένα μέσω μόνο του αλγορίθμου Maxent ο οποίος προτείνεται σε περιπτώσεις μικρού αριθμού δεδομένων κατανομής και κρυπτικών ειδών και ένα μοντέλο Ensemble, το οποίο όπως εμφανίζεται στη βιβλιογραφία γενικά μπορεί να αποδώσει πιο αξιόπιστα αποτελέσματα από τους περισσότερους μεμονωμένους αλγορίθμους ανεξαρτήτως του είδους μελέτης.

Ο κάθε αλγόριθμος έκανε χρήση των αντίστοιχων περιβαλλοντικών μεταβλητών, των 1035 συνολικών θέσεων παρουσίας και απουσίας του είδους. Μέσω της μεθόδου cross-validation (cv) (Hijmans, 2012) κάθε αλγόριθμος χρησιμοποίησε το 80% των δεδομένων κατανομής σε 10 επαναλήψεις για τη δημιουργία του τελικού μοντέλου.

Για τη δημιουργία μοντέλων μέσω της προσέγγισης Ensemble (αναφερόμενα ως μοντέλα Ensemble για σκοπούς ευκολίας) έγινε αξιολόγηση των μεμονωμένων μοντέλων μέσω της AUC τους και σε κάθε Μοντέλο Ensemble χρησιμοποιήθηκαν τα οκτώ μοντέλα τα οποία παρουσίασαν τις υψηλότερες τιμές (Baier, Nicolaou and Rodder, 2014; Araujo and New, 2007; Thuiller et al., 2009). Σε περίπτωση όπου δύο ή περισσότερα μοντέλα παρουσίαζαν την ίδια AUC έγινε σύγκριση των υπολοίπων παραμέτρων αξιολόγησης τους (COR, TSS, DEV). Η πλήρης αξιολόγηση όλων των αλγορίθμων μπορεί να βρεθεί στο *Παράρτημα III*.

Επιλέχθηκε η χρήση οκτώ μοντέλων για τη δημιουργία των μοντέλων Ensemble καθώς μέσω δοκιμών και εξέτασης των παραμέτρων αξιολόγησης, για τους σκοπούς της έρευνας αποτελούν ιδανικό αριθμό για την εξομάλυνση σφαλμάτων λόγω τάσης προς συγκεκριμένα αποτελέσματα λόγω μεμονωμένων μοντέλων, ενώ ταυτόχρονα το κάθε περιλαμβανόμενο μοντέλο συμβάλλει αρκετά σημαντικά. Όλα τα μοντέλα Ensemble καθώς και τα μεμονωμένα Maxent τα οποία δημιουργήθηκαν παρουσίασαν AUC άνω του 0.9.

3.7 Πυρήνες κατανομής

Έπειτα από τη δημιουργία των τελικών μοντέλων κατανομής έγινε προετοιμασία των δεδομένων για την ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους. Σημαντικό ενδιάμεσο βήμα ανάμεσα στις δύο διαδικασίες αποτέλεσε η εύρεση των πυρήνων κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου ανά μοντέλο (Erotokritou and Vogiatzakis, 2019; Sahlean, 2020; Row, Blouin-Demers and Lougheed, 2010). Λόγω χρονικών περιορισμών και με σκοπό τη λήψη των καλύτερων δυνατών αποτελεσμάτων επιλέχθηκε η χρήση μόνο των μοντέλων Ensemble για τα επόμενα βήματα της μεθοδολογίας της παρούσας διπλωματικής εργασίας. Συνεπώς δημιουργήθηκαν τρεις ομάδες πυρήνων οι οποίοι αντιστοιχούν στους περιβαλλοντικούς φακέλους P, SSP1-2.6 και SSP5-8.5.

Με σκοπό τον περιορισμό των δεδομένων, μέσω του attribute table και της λειτουργίας Field Calculator του QGIS έγινε περικοπή όλων των σημείων με τιμή χαμηλότερη το 25% της μέγιστης πιθανότητας κατανομής του είδους για κάθε περιβαλλοντικό φάκελο.

Η διαδικασία εύρεσης των πυρήνων κατανομής έγινε μέσω του προγράμματος QGIS και της λειτουργίας doClustering. Το κάθε μοντέλο μετατράπηκε σε point vectors layer, με το κάθε σημείο να αντιστοιχεί σε ένα εικονοστοιχείο του μοντέλου κατανομής και να διατηρεί την αρχική τιμή του. Κατά τη διαδικασία clustering έγινε δημιουργία 10 συμπλεγμάτων ανά μοντέλο.

Ο αριθμός των συμπλεγμάτων επιλέχθηκε με σκοπό την εύρεση ενός ρεαλιστικού αριθμού κέντρων λαμβάνοντας υπόψη την περιοχή κατανομής η οποία εμφανίστηκε σε κάθε μοντέλο και την απόσταση την οποία μπορεί να διανύσει το Κυπριακό νερόφιδο περιφερειακά του κάθε κέντρου. Έπειτα από μια σειρά δοκιμών προσδιορίστηκε ότι ο χωρισμός της μελέτης κατανομής σε δέκα συμπλέγματα θα μπορούσε να αποδώσει ικανοποιητικά αποτελέσματα χωρίζοντας την περιοχή υπό μελέτη σε κατατμήματα με αρκετή απόσταση μεταξύ τους ώστε να αποτελούν διαφορετικές, και μη συνεχόμενες, περιοχές κατανομής.

Η δημιουργία συμπλεγμάτων έγινε με τη χρήση αλγορίθμου K-means και υπολογισμού της Ευκλείδειας απόστασης. Εκτός του χωρικού παράγοντα η διαδικασία έδωσε βαρύτητα της τάξεως του 25% στην τιμή του κάθε σημείου, ώστε κάθε ένα από τα

συμπλέγματα να περιέχει όσο πιο κοντά στο κέντρο του έναν μεγάλο αριθμό σημείων με υψηλές τιμές πιθανότητας κατανομής (Kleisner, et al., 2016).

Τη δημιουργία των συμπλεγμάτων ακολούθησε η εύρεση των γεωμετρικών κέντρων τους. Για την εύρεση αυτών χρησιμοποιήθηκε η λειτουργία Mean Coordinates και δόθηκε βαρύτητα στις τιμές των σημείων ώστε το σημείο να είναι πιο κοντά στις περιοχές με υψηλότερη πιθανότητα κατανομής.

Το κάθε κέντρο αποτελείται από ένα μόνο σημείο για τους σκοπούς των διαδικασιών της μελέτης, αλλά το σημείο αυτό ταυτόχρονα αντιπροσωπεύει την ευρύτερη περιοχή γύρω του. Με την εφαρμογή της μεθόδου αυτής αποδεχόμαστε πως το επιλεγμένο σημείο εντός κάθε συμπλέγματος μπορεί να μην αντικατοπτρίζει πλήρως την περιοχή στο χώρο στην οποία βρίσκονται τα περισσότερα άτομα του είδους εντός του εν λόγω συμπλέγματος. Η απλοποίηση αυτή παρέχει όμως τη δυνατότητα χάραξης διαδρομών ελαχίστου κόστους στην περιοχή του Τροόδους τα οποία αναμφίβολα θα αποτελέσουν βάση αναφοράς για μελλοντικές εργασίες.

Τα γεωμετρικά κέντρα τα οποία δημιουργήθηκαν παρουσιάζονται στο Κεφάλαιο των Αποτελεσμάτων και επιπρόσθετα η τοποθεσία τους σε σχέση με την συνολική κατανομή την οποία έδειξαν τα μοντέλα συζητείται στο αντίστοιχο Κεφάλαιο 5.1.3 της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής.

Επιπρόσθετα, με σκοπό τη μελέτη της έκτασης της κατανομής του είδους έγινε διαχωρισμός των αποτελεσμάτων των μοντέλων κατανομής σε τεταρτημόρια με βάση την μέγιστη τιμή που παρουσίασαν. Οι τιμές κάτω του 25% της μέγιστης δεν λήφθηκαν υπόψη, οι τιμές μεταξύ 25% και 75% αποτέλεσαν την κατανομή του είδους, και οι περιοχές οι οποίες παρουσίασαν τιμές άνω του 75% της μέγιστης αποτέλεσαν τους πυρήνες κατανομής.

3.8 Επίπεδο αντίστασης

Το τελευταίο από τα προκαταρκτικά βήματα εύρεσης των διαδρομών ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων συμπλεγμάτων αποτέλεσε η δημιουργία του επιπέδου αντίστασης (resistance ή cost layer). Η διαδικασία έγινε μέσω της μεθόδου δημιουργίας Μοντέλου Καταλληλότητας Ενδιαιτήματος (Habitat Suitability Model) η οποία περιγράφεται στην εργασία των Keeley, Beier & Gagnon (2016). Μέσω αυτής της μεθόδου δημιουργείται ένα μοντέλο κατανομής του είδους, του οποίου οι τιμές στη συνέχεια μετατρέπονται σε αντίσταση.

Η διαδικασία έγινε μέσω του προγράμματος RStudio και ο αντίστοιχος κώδικας μπορεί να βρεθεί στο *Παράρτημα IV*.

Για τη δημιουργία του επιπέδου αντίστασης έγινε χρήση έντεκα μεταβλητών με ανάλυση 250X250m όπως παρουσιάζονται στον *Πίνακα 3.2*.

Πίνακας 3.2: Οι μεταβλητές οι οποίες χρησιμοποιήθηκαν για τη δημιουργία του επιπέδου αντίστασης.

Χαρακτηριστικό (μονάδα)	Range	Κωδικός	Πηγή
Κατεύθυνση εδάφους (degrees)	0-360	Aspect	Eratosthenis, 2010
Υψόμετρο(m)	0-1923.4	Dem	Eratosthenis, 2010
Απόσταση από χωματόδρομους (m)	0-8845.9	Dirt_roads	Eratosthenis, 2010
Δασική πυκνότητα (%)	0-92	Forest_density	CLMS, 2018
Απόσταση από αυτοκινητοδρόμους (m)	0-90270.8	Highways	Eratosthenis, 2010
Απόσταση από κυρίως ποτάμια (m)	0-12837.9	River_main	Eratosthenis, 2010
Απόσταση από δευτερεύοντα ποτάμια (m)	0-11204.1	River_sec	Eratosthenis, 2010
Απόσταση από κυρίως δρόμους (m)	0-9253.3	Main_roads	Eratosthenis, 2010
Απόσταση από δευτερεύοντες δρόμους (m)	0-13439.7	Secondary_roads	Eratosthenis, 2010
Κλίση εδάφους (μοίρες)	0-40.62	Slope	Eratosthenis, 2010
Απόσταση από υγροτόπους (m)	0-5955.1	Wetlands	Papatheodoulou et al. 2015

Για τη δημιουργία του μοντέλου καταλληλότητας έγινε έλεγχος της συγγραμμικότητας, η οποία δεν ξεπερνούσε το 0.75 για κανένα ζεύγος δεδομένων και συνεπώς έγινε χρήση όλων. Το μοντέλο το οποίο επιλέχθηκε, είναι το Maxent, καθώς δίνει ιδιαίτερα υψηλά AUC και όπως έχει επεξηγηθεί θεωρείται ιδανικό για ένα είδος όπως το Κυπριακό νερόφιδο. Εφόσον το Maxent αποδεδειγμένα μπορεί να βγάλει αξιόπιστα αποτελέσματα κατανομής/ιδανικότητας ενδιαιτήματος, αναμένεται το ίδιο αξιόπιστο να είναι και το επίπεδο αντίστασης στο οποίο θα μετατραπεί.

Αντίστοιχα με τα μοντέλα κατανομής τα οποία παρουσιάστηκαν στο κεφάλαιο 3.6 έγινε χρήση των 35 θέσεων κατανομής καθώς και 1000 ψευδών απουσιών του είδους. Ο αλγόριθμος έκανε χρήση του 80% των συνολικών δεδομένων και για τη λήψη αποτελεσμάτων έγινε επανάληψη του 10 φορές με τη μέθοδο cross-validation (cv).

Μετά τη δημιουργία του Μοντέλου Καταλληλότητας Ενδιαιτήματος, για την μετατροπή των τιμών του σε αντίσταση έγινε η χρήση της εξίσωσης $100-99*((1-\exp(-c*h))/(1-\exp(-c)))$, όπου h είναι το μοντέλο καταλληλότητας και c ένας αριθμός ο οποίος αντιστοιχεί στη σχέση μεταξύ ποιότητας ενδιαιτήματος και αντίστασης.

Για τους σκοπούς της παρούσας διπλωματικής εργασίας ο αριθμός ο οποίος χρησιμοποιήθηκε ήταν το 8, το οποίο και υποδηλώνει μια μέτριας έντασης αντίθετη σχέση μεταξύ ποιότητας ενδιαιτήματος και αντίστασης. Καθώς δεν υπάρχουν ικανοποιητικές πληροφορίες για την ανθεκτικότητα ή ευαισθησία του Κυπριακού νερόφιδου στα ενδιαιτήματα του, η χρήση του 8 θεωρήθηκε η βέλτιστη πρωταρχική επιλογή.

3.9 Διαδρομές ελαχίστου κόστους

Η Ανάλυση Διαδρομών Ελαχίστου Κόστους αποτέλεσε την τελευταία διαδικασία για την ολοκλήρωση της μεθοδολογίας και έγινε με τη χρήση του μενού Least Cost Path Analysis του QGIS, των κέντρων συμπλεγμάτων για τις μελετώμενες συνθήκες (P, SSP1-2.6, SSP5-8.5) και του επιπέδου αντίστασης ο οποίος δημιουργήθηκε σε προηγούμενο στάδιο.

Η δημιουργία των διαδρομών διεκπεραιώθηκε με δύο διαφορετικούς τρόπους:

A) Μέσω σύνδεσης των κέντρων του ιδίου φακέλου με σκοπό τη μελέτη της μετακίνησης του είδους σε ένα συγκεκριμένο χρονικό πλαίσιο και με σταθερές περιβαλλοντικές συνθήκες και

B) Μέσω σύνδεσης των κέντρων του παροντικού μοντέλου με αυτούς των μελλοντικών με σκοπό τη μελέτη πιθανών διαδρομών μετακίνησης του είδους υπό τις πιέσεις της κλιματικής αλλαγής.

Τα αποτελέσματα των αναλύσεων διαδρομών εμφανίζονται με τη μορφή κόστους. Το κόστος δεν έχει μονάδα, αλλά αποτελεί ένα μέτρο σύγκρισης των διαδρομών για τα συγκεκριμένα δεδομένα της παρούσας μελέτης. Επιπρόσθετα, έγινε υπολογισμός της χιλιομετρικής απόστασης κάθε διαδρομής.

3.10 Ανάλυση και επεξεργασία δεδομένων

Γλώσσα προγραμματισμού R

Για το πρώτο μέρος της μεθοδολογίας, τα μοντέλα κατανομής, η συγγραφή του αντίστοιχου κώδικα έγινε μέσω της γλώσσας R και του προγράμματος RStudio το οποίο αποτελεί ένα λογισμικό ανοικτού κώδικα. Οι αντίστοιχοι κώδικες μπορούν να βρεθούν στο Παράρτημα II.

Χρησιμοποιήθηκε ένας αριθμός πακέτων με κυριότερο το «Dismo». Το Dismo αποτελεί ένα πακέτο της γλώσσας προγραμματισμού R το οποίο περιέχει 19 Μοντέλα Κατανομής Ειδών καθώς και τρόπους δειγματοληψίας δεδομένων και αξιολόγησης των αποτελεσμάτων (Hijmans and Elith, 2011). Για τους σκοπούς της έρευνας, 21 μοντέλα κατανομής ειδών (Πίνακας 3.3) θα χρησιμοποιηθούν στη μεθοδολογία.

Πίνακας 3.3: Οι επι μέρους αλγόριθμοι οι οποίοι χρησιμοποιήθηκαν σε μορφή πακέτων για τα μοντέλα κατανομής ειδών.

	Όνομα μοντέλου	Συντόμευση	Πηγή
1	Surface range envelope	bioclim	Booth, et al., 2014
2	Surface range envelope - dismo	bioclim.dismo	Booth, et al., 2014
3	Booster regression tree	brt	De'ath, 2007
4	Conceptual classification and regression tree	cart	Loh, 2014
5	DOMAIN	domain.dismo	Carpenter, Gillison & Winter, 1993
6	Flexible discriminant analysis	fda	Hastie, Tibshirani & Buja, 2000
7	Generalized additive model	gam	Guisan, Edwards & Hastie, 2002
8	Generalized linear model	glm	Guisan, Edwards & Hastie, 2002
9	Lasso and elastic-net regularized generalized linear models	glmnet	Tibshirani, et al., 2011
10	Multivariate adaptive regression splines	mars	Friedman, 1991
11	Maximum entropy modelling	Maxent	Phillips, Anderson & Schapire, 2006
12	Maximum entropy modelling with presence-only data	maxlike	Merow & Silander, 2013
13	Mixture discriminant analysis	mda	Ju, Kolaczyk & Gopal, 2003

14	Multi-Layer perceptron	mlp	Taud & Mas, 2018
15	Radial basis function	rbf	Orr, 1996
16	Random forest	rf	Breiman, 2001
17	Recursive partitioning and regression trees	rpart	Strobl, Malley & Tutz, 2009
18	Support-vector machine	svm	Noble, 2006
19	Polynomial generalized linear model	glm-poly	Fan, Heckman and Wand, 1992
20	Ranger	ranger	Mankel, 1998
21	Mahalanobis distance model	mahal.dismo	McLachlan, 1999

Ιδιαίτερη αναφορά θα γίνει στο μοντέλο Maxent (Phillips et al. 2006), καθώς προσφέρει αρκετά πλεονεκτήματα στην μεθοδολογία της παρούσας διατριβής. Ο αλγόριθμος του Maxent υπολογίζει την πιθανότητα της παρουσίας ενός είδους σε μια τοποθεσία χρησιμοποιώντας μια κλίμακα από το 0 μέχρι το 1, με το 1 να αναφέρεται σε 100% πιθανότητα παρουσίας (Srivastava, Lafond and Griess, 2019). Έχει ευρεία χρήση στην ζωολογική έρευνα την τελευταία δεκαετία (Kalboussi and Achour, 2016; Anadon et al. 2012; Suarez-Seoane et al. 2008; Wen et al. 2015; Gibson et al. 2007) και μπορεί αποδεδειγμένα να δώσει αξιόπιστα αποτελέσματα με ελάχιστες καταχωρήσεις τις 30 (Srivastava, Lafond and Griess, 2019; Kaliontzopoulou et al., 2008; Wisz et al., 2008). Για την παρούσα μελέτη χρησιμοποιήθηκαν στο σύνολο τους 35 καταχωρήσεις, γεγονός το οποίο και ήταν καταλύτης στην επιλογή του Maxent καθώς άλλα μοντέλα απαιτούν αρκετά μεγαλύτερο αριθμό για να προσδώσουν έγκυρα αποτελέσματα κατανομής.

Επιπρόσθετα το Maxent αποτελεί μοντέλο το οποίο μπορεί να κάνει χρήση μελλοντικών σεναρίων και να προβλέψει την κατανομή ενός είδους σε βάθος χρόνου και υπό διαφορετικές συνθήκες ανθρωπογενών πιέσεων (Manzoor, Griffiths and Lukac, 2018), γεγονός το οποίο το καθιστά πολύτιμο στον σχεδιασμό διαχειριστικών μέτρων για ένα είδος όχι μόνο στο παρόν, αλλά και σε βάθος χρόνου.

Άλλα πακέτα τα οποία χρησιμοποιήθηκαν στο RStudio για τους σκοπούς της μελέτης είναι τα: sdm, raster, ggplot, ggpur, ENMTools, virtualspecies και RasterDT. Συνοπτικές πληροφορίες για τα πακέτα δίνονται στον Πίνακα 3.4 σύμφωνα με τις πληροφορίες της βάσης δεδομένων CRAN (<https://cran.r-project.org/>).

Πίνακας 3.4: Τα κύρια πακέτα που χρησιμοποιήθηκαν για τη συγγραφή του κώδικα κατανομής ειδών.

Πακέτο	Λειτουργία	Πηγή
sdm	Πλαίσιο ανάπτυξης μοντέλων κατανομής ειδών	Naimi & Araujo, 2016
Raster	Πακέτο επεξεργασίας, ανάλυσης και μοντελοποίησης χωρικών δεδομένων	Hijmans & Etten., 2019
ggpur/ggplot(2)	Δημιουργία και επεξεργασία δυναμικών γραφικών παραστάσεων	Villanueva & Chen, 2019
ENMTools	Εργαλεία δημιουργίας και ανάλυσης μοντέλων κατανομής ειδών (Ecological Niche Modeling)	Warren, Glor & Turelli, 2010
Virtualspecies	Εργαλεία δημιουργίας εικονικής κατανομής ειδών	Leroy, et al., 2019
RasterDT	Γρηγορότερη διεκπεραίωση των λειτουργιών του πακέτου raster για αρχεία μεγάλου μεγέθους	O'Brien, 2020

QGIS

Σε συνέχεια, για την ολοκλήρωση των βημάτων της μεθοδολογίας χρησιμοποιήθηκε το λογισμικό χαρτογράφησης και επεξεργασίας δεδομένων QGIS, το οποίο παρείχε μεγάλη ευελιξία στην επεξεργασία των μοντέλων κατανομής τα οποία παρήχθησαν από το RStudio. Το QGIS προσφέρει την επιλογή συγγραφής κώδικα/εντολών σε γλώσσα προγραμματισμού rython, καθώς και μια σειρά «έτοιμων» εντολών μέσω των πακέτων QGIS, SAGA, GDAL και GRASS. Οι συγκεκριμένες εντολές που χρησιμοποιήθηκαν αναγράφονται στο αντίστοιχο μέρος περιγραφής της διαδικασίας (βλ. 3.9) (QGIS project, 2020; Khan and Mohiuddin, 2018).

Επιπρόσθετα, έγινε χρήση του λογισμικού QGIS για την καλύτερη δυνατή οπτικοποίηση των αποτελεσμάτων σε μορφή χαρτών, όπου αυτό ήταν δυνατό.

Κεφάλαιο 4

Αποτελέσματα

4.1 Μοντέλα κατανομής είδους

Μέσω εξέτασης της συγγραμμικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων σε κάθε ένα από τους τρεις φακέλους (P, SSP1-2.6 και SSP5-8.5) που εξετάστηκε, περιορίστηκε ο αριθμός των παραμέτρων σε έξι ανά φάκελο. Συγκεκριμένα για το φάκελο P έγινε επιλογή των μεταβλητών bio01, bio02, bio04, bio12, bio15 για τον SSP1-2.6 επιλέχθηκαν τα bio01, bio8, bio12, bio14, bio15 και slopes, ενώ για τον SSP5-8.5 έγινε χρήση των bio01, bio12, bio14, bio15, bio17 και slopes (βλ. Πίνακα 3.1).

Τα μοντέλα κατανομής του είδους για κάθε ένα από τους φακέλους αυτούς εξετάστηκαν μέσω των μεθόδων Maxent και Ensemble. Στην περίπτωση της μεθόδου Ensemble συνδυάστηκαν 8 από τα μοντέλα του πακέτου Dismo, όπως παρουσιάζεται στον Πίνακα 4.1. Το κύριο μέσο αξιολόγησης των επιμέρους μοντέλων ήταν η τιμή AUC. Η συνολική στατιστική αξιολόγηση (AUC, COR, TSS & DEV) όλων των αλγορίθμων μοντέλων κατανομής οι οποίοι δοκιμάστηκαν μπορεί να βρεθεί στο αντίστοιχο Παράρτημα III.

Πίνακας 4.1: Στατιστική αξιολόγηση των μοντέλων κατανομής μέσω AUC (Area Under Curve). Με έντονη (bold) γραφή τα μοντέλα τα οποία συμπεριλήφθηκαν στο Ensemble.

Model	AUC		
	P	SSP1-2.6	SSP5-8.5
bioclim	0.82	0.8	0.79
BioclimDismo	0.87	0.88	0.89
mahal.dismo	0.96	0.95	0.95
domain.dismo	0.93	0.93	0.94
brt	0.95	0.93	0.95
cart	0.73	0.78	0.7
fda	0.84	0.91	0.84
gam	0.95	0.95	0.96
glm	0.8	0.94	0.88
glmnet	0.81	0.92	0.86
ranger	0.93	0.93	0.94
maxlike	0.82	0.84	0.84
glmpoly	0.95	0.94	0.95
mars	0.93	0.94	0.97
mda	0.91	0.92	0.92
mlp	0.94	0.95	0.96
rbf	0.93	0.91	0.94
rf	0.94	0.93	0.94
rpart	0.8	0.8	0.78
svm	0.91	0.89	0.93
Maxent	0.95	0.94	0.95

Στον Πίνακα 4.2, παρουσιάζονται τα οκτώ μοντέλα ανά φάκελο τα οποία παρουσίασαν την υψηλότερη AUC και επιλέχθηκαν για την δημιουργία των μοντέλων Ensemble. Επιπρόσθετα αναγράφεται η τιμή AUC την οποία παρουσίασαν τα τελικά μοντέλα Ensemble.

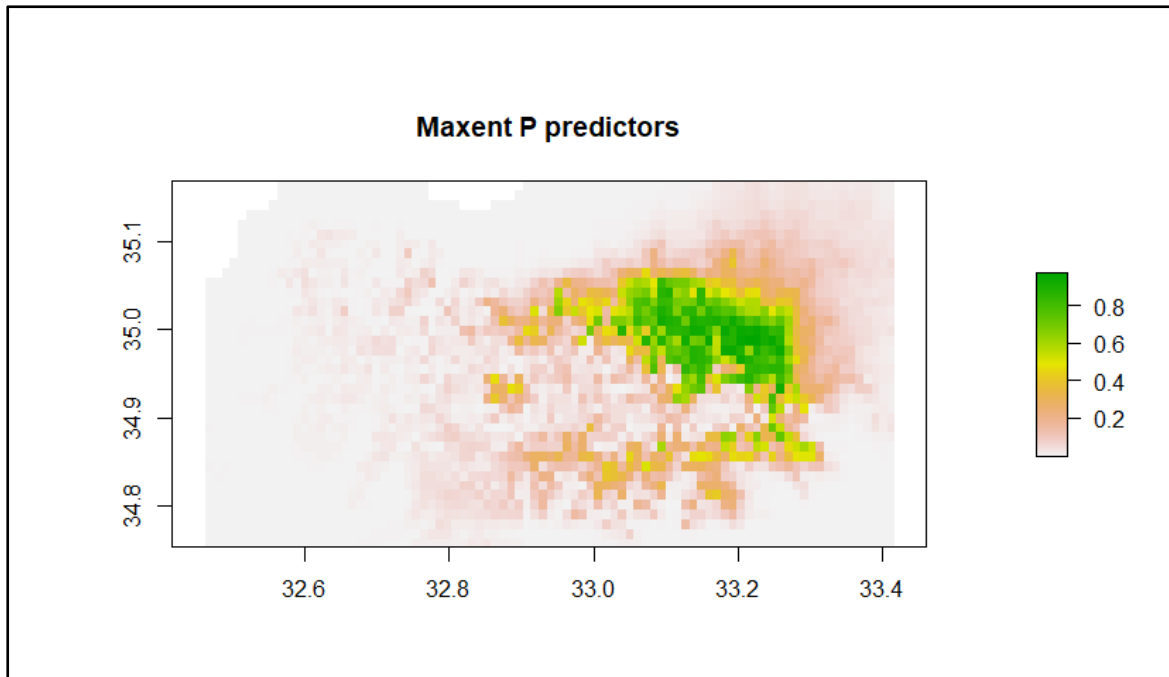
Από την διαδικασία επιλογής των επιμέρους μοντέλων για τη δημιουργία των Ensemble έγινε αποκλεισμός των μοντέλων mahal.dismo (λόγω μη ορθών εξαγόμενων αποτελεσμάτων) και ranger (λόγω αδυναμίας υπολογισμού των στατιστικών COR και TSS).

Πίνακας 4.2: Τα μεμονωμένα μοντέλα τα οποία συμπεριλήφθηκαν στην προσέγγιση Ensemble καθώς παρουσίασαν τις υψηλότερες τιμές AUC. Εμφανίζεται η AUC του κάθε μοντέλου, καθώς και η AUC των τριών μοντέλων ensemble τα οποία δημιουργήθηκαν με τη χρήση των παραπάνω.

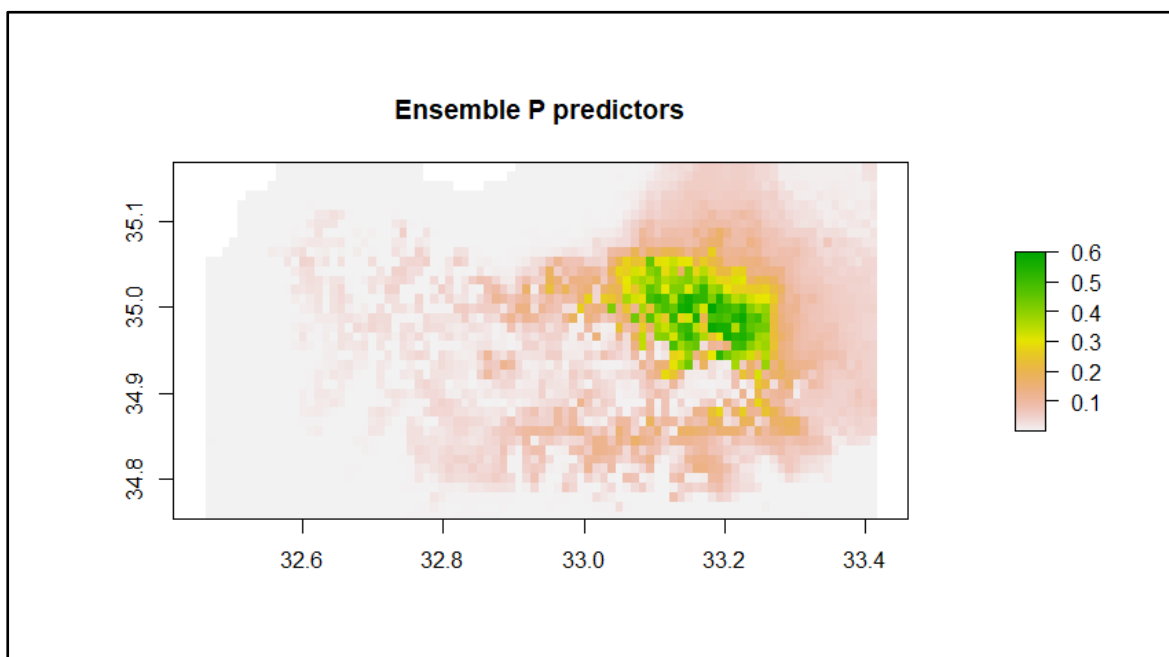
P	SSP1-2.6		SSP5-8.5			
	Model	AUC	Model	AUC	Model	AUC
	domain.dismo	0.93	domain.dismo	0.93	domain.dismo	0.94
	brt	0.95	brt	0.93	brt	0.95
	gam	0.95	gam	0.95	gam	0.96
	glmpoly	0.95	glm	0.94	glmpoly	0.95
	mars	0.93	glmpoly	0.94	mars	0.97
	mlp	0.94	mars	0.94	mlp	0.96
	rf	0.94	mlp	0.95	rf	0.94
	Maxent	0.95	Maxent	0.94	Maxent	0.95
	Ensemble P	0.98	Ensemble SSP1-2.6	0.97	Ensemble SSP5-8.5	0.98

Όπως εμφανίζεται στον Πίνακα 4.2 τα μοντέλα Maxent παρουσίασαν σε κάθε περίπτωση ιδιαίτερα υψηλές AUC, αλλά και για τους τρεις περιβαλλοντικούς φακέλους τα μοντέλα Ensemble είχαν υψηλότερη απόδοση.

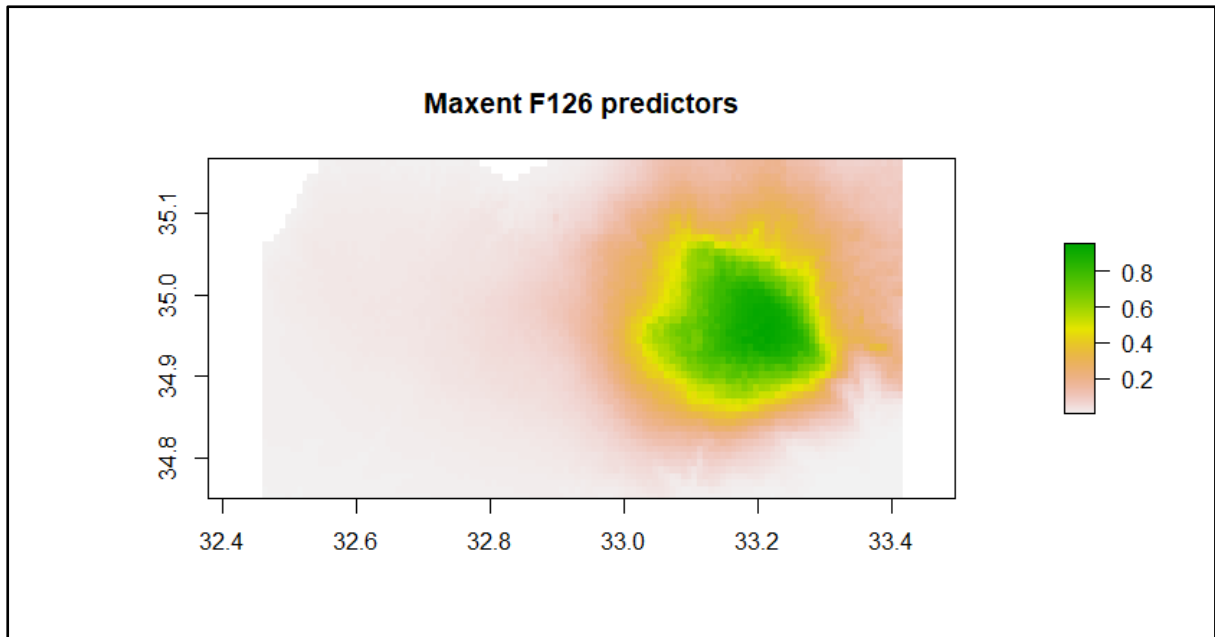
Μέσω του RStudio έγινε δημιουργία έξι χαρτών κατανομής, τριών Maxent και τριών Ensemble, οι οποίοι παρουσιάζονται στους Χάρτες 4.1-4.6. Όπως εμφανίζεται στα αντίστοιχα υπομνήματα τα μοντέλα Maxent παρουσίασαν μεγαλύτερο εύρος τιμών κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου, με μέγιστες τιμές κοντά στο 0.8, ενώ τα αντίστοιχα Ensemble μοντέλα δεν ξεπέρασαν το 0.6, με εξαίρεση το μοντέλο SSP5-8.5 το οποίο επίσης εμφάνισε μέγιστες τιμές κοντά στο 0.8.



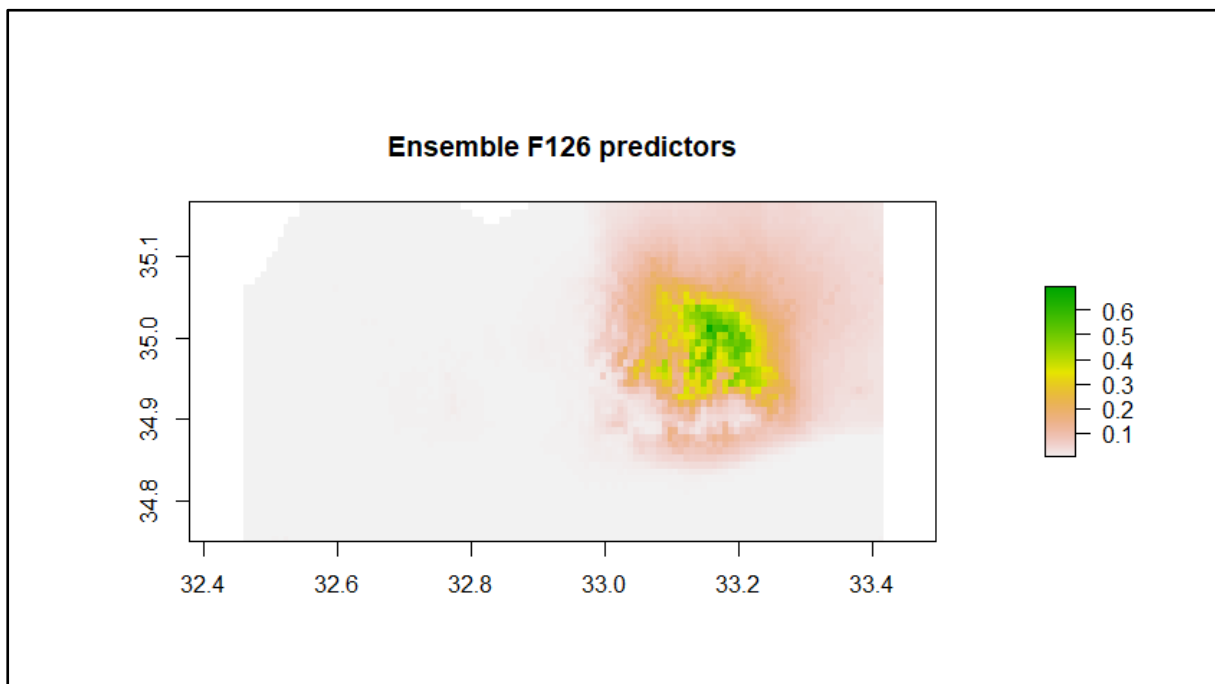
Χάρτης 4.1: Μοντέλο κατανομής τους είδους *N.n.cypriaca* με βάση τις παρούσες περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος P) με τη χρήση του αλγορίθμου *Maxent*.



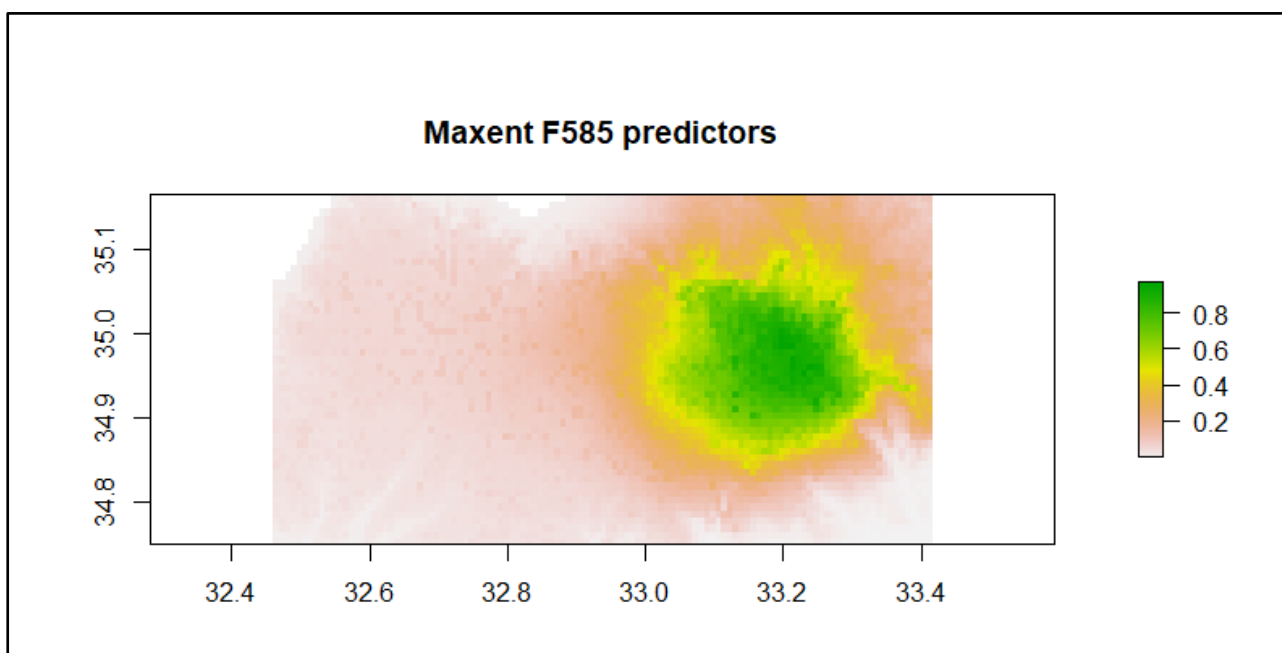
Χάρτης 4.2: Μοντέλο κατανομής τους είδους *N.n.cypriaca* με βάση τις παρούσες περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος P) σύμφωνα με την προσέγγιση *Ensemble*.



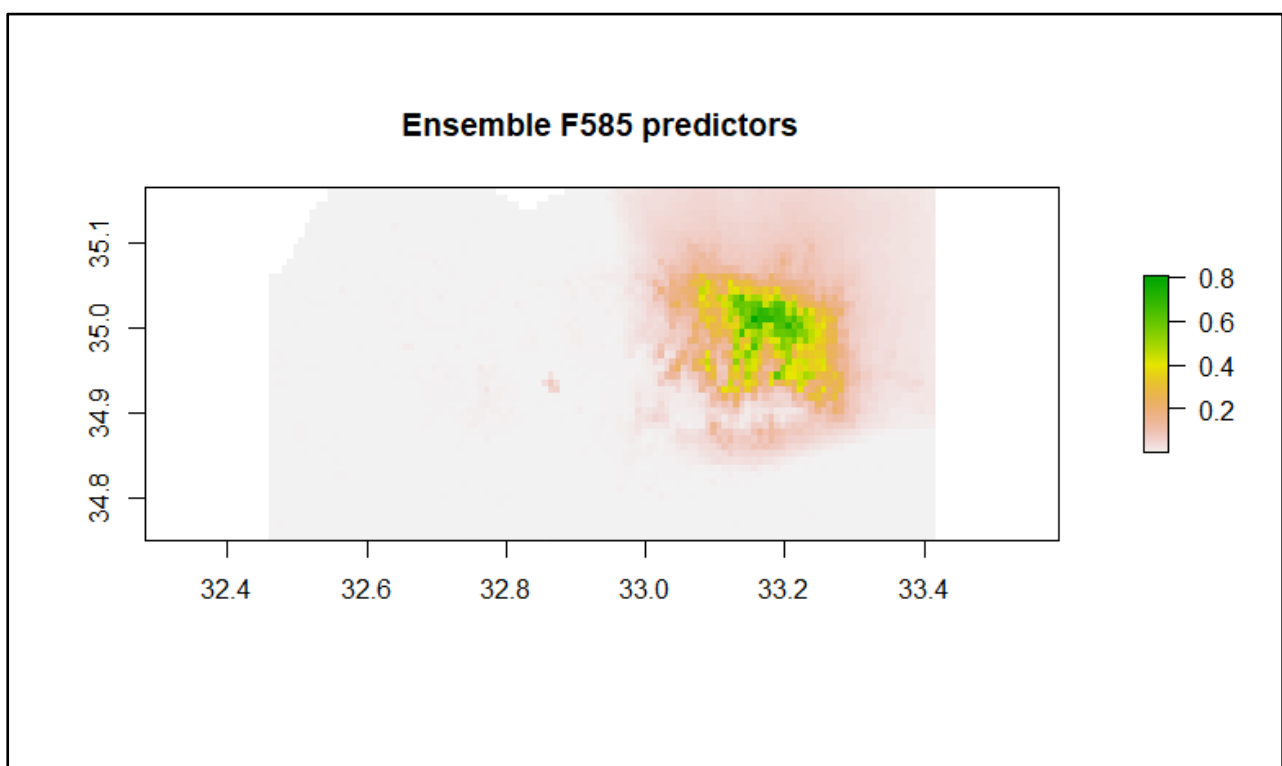
Χάρτης 4.3: Μοντέλο κατανομής τους είδους *N.n.cyriaca* με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος SSP1-2.6) με τη χρήση του αλγορίθμου Maxent.



Χάρτης 4.4: Μοντέλο κατανομής τους είδους *N.n.cyriaca* με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος SSP1-2.6) σύμφωνα με την προσέγγιση Ensemble.



Χάρτης 4.5: Μοντέλο κατανομής τους είδους *N.n.cypriaca* με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος SSP5-8.5) με τη χρήση του αλγορίθμου Maxent.



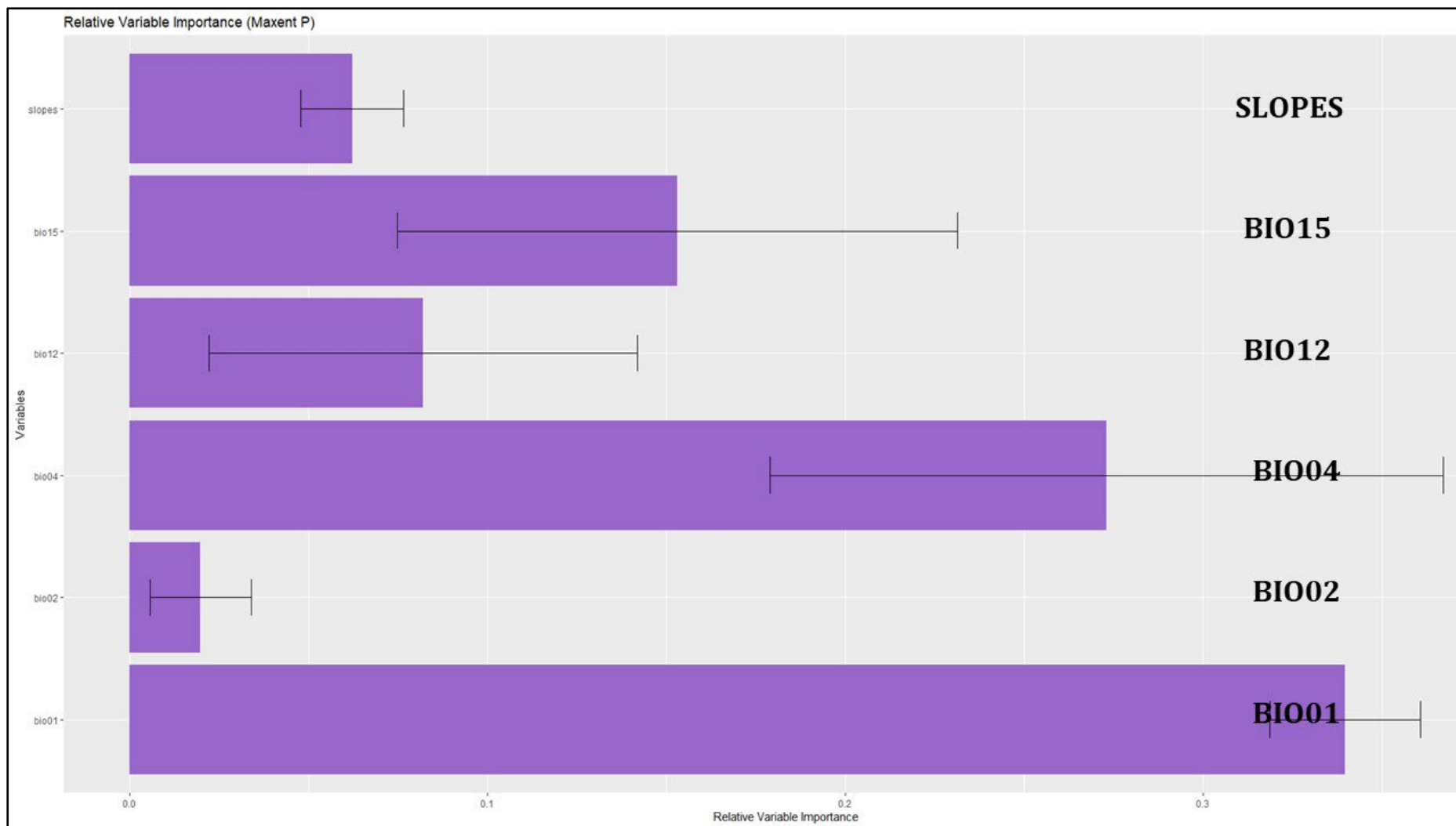
Χάρτης 4.6: Μοντέλο κατανομής τους είδους *N.n.cypriaca* με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος SSP5-8.5) σύμφωνα με την προσέγγιση Ensemble.

Για την καλύτερη αξιολόγηση των μοντέλων έγινε λήψη των Καμπυλών σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων (Relative Variable Importance Curves), μέσω των οποίων μπορούν να μελετηθούν οι περιβαλλοντικοί παράγοντες οι οποίοι είχαν τη μεγαλύτερη επίδραση στην δημιουργία των μοντέλων κατανομής και συνεπώς αποτελούν τα σημαντικότερα στοιχεία των ενδιατημάτων του είδους.

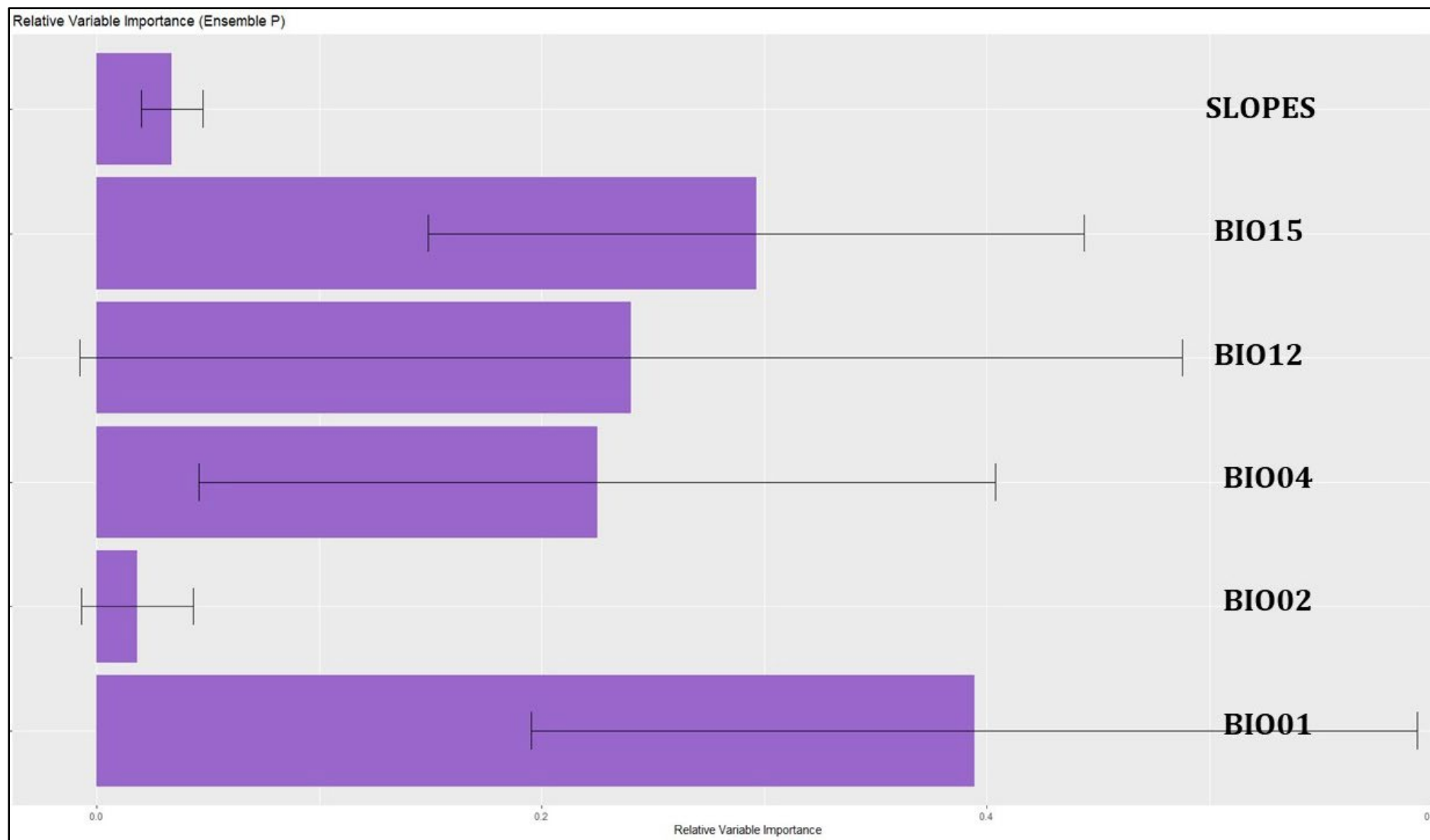
Για τα παροντικά μοντέλα κατανομής φαίνεται τη μεγαλύτερη σημαντικότητα να έχει το bio01, το οποίο αντιστοιχεί στην ετήσια μέση θερμοκρασία. Αντίθετα οι μεταβλητές bio02 (Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))) και slopes είχαν τη μικρότερη επίδραση στη δημιουργία των μοντέλων (Διαγράμματα 4.1 & 4.2).

Μελετώντας τις αντίστοιχες καμπύλες σημαντικότητας για τον μελλοντικό φάκελο SSP1-2.6 (Διαγράμματα 4.3 & 4.4) και στις δύο περιπτώσεις η υψηλότερη σημαντικότητα εμφανίστηκε στο bio15 (Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)) και η δεύτερη υψηλότερη στο bio12 (Annual Precipitation). Τη μικρότερη συμμετοχή για το Maxent εμφάνισαν τα bio08 (Mean Temperature of Wettest Quarter) και bio14 (Precipitation of Driest Month) ενώ για το Ensemble model τα slopes και bio01 (Annual Mean Temperature).

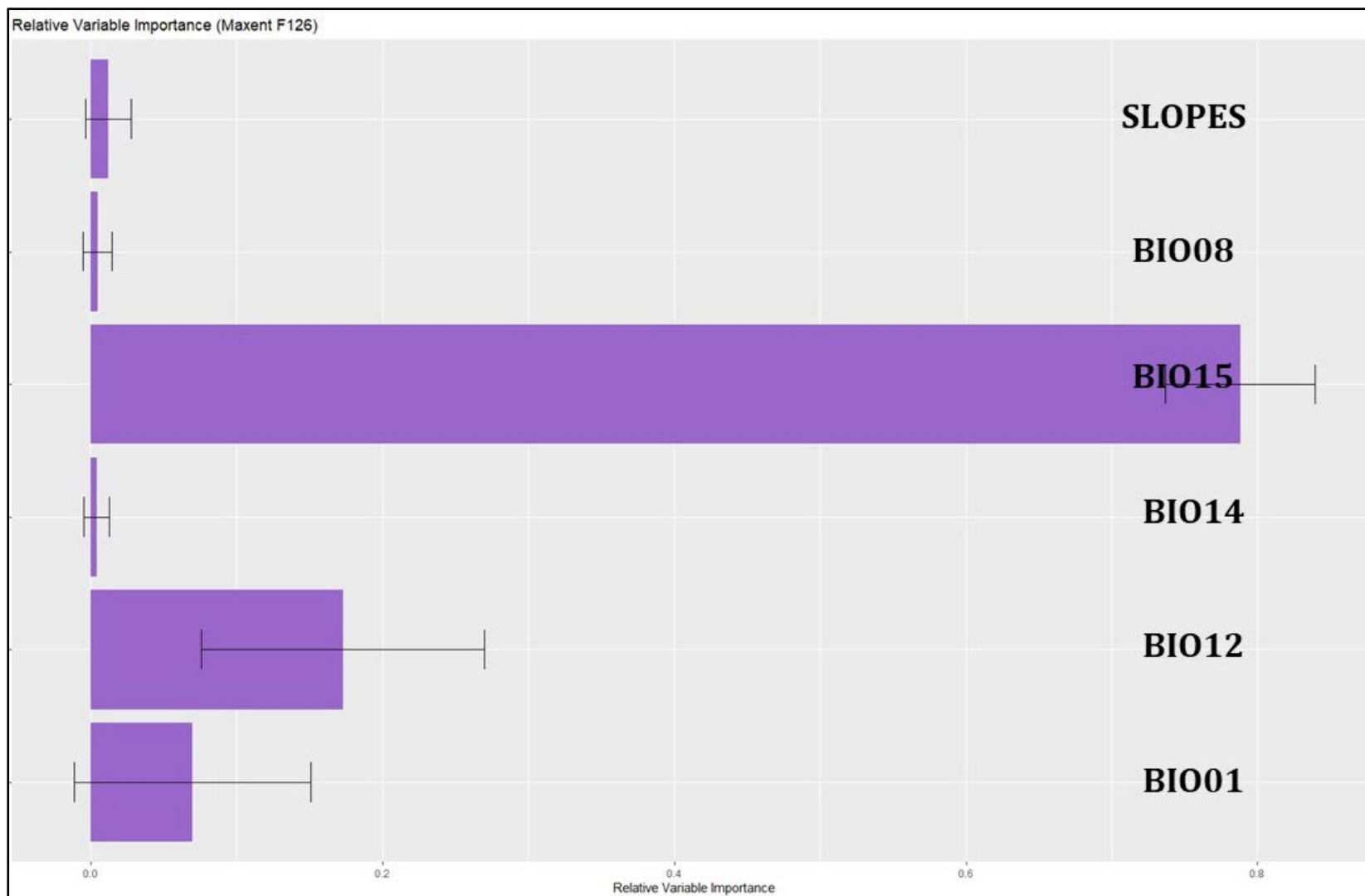
Αντίστοιχα στον μελλοντικό φάκελο SSP5-8.5 και στις δύο περιπτώσεις μοντέλων το bio15 (Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)) εμφανίζει την υψηλότερη σημαντικότητα (Διαγράμματα 4.5 & 4.6). Τη δεύτερη μεγαλύτερη συμμετοχή στα μοντέλα έχουν το bio01 (Annual Mean Temperature) για το Maxent και το bio14 (Precipitation of Driest Month) για το Ensemble model. Αντίθετα, τα bio14 (Precipitation of Driest Month) bio17 (Precipitation of Driest Quarter) εμφανίζουν την μικρότερη σημαντικότητα για το Maxent και τα slopes και bio01 (Annual Mean Temperature) για τα Ensemble μοντέλα.



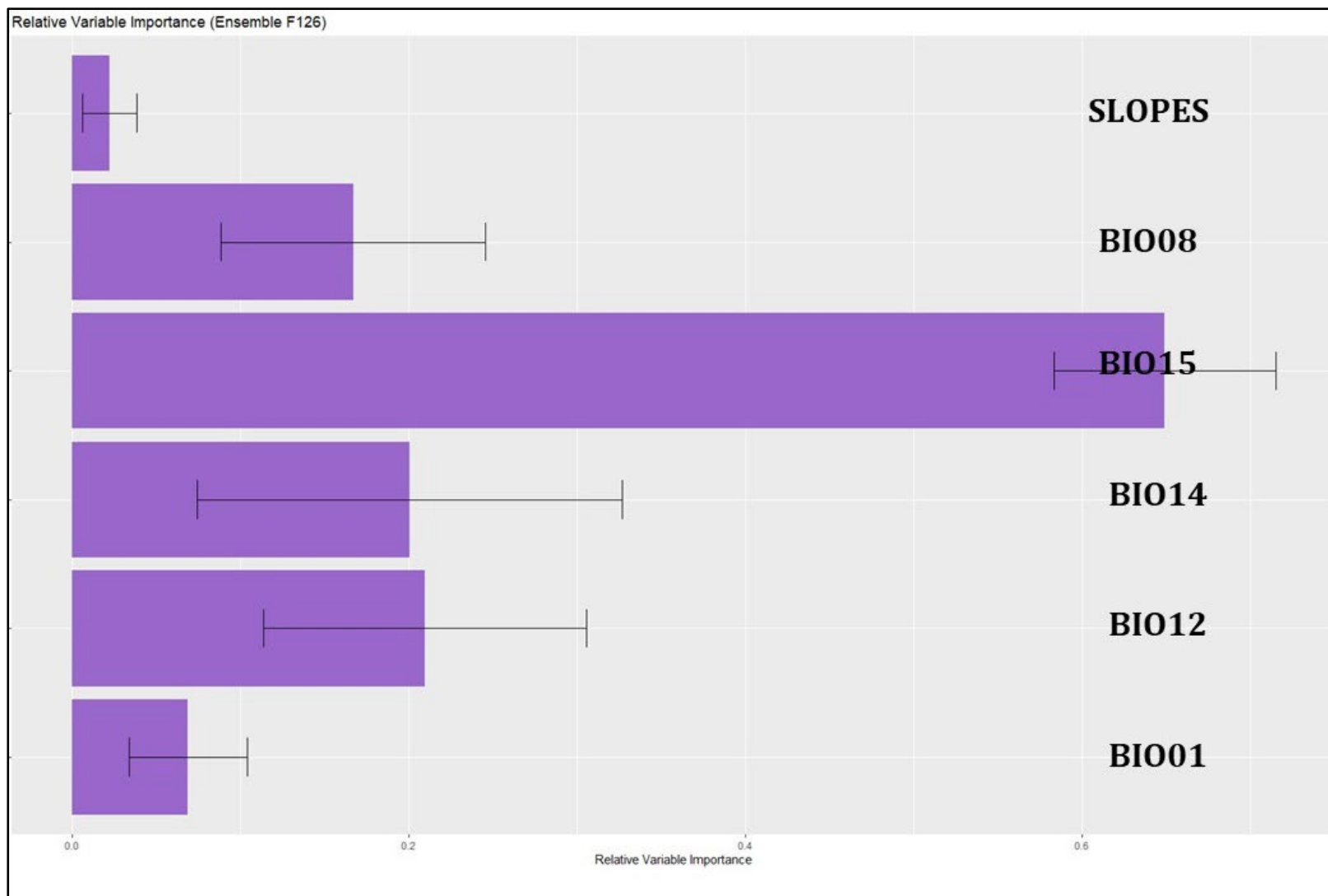
Διάγραμμα 4.1: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων (*Relative Variable Importance*) με βάση τις παρούσες περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος P) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Maxent.



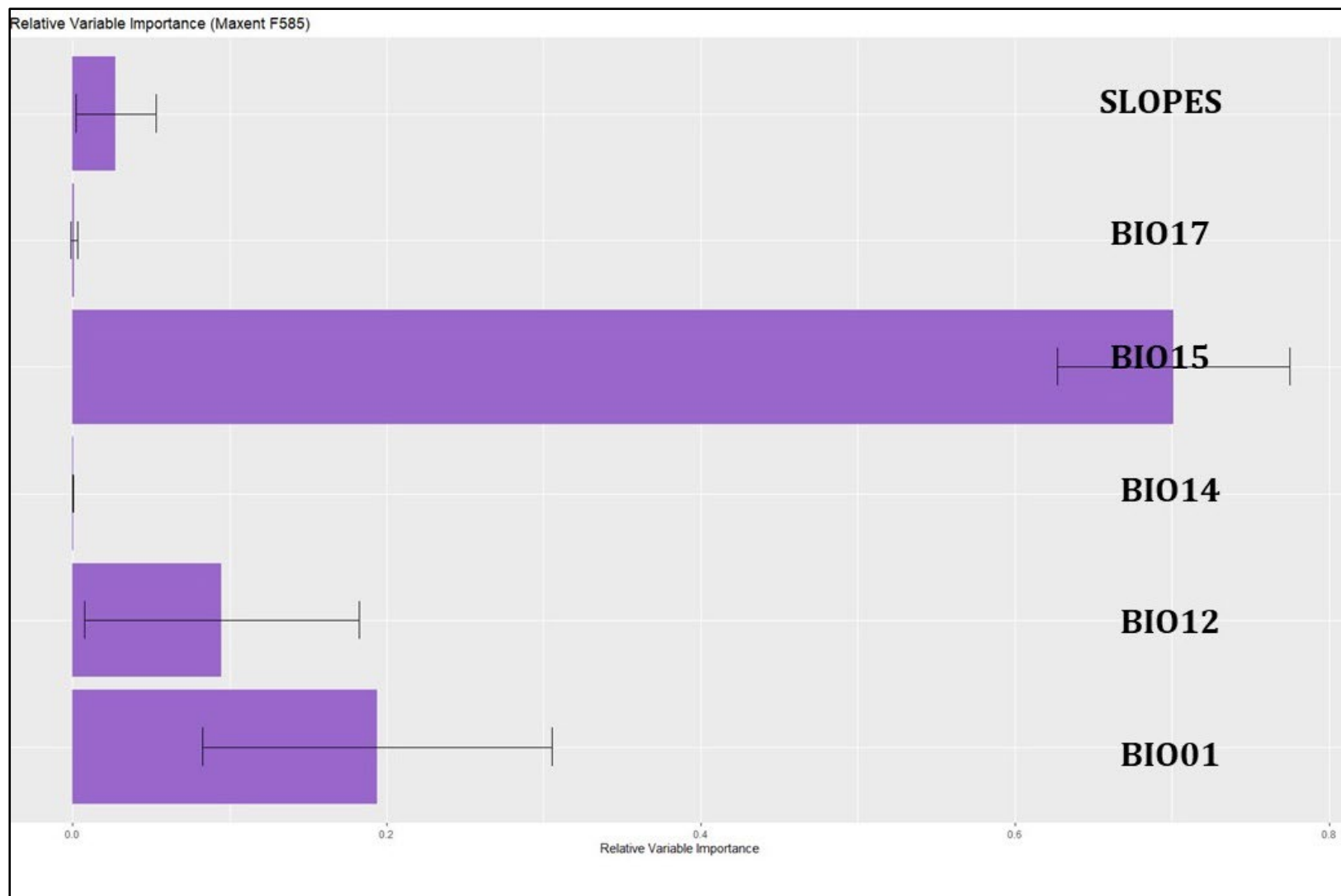
Διάγραμμα 4.2: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων (*Relative Variable Importance*) με βάση τις παρούσες περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος P) όπως προκύπτουν από τη χρήση της προσέγγισης *Ensemble*.



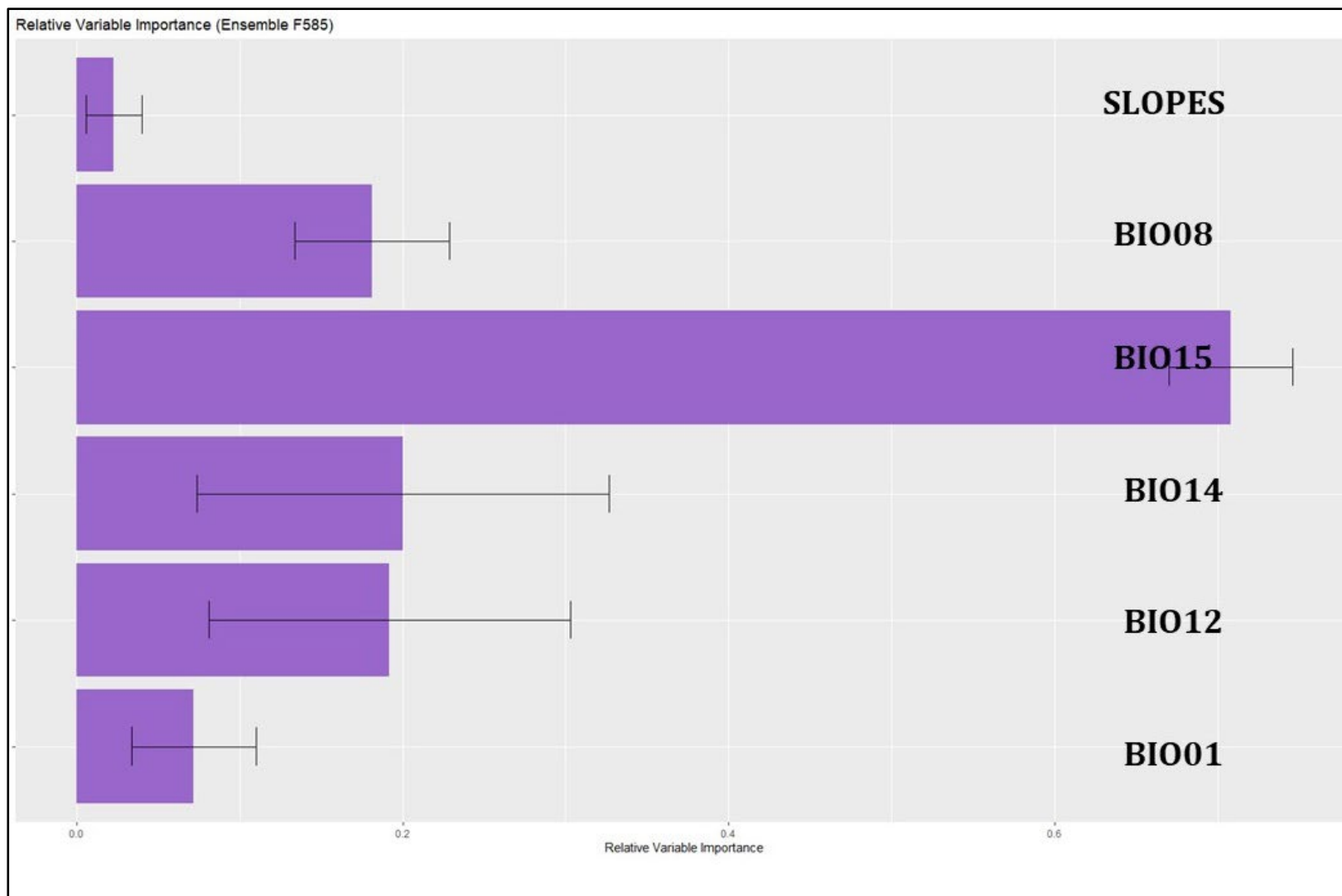
Διάγραμμα 4.3: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων (*Relative Variable Importance*) με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος *SSP1-2.6*) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου *Maxent*.



Διάγραμμα 4.4: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων (Relative Variable Importance) με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος SSP1.-2.6) όπως προκύπτουν από τη χρήση της προσέγγισης Ensemble.



Διάγραμμα 4.5: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων (*Relative Variable Importance*) με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος SSP5.-8.5) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Maxent.



Διάγραμμα 4.6: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων (Relative Variable Importance) με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος SSP5.-8.5) όπως προκύπτουν από τη χρήση της προσέγγισης Ensemble.

Παρατηρώντας τα δύο σύνολα διαγραμμάτων ανά περιβαλλοντικό φάκελο, και ιδιαίτερα όσον αφορά τα μελλοντικά μοντέλα είναι εμφανές ότι τα Ensemble μοντέλα κάνουν πιο ισορροπημένη χρήση των διαθέσιμων μεταβλητών για τη δημιουργία του τελικού μοντέλου έναντι των Maxent, τα οποία αμελούν έντονα κάποια από τα δεδομένα.

Επιπρόσθετα, όπως εμφανίζεται στα *Διαγράμματα 4.7 - 4.9* έγινε οπτικοποίηση των Καμπυλών ανταπόκρισης (Response curves) ανά μοντέλο Ensemble. Οι καμπύλες ανταπόκρισης εμφανίζουν την ευαισθησία της κάθε μεταβλητής στον αλγόριθμο και τη σχέση της με την κατανομή.

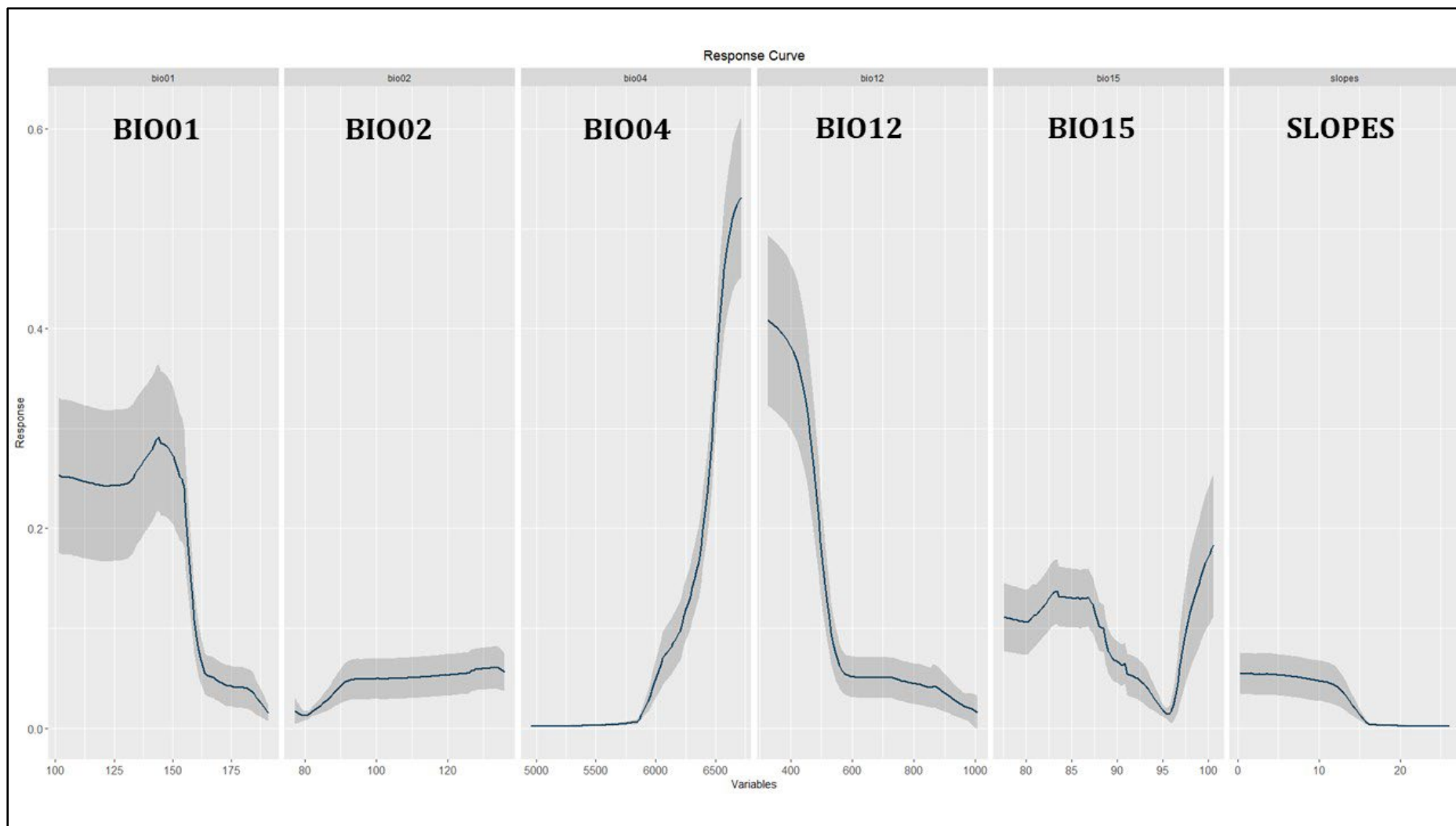
Παρατηρώντας τις καμπύλες απόκρισης των κοινών κλιματολογικών παραμέτρων και των τριών φακέλων εμφανίζονται κάποιες παράμετροι των οποίων συγκεκριμένα εύρη τιμών φαίνεται να έχουν τη μεγαλύτερη σημαντικότητα για το είδος προς μελέτη.

Το bio01 το οποίο αντιστοιχεί στην ετήσια μέση θερμοκρασία εμφανίζει μεγάλες διακυμάνσεις βέλτιστης τιμής για το είδος ανάλογα με το μοντέλο. Για το παροντικό Ensemble P εμφανίζεται μεταξύ 13-15 °C ενώ για τα μελλοντικά μοντέλα το αντίστοιχο βέλτιστο εύρος είναι 20-22 °C για το SSP1.-2.6 και >23 °C για το SSP5.-8.5.

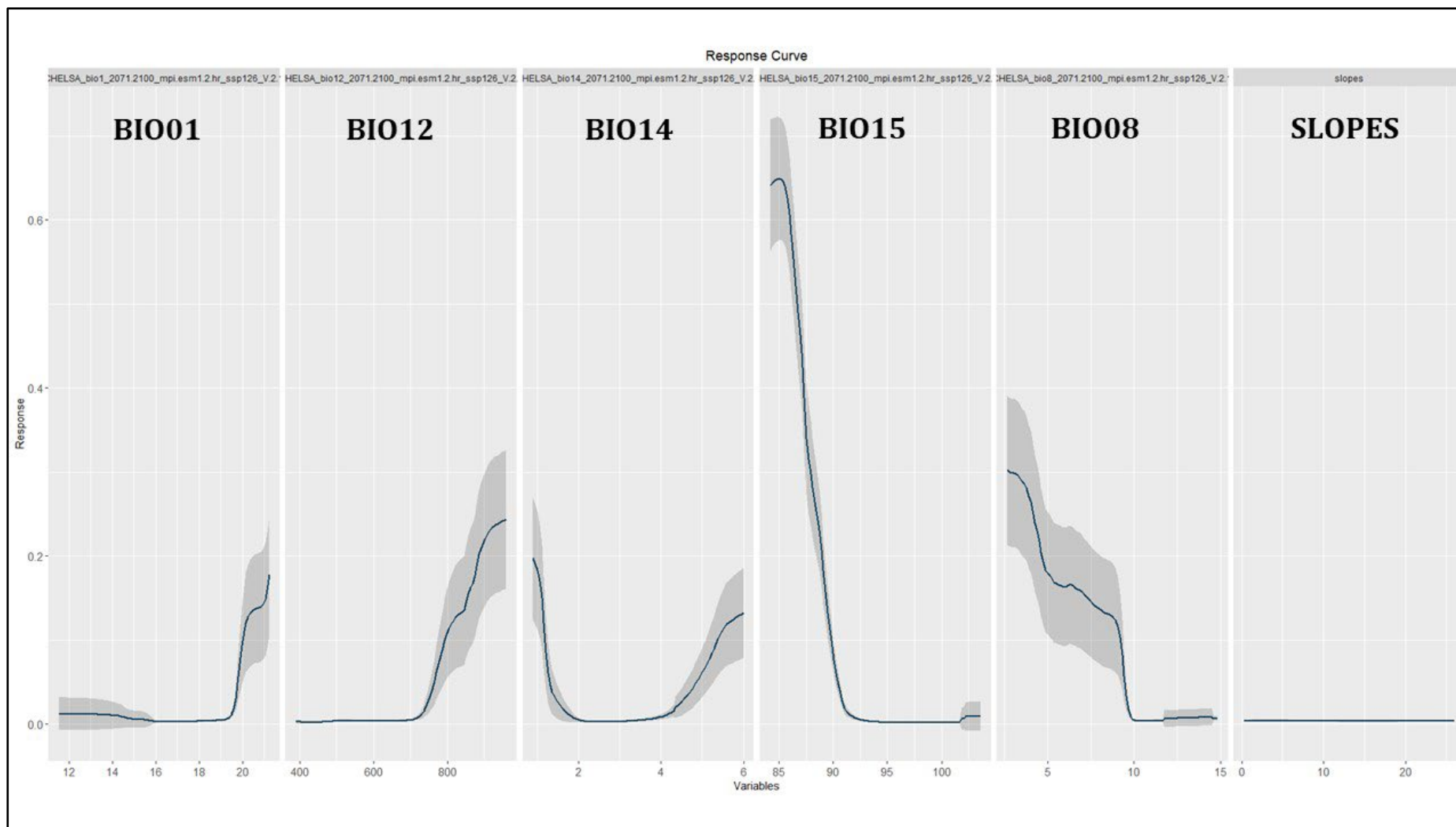
Το bio12 το οποίο περιγράφει την ετήσια βροχόπτωση εμφανίζει βέλτιστες τιμές παρουσίας του είδους γύρω στα 200mm ετησίως για τους περιβαλλοντικούς φακέλους P και SSP5.-8.5 ενώ για το SSP1.-2.6 η βέλτιστη τιμή εμφανίζεται >1000mm.

Το Bio15 αναφέρεται στην εποχιακή βροχόπτωση. Φαίνεται πως μια μέση εποχιακή βροχόπτωση ανάμεσα στο 70-90mm είναι ιδανική για το είδος σε κάθε περιβαλλοντικό σενάριο, ενώ καθώς αυξάνεται η βροχόπτωση μειώνεται δραστικά η τιμή του μοντέλου. Εξαίρεση σε αυτό εμφανίζεται στο παροντικό μοντέλο P, όπου εκτός από το εύρος 80-90mm, ιδιαίτερα υψηλές τιμές του μοντέλου εμφανίζονται και >100mm.

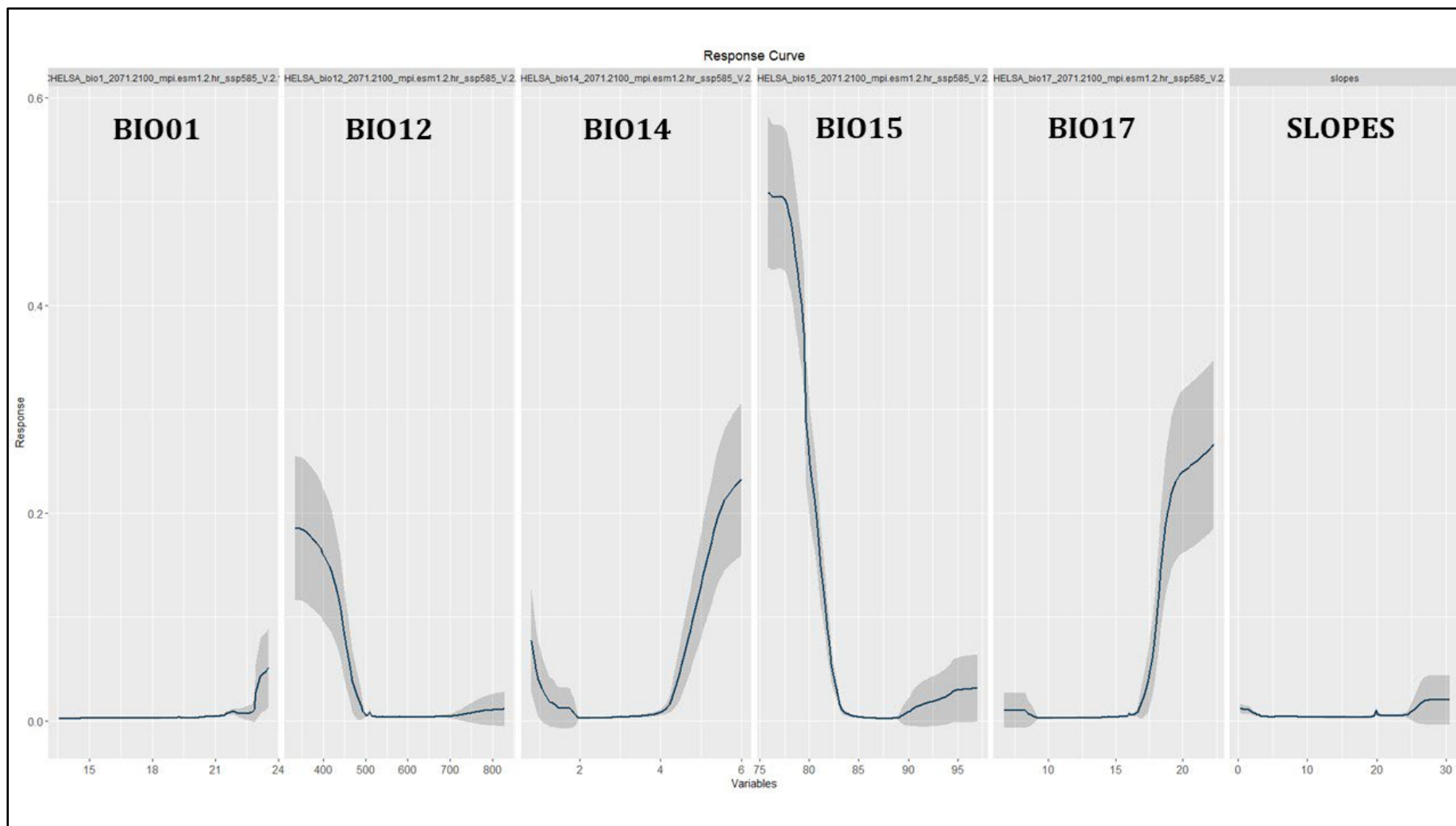
Τέλος, η κλίση του εδάφους δεν φαίνεται να έχει ιδιαίτερη επίδραση στις τιμές των μοντέλων, ανεξαρτήτως περιβαλλοντικού φακέλου. Μόνο στο παροντικό μοντέλο P φαίνεται η κλίση <10° να έχει κάποια θετική επίδραση στο μοντέλο.



Διάγραμμα 4.7: Καμπύλες ανταπόκρισης (Response Curves) με βάση τις παρούσες περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος P) όπως προκύπτουν από τη χρήση της προσέγγισης Ensemble.



Διάγραμμα 4.8: Καμπύλες ανταπόκρισης (Response Curves) με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος SSP1.-2.6) όπως προκύπτουν από τη χρήση της προσέγγισης Ensemble.



Διάγραμμα 4.9: Καμπύλες ανταπόκρισης (Response Curves) με βάση τις μελλοντικές περιβαλλοντικές συνθήκες (περιβαλλοντικός φάκελος SSP5.-8.5) όπως προκύπτουν από τη χρήση της προσέγγισης Ensemble.

4.2 Έκταση κατανομής είδους

Η δημιουργία των μοντέλων κατανομής ακολουθήθηκε από την προετοιμασία των δεδομένων των μοντέλων Ensemble για την ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους. Κατά αυτή τη διαδικασία και μέσω του QGIS έγινε χωρισμός των χαρτών των μοντέλων σε κλάσεις τιμών με σκοπό την καλύτερη επεξεργασία και οπτικοποίηση του εύρους των δεδομένων καθώς και των περιοχών συγκέντρωσης υψηλών τιμών.

Κατά την προετοιμασία των δεδομένων για την ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους έγινε χρήση μόνο των μοντέλων Ensemble λόγω των καλύτερων στατιστικών αξιολογήσεων AUC που έλαβαν έναντι των μοντέλων Maxent.

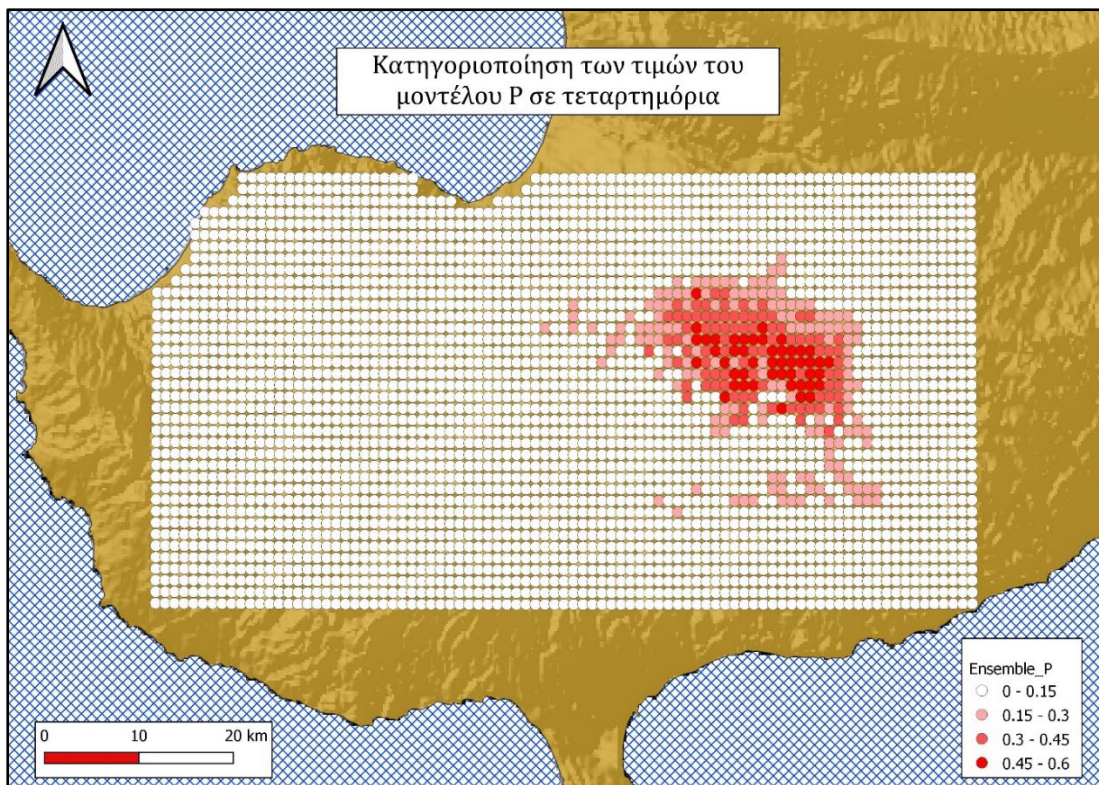
Ο κάθε χάρτης χωρίζει τις τιμές σε τέσσερις κατηγορίες ανάλογα με το κάθε 25% της μέγιστης τιμής του μοντέλου μέσω της μεθόδου equal interval.

Οι περιοχές με τιμές μεταξύ 25-75% αντιστοιχούν στην κατανομή του είδους, ενώ αυτές άνω του 75% αποτελούν τους πυρήνες κατανομής.

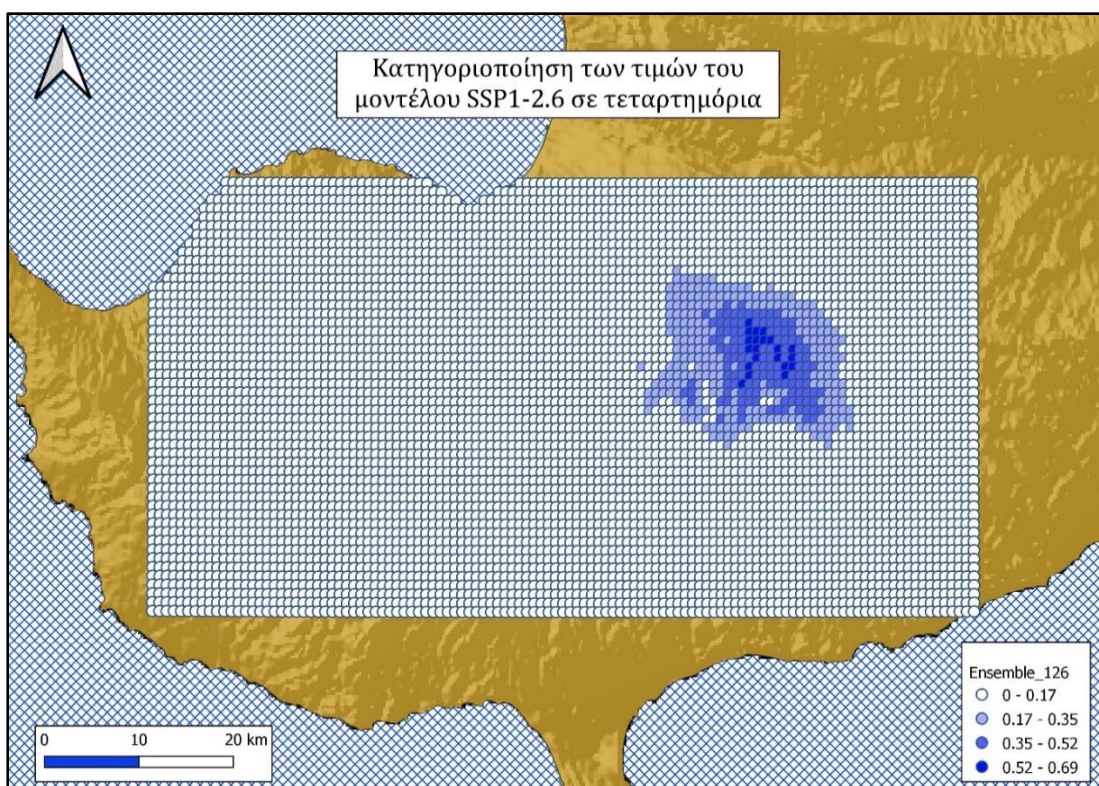
Στον Πίνακα 4.3 εμφανίζεται η τιμή η οποία αντιστοιχεί στο κάθε τεταρτημόριο του ανάλογου μοντέλου και επίσης αναγράφεται ο χάρτης παρουσίασης των ανάλογων τιμών.

Πίνακας 4.3: Οι κατηγορίες τιμών καθορισμού τεταρτημόριου όπως χωρίστηκαν για κάθε περιβαλλοντικό φάκελο.

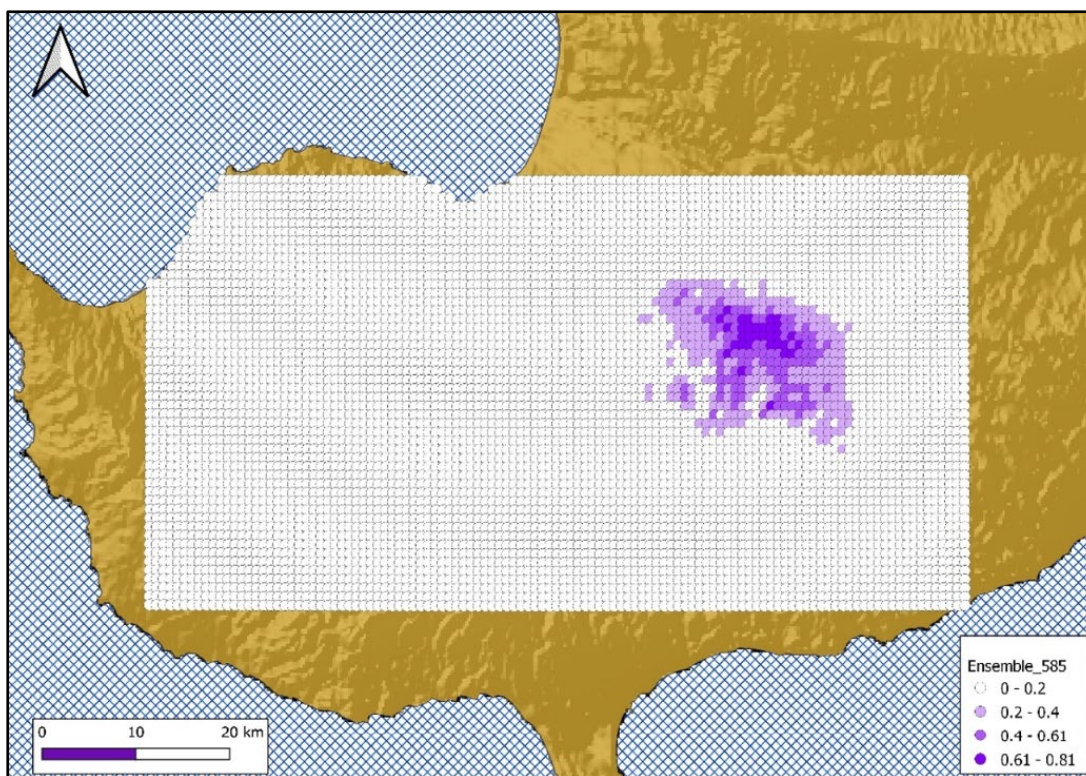
Ensemble	Τιμή 25%	Τιμή 50%	Τιμή 75%	Τιμή 100%	Χάρτης
P	0.15	0.3	0.45	0.6	4.7
SSP1-2.6	0.17	0.35	0.52	0.69	4.8
SSP5-8.5	0.2	0.4	0.61	0.81	4.9



Χάρτης 4.7: Κατηγοριοποίηση των τιμών του παροντικού μοντέλου Ensemble (Φάκελος P) σε τεταρτημόρια ανάλογα με τη μέγιστη τιμή (0.6) την οποία παρουσίασε το μοντέλο.



Χάρτης 4.8: Κατηγοριοποίηση των τιμών του μελλοντικού μοντέλου Ensemble (Φάκελος SSP1-2.6) σε τεταρτημόρια ανάλογα με τη μέγιστη τιμή (0.69) την οποία παρουσίασε το μοντέλο.

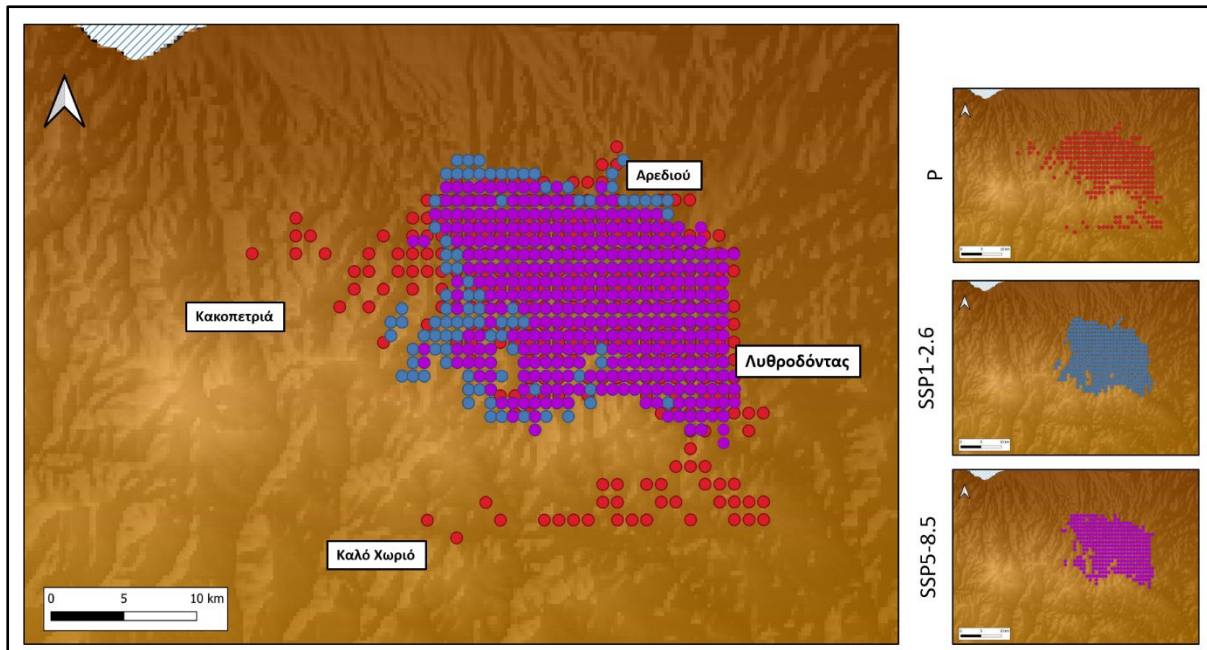


Χάρτης 4.9: Κατηγοριοποίηση των τιμών του μελλοντικού μοντέλου Ensemble (Φάκελος SSP5-8.5) σε τεταρτημόρια ανάλογα με τη μέγιστη τιμή (0.69) την οποία παρουσίασε το μοντέλο.

Στη συνέχεια, με σκοπό τον περιορισμό των τιμών στις περιοχές με ελάχιστη πιθανότητα εμφάνισης του είδους έγινε περικοπή τιμών, από το 25% του κάθε μοντέλου και κάτω (Χάρτης 4.10). Επιπρόσθετα, με τον τρόπο ο οποίος περιεγράφηκε στο κεφάλαιο της μεθοδολογίας έγινε clustering των μοντέλων Ensemble όπως παρουσιάζεται στους Χάρτες 4.11-4.13.

Πίνακας 4.4: Η μεταβολή της έκτασης της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου ανά σενάριο σε και τετραγωνικά χιλιόμετρα. Αναγράφεται η κατανομή του 75% των δεδομένων (Συνολική κατανομή (>25%)) καθώς και του μέγιστου 25% των δεδομένων (Πυρήνες κατανομής (>75%)). Σημειώνεται επίσης το ελάχιστο υψόμετρο κατανομής ανά κατηγορία.

Μοντέλο	Συνολική κατανομή (>25%) (Km ²)	Πυρήνες κατανομής (>75%) (Km ²)	Ελάχιστο υψόμετρο πυρήνων κατανομής (m)	Ελάχιστο υψόμετρο πυρήνων κατανομής (m)
P	707.4	118.5	321	432
SSP1-2.6	353	33.6	305	420
SSP5-8.5	326.7	50.4	333	420



Χάρτης 4.10: Οι πιθανότητες κατανομής με τιμές άνω του 25% για το κάθε μοντέλο. Με κόκκινο η περιοχή η οποία αντιστοιχεί στα παροντικά δεδομένα (P), με μπλε στο μελλοντικό σενάριο SSP1-2.6 και με μωβ η περιοχή του μελλοντικού σεναρίου SSP5-8.

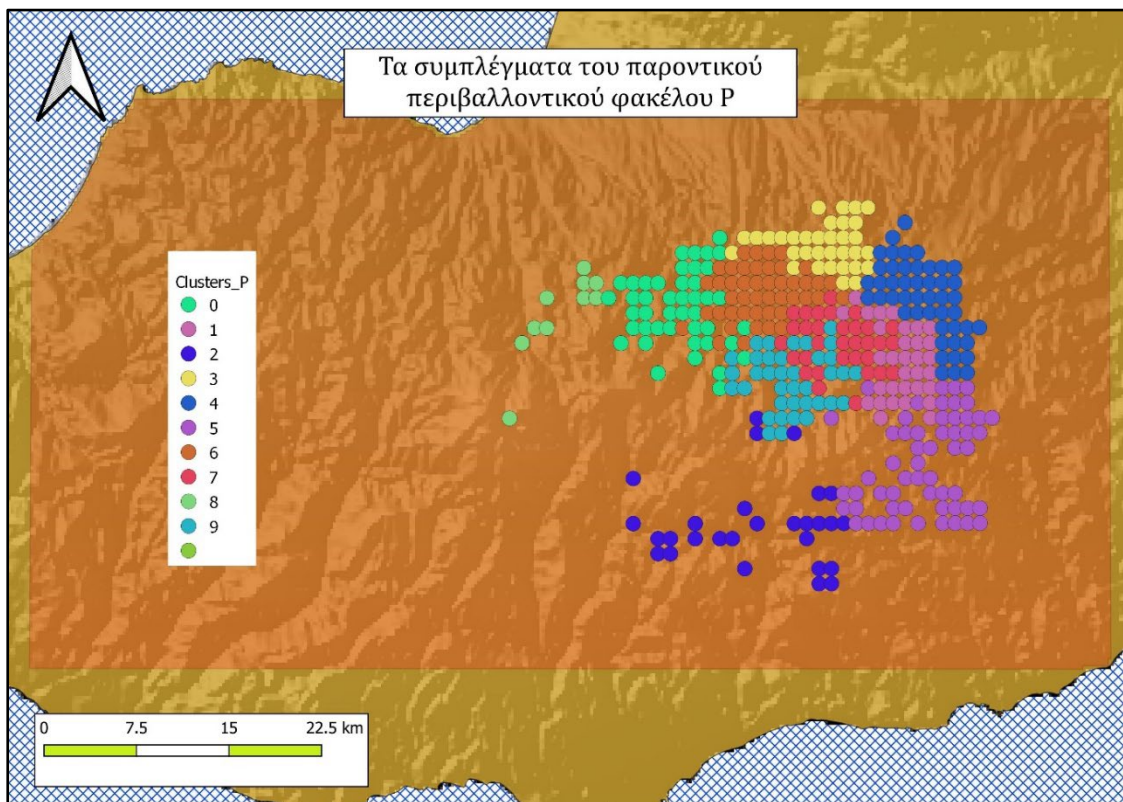
Όπως εμφανίζεται στον Πίνακα 4.4 και στον Χάρτη 4.10 συγκρίνοντας το παροντικό με το μοντέλο SSP1-2.6 παρατηρείται μείωση της περιοχής συνολική κατανομής κατά 354.4Km² και αντίστοιχα 380.7Km² για το μοντέλο SSP5-8.5 . Οι τιμές αυτές μεταφράζονται σε γεωγραφικές μειώσεις 50.1% και 53.8% σε σχέση με το παροντικό μοντέλο κατανομής.

Επιπρόσθετα, είναι αξιοσημείωτο ότι εξετάζοντας το ελάχιστον υψόμετρο των περιοχών με τιμές <25% και >75% της μέγιστης τιμής κάθε μοντέλου δεν εμφανίζονται σημαντικές αριθμητικές διαφοροποιήσεις.

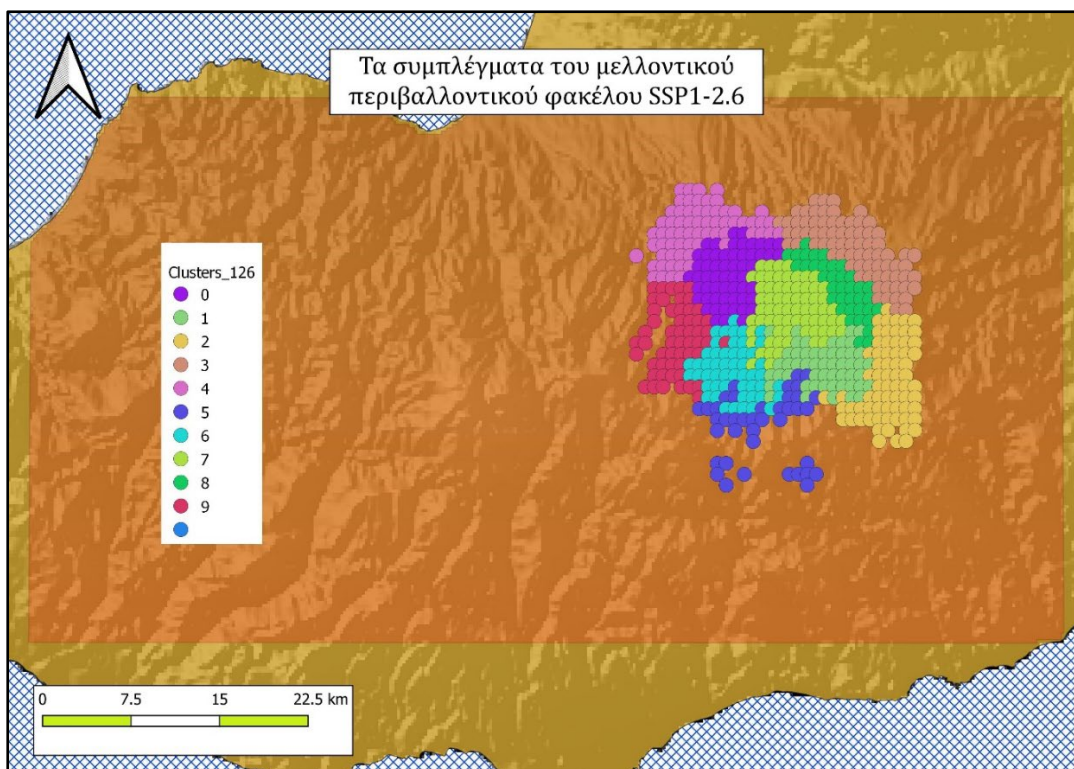
Λόγω της υψηλότερης απόδοσης AUC των μοντέλων Ensemble, είναι αυτά που χρησιμοποιήθηκαν στην ανάλυση ελαχίστου κόστους.

Με στόχο τον εντοπισμό και την ανάλυση των διαδρομών ελαχίστου κόστους – LCRA για τον πληθυσμό του κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους, έγινε χρήση του συνόλου της κατανομής (>25%) όπως προέκυψε από το κάθε περιβαλλοντικό φάκελο.

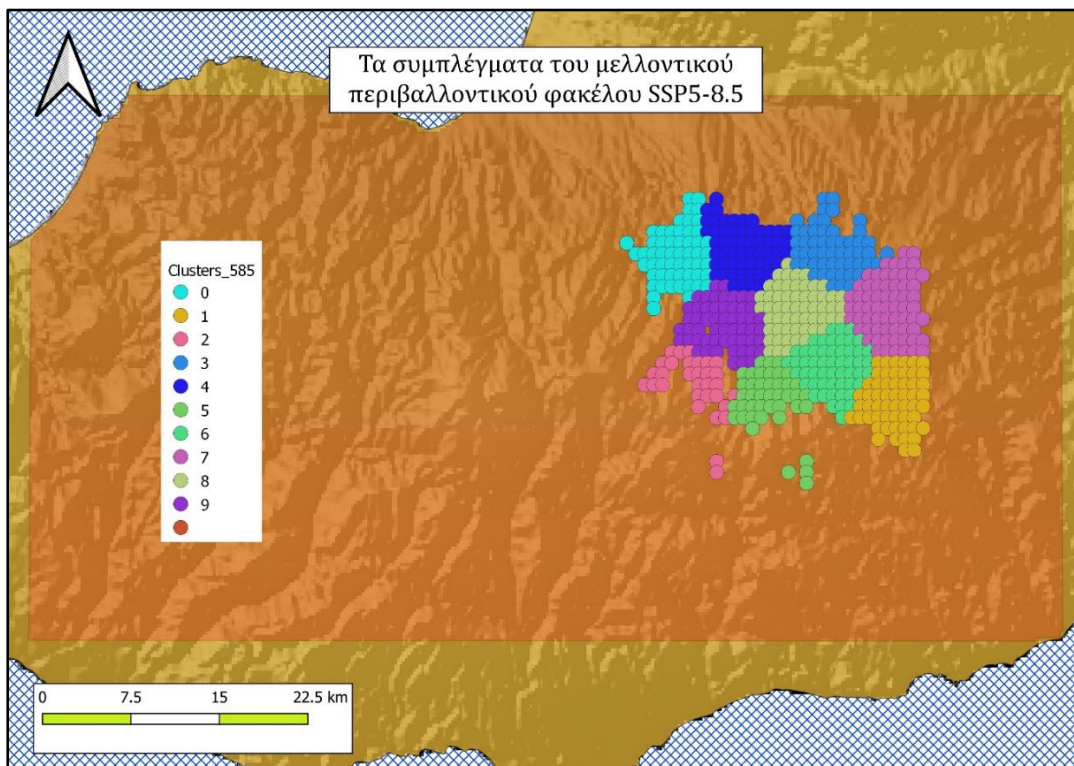
Εντός της περιοχής αυτής έγινε ομαδοποίηση (clustering) των τιμών του κάθε εικονοστοιχείου (pixel) όπως παρουσιάζεται στη μεθοδολογία με αποτέλεσμα 10 συμπλέγματα ανά περιβαλλοντικό φάκελο (Χάρτες 4.11-4.13). Το γεωμετρικό κέντρο κάθε συμπλέγματος αποτέλεσε τον πυρήνα κατανομής για το σύμπλεγμα αυτό.



Χάρτης 4.11: Συμπλέγματα τα οποία δημιουργήθηκαν με βάση την συνολική κατανομή (τιμές >25%) παρόντων συνθηκών (περιβαλλοντικός φάκελος P) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Ensemble.

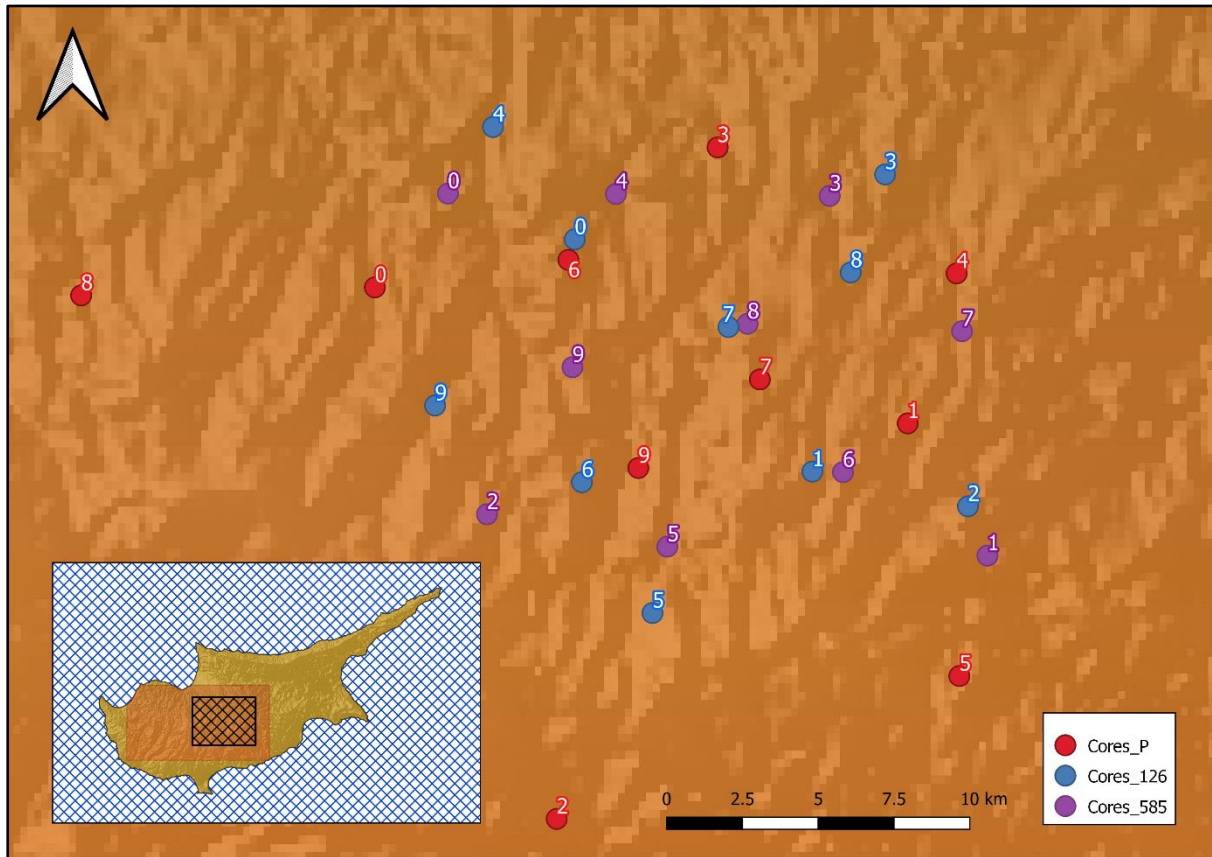


Χάρτης 4.12: Συμπλέγματα τα οποία δημιουργήθηκαν με βάση την συνολική κατανομή (τιμές >25%) μελλοντικών συνθηκών (περιβαλλοντικός φάκελος SSP1-2.6) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Ensemble.



Χάρτης 4.13: Συμπλέγματα τα οποία δημιουργήθηκαν με βάση την συνολική κατανομή (τιμές >25%) μελλοντικών συνθηκών (περιβαλλοντικός φάκελος SSP5-8.5) όπως προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Ensemble.

Βάση των συμπλεγμάτων τα οποία παρουσιάστηκαν ακολούθησε δημιουργία των γεωμετρικών κέντρων τους οι οποίοι σε συνέχεια χρησιμοποιήθηκαν ως αρχικά και τελικά σημεία της ανάλυσης διαδρομών ελαχίστου κόστους (Χάρτης 4.14).



Χάρτης 4.14: Γεωμετρικά κέντρα των τριών περιβαλλοντικών φακέλων. Αναγράφεται ο αριθμός ταυτοποίησης τους. Με κόκκινο τα κέντρα του παροντικού φακέλου P, με μπλε τα κέντρα του μελλοντικού φακέλου SSP1-2.6 και με μωβ τα κέντρα του μελλοντικού φακέλου SSP5-8.5.

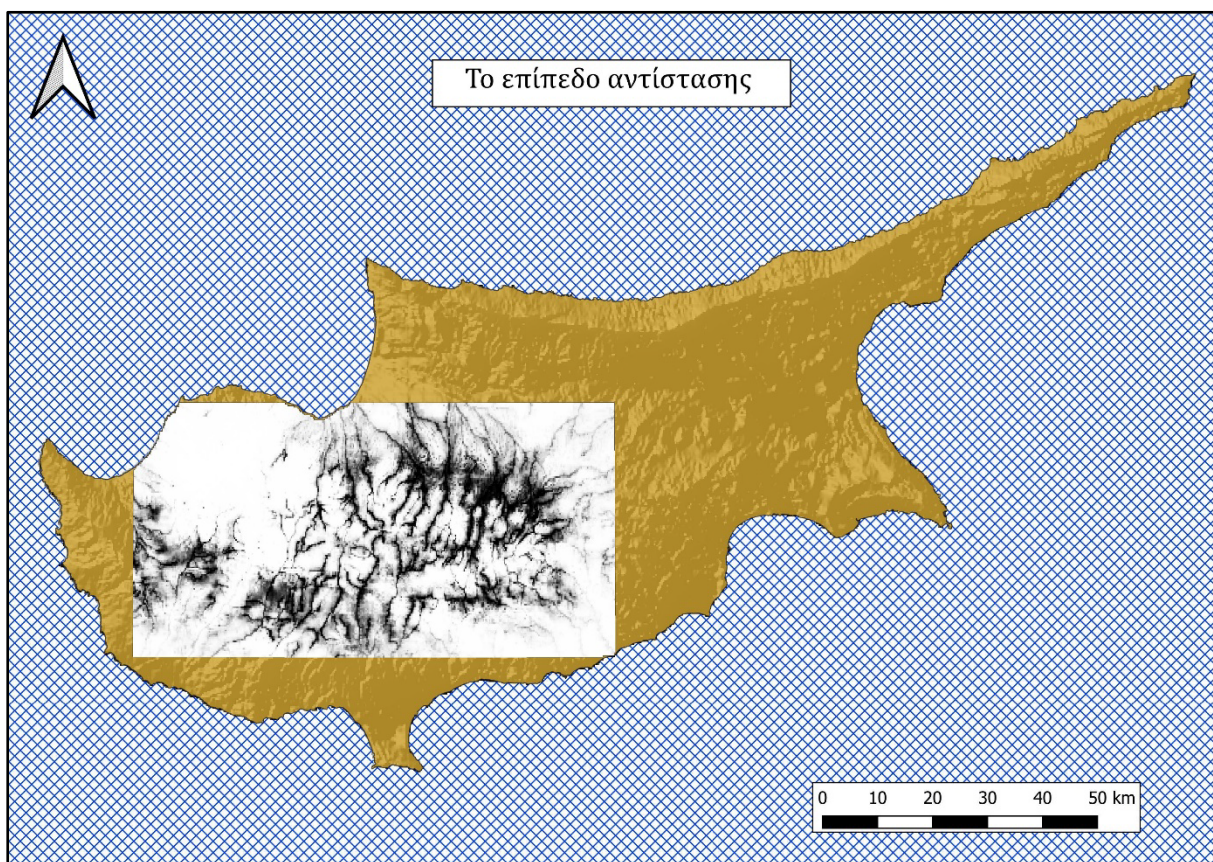
4.3 Ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους

Η ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους έγινε σε δύο στάδια:

A) Εύρεση των διαδρομών μεταξύ των κέντρων κατανομής των ίδιων περιβαλλοντικών φακέλων.

B) Εύρεση των διαδρομών με αρχικά σημεία τα παροντικά κέντρα και τελικά τα δύο σύνολα μελλοντικών κέντρων.

Σε όλες τις περιπτώσεις έγινε χρήση του επιπέδου αντίστασης (Χάρτης 4.15).



Χάρτης 4.15: Η μορφή του τελικού επιπέδου αντίστασης. Με μαύρο εμφανίζονται οι μικρότερες τιμές αντίστασης και με άσπρο οι μεγαλύτερες σε μια κλίμακα 0-100.

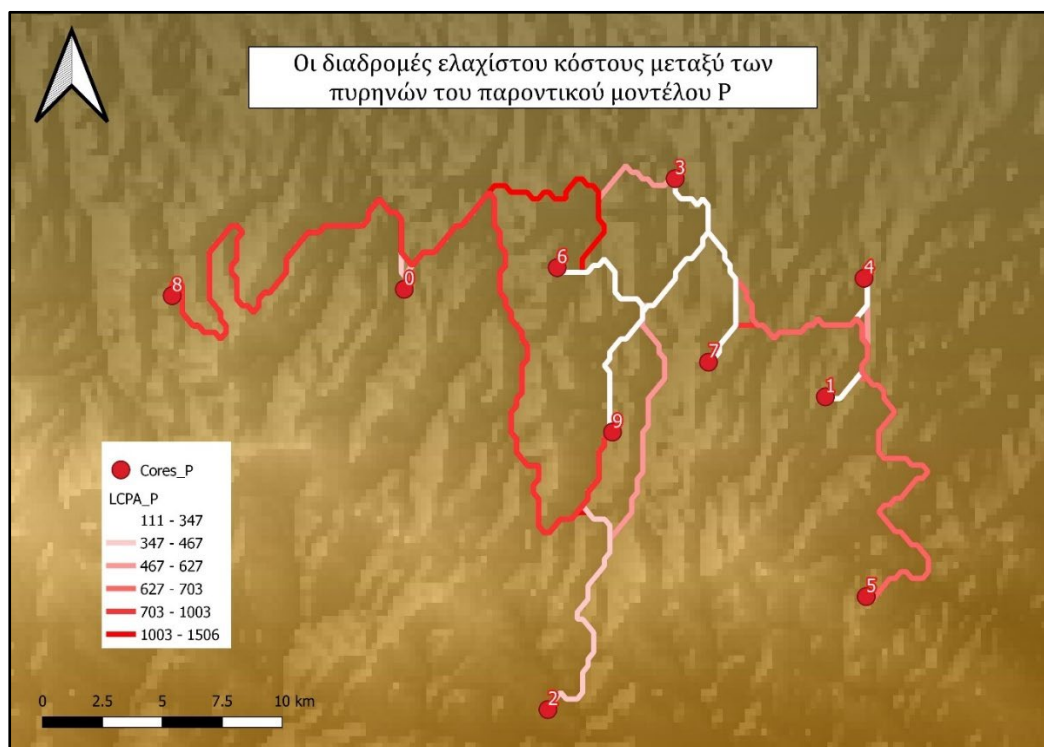
4.3.1 Διαδρομοί μεταξύ κέντρων κατανομής ίδιων περιβαλλοντικών φακέλων

Αρχικά έγινε υπολογισμός του κόστους των διαδρομών μεταξύ των σημείων των ιδίων περιβαλλοντικών φακέλων (Χάρτες 4.16-4.19)

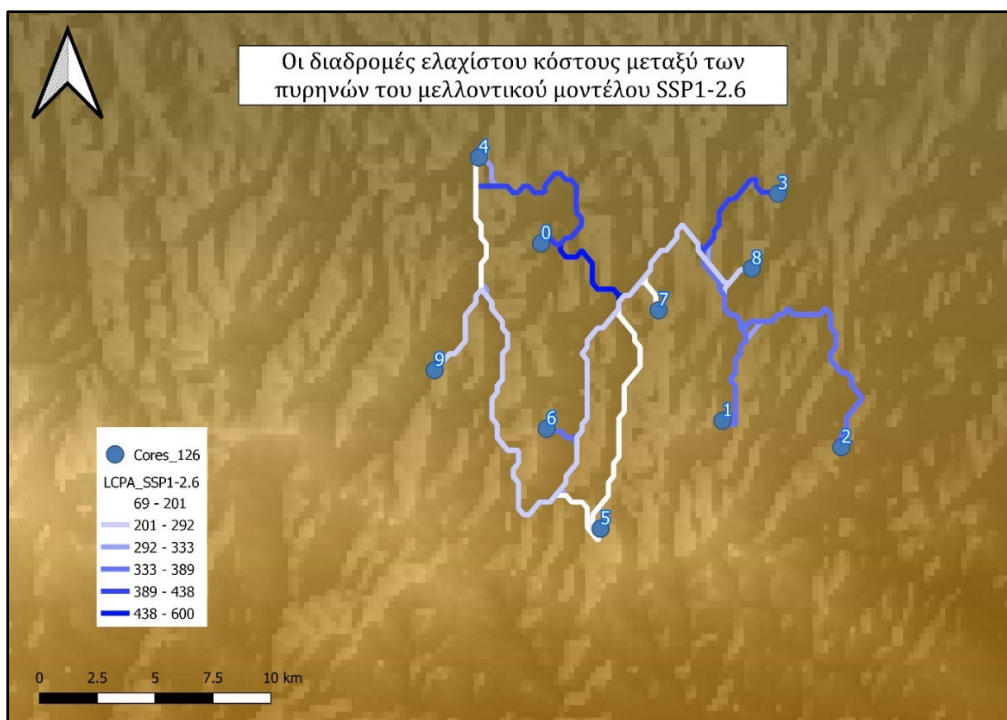
Για τον φάκελο P το εύρος του κόστους των διαδρομών ήταν μεταξύ 110 (P4→P9) και 1134 (P3→P8).

Αντίστοιχα το εύρος το οποίο παρουσίασε ο φάκελος SSP1-2.6 ήταν μεταξύ 68 (F126_4→F126_9) και 600 (F126_0→F126_6).

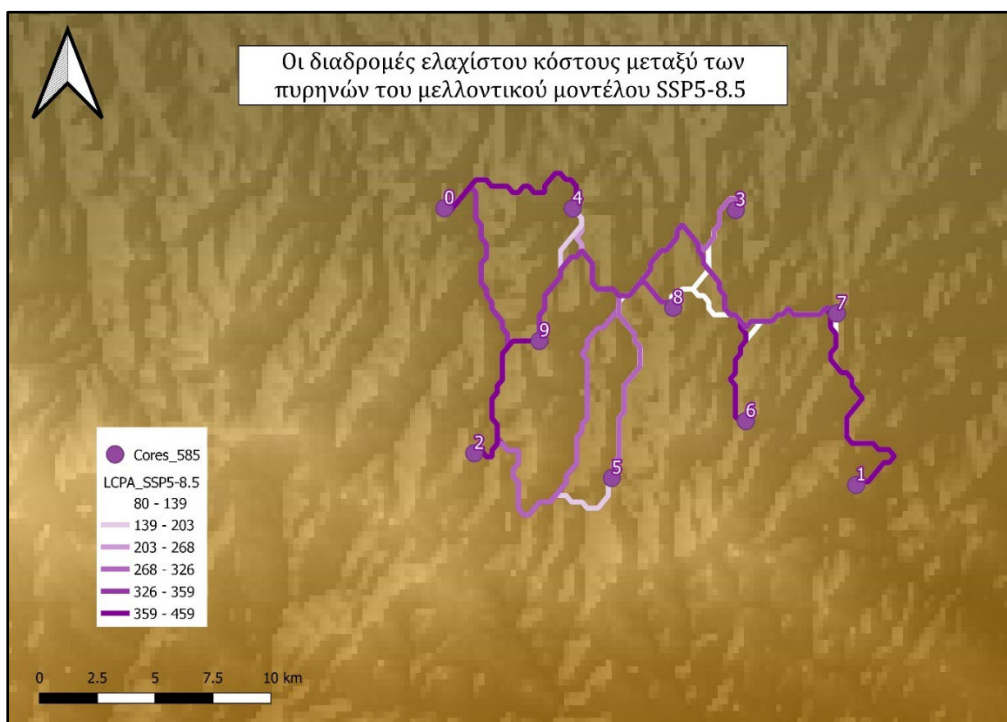
Τέλος για τον φάκελο SSP5-8.5 το εύρος κόστους ήταν μεταξύ 79 (F585_3→F585_9) και 459 (F585_2→F585_9).



Χάρτης 4.16: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P. Η ένταση του κόκκινου χρώματος υποδηλώνει την αύξηση του κόστους ανα διαδρομή.

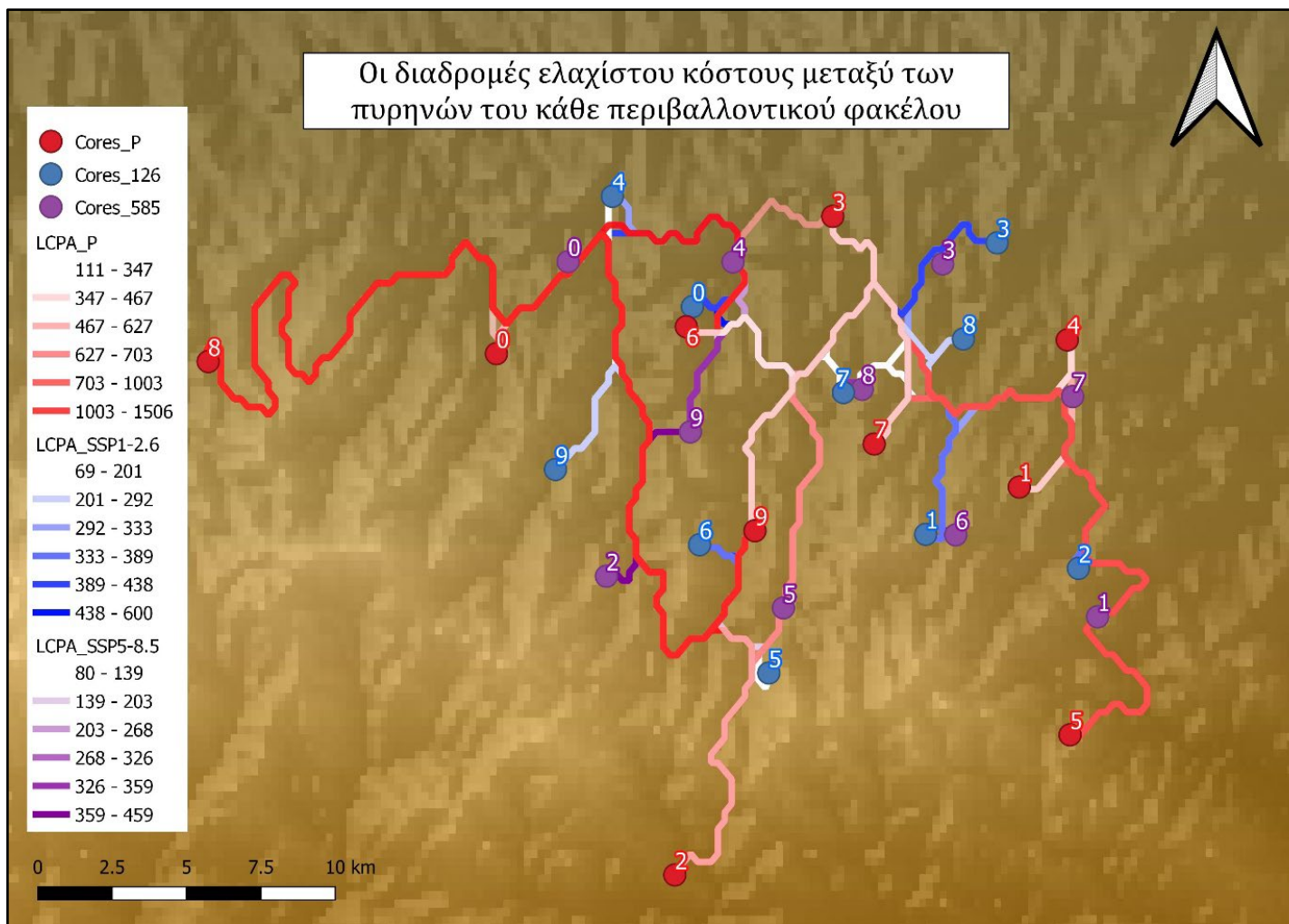


Χάρτης 4.17: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP1-2.6. Η ένταση του μπλε χρώματος υποδηλώνει την αύξηση του κόστους ανα διαδρομή.



Χάρτης 4.18: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP5-8.5. Η ένταση του μπλε χρώματος υποδηλώνει την αύξηση του κόστους ανα διαδρομή.

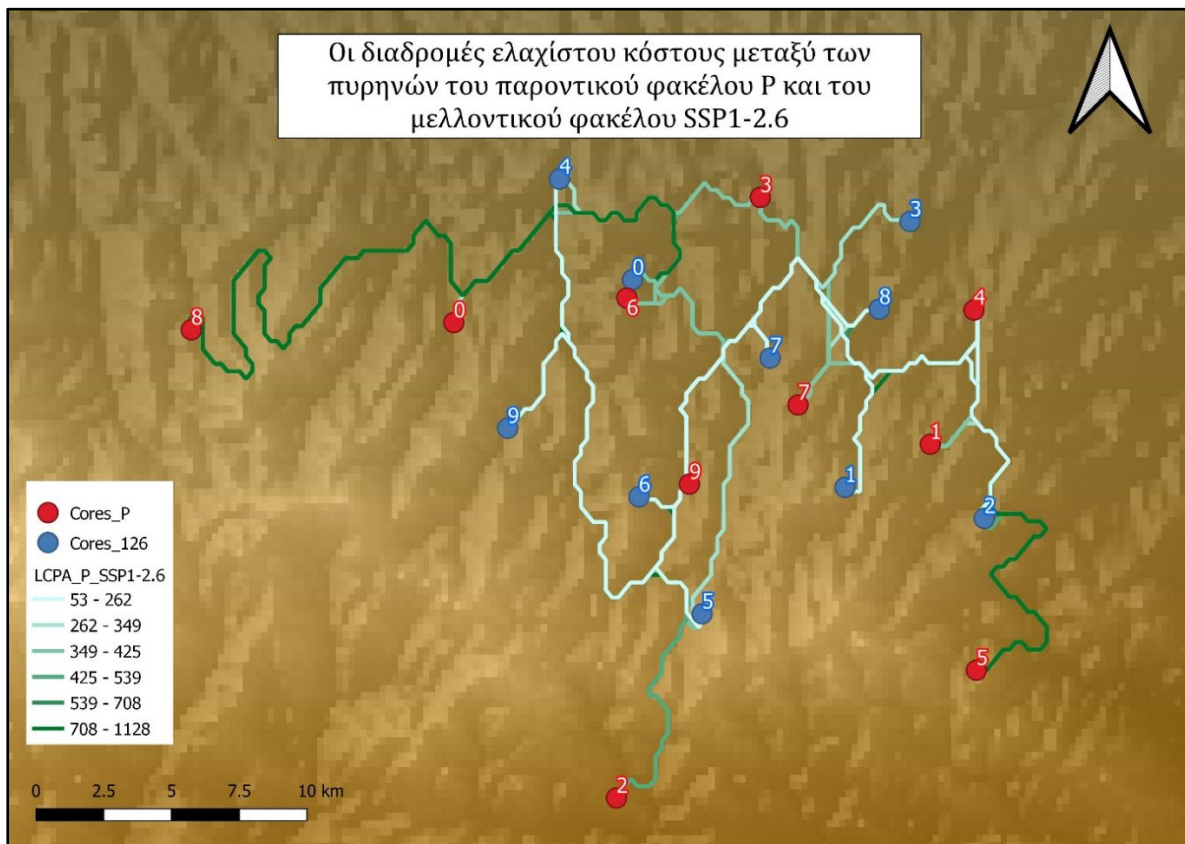
Τα συνολικά κόστη όλων των αναλύσεων αυτού του μέρους, καθώς και οι αποστάσεις σε μέτρα μεταξύ των σημείων μπορούν να βρεθούν στο Παράρτημα V.



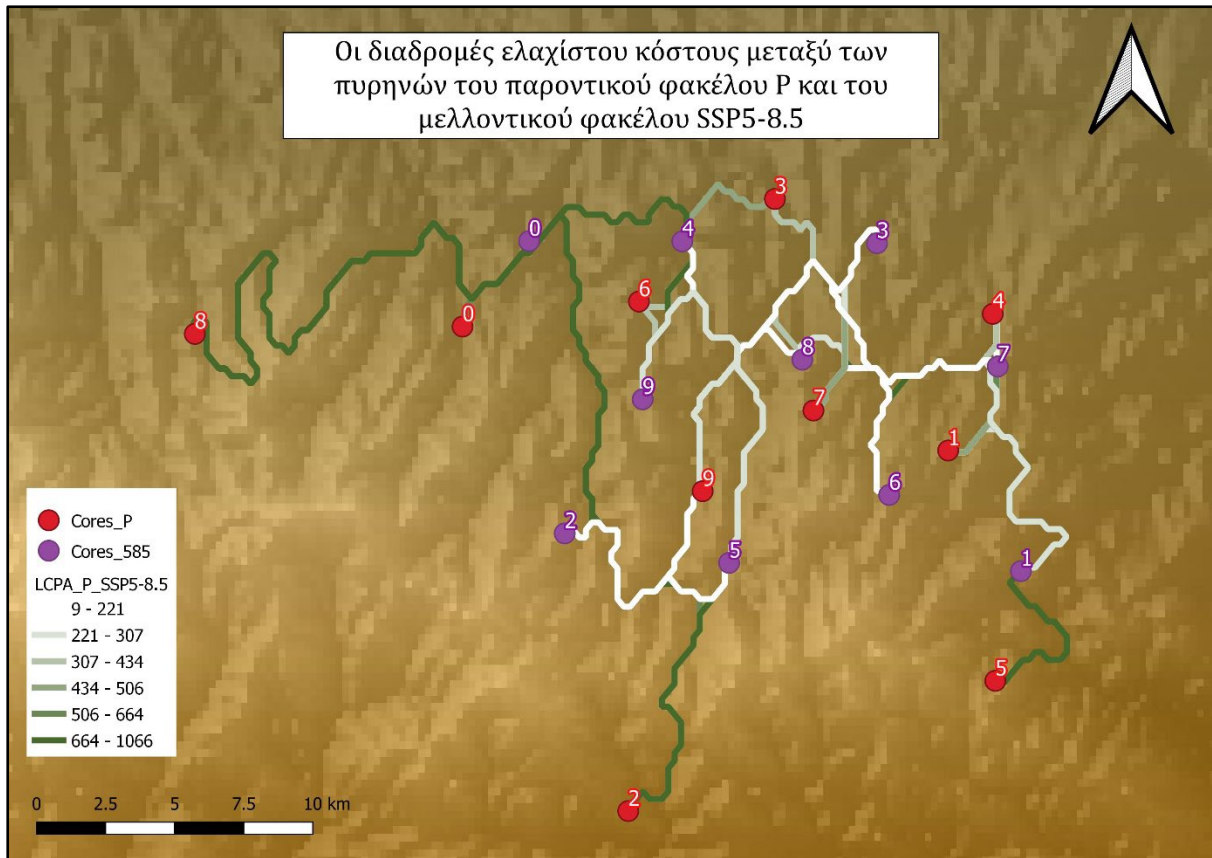
Χάρτης 4.19: Συνδυαστική οπτικοποίηση των διαδρομών ελαχίστου κόστους όλων των περιβαλλοντικών φακέλων μεταξύ τους. Με κόκκινο εμφανίζονται τα στοιχεία τα οποία αντιστοιχούν στον παροντικό περιβαλλοντικό φάκελο P, με μπλε τα στοιχεία του μελλοντικού φακέλου SSP1-2.6 και με μωβ τα στοιχεία του μελλοντικού φακέλου SSP5-8.5. Εμφανίζεται μεγάλος αριθμός αλληλοκαλυπτόμενων διαδρομών.

4.3.2 Διάδρομοι μεταξύ κέντρων κατανομής του παροντικού και των μελλοντικών φακέλων.

Σε δεύτερο βήμα έγινε σύνδεση των παροντικών με τα μελλοντικά κέντρα κατανομής (Χάρτες 4.20 - 4.22). Τα συνολικά κόστη όλων των αναλύσεων αυτού του μέρους, καθώς και οι αποστάσεις σε μέτρα μεταξύ των σημείων μπορούν να βρεθούν στο Παράρτημα V και περαιτέρω συζήτηση για τους σημαντικότερους διαδρόμους μπορεί να βρεθεί στο αντίστοιχο Κεφάλαιο της συζήτησης (5.1.4).

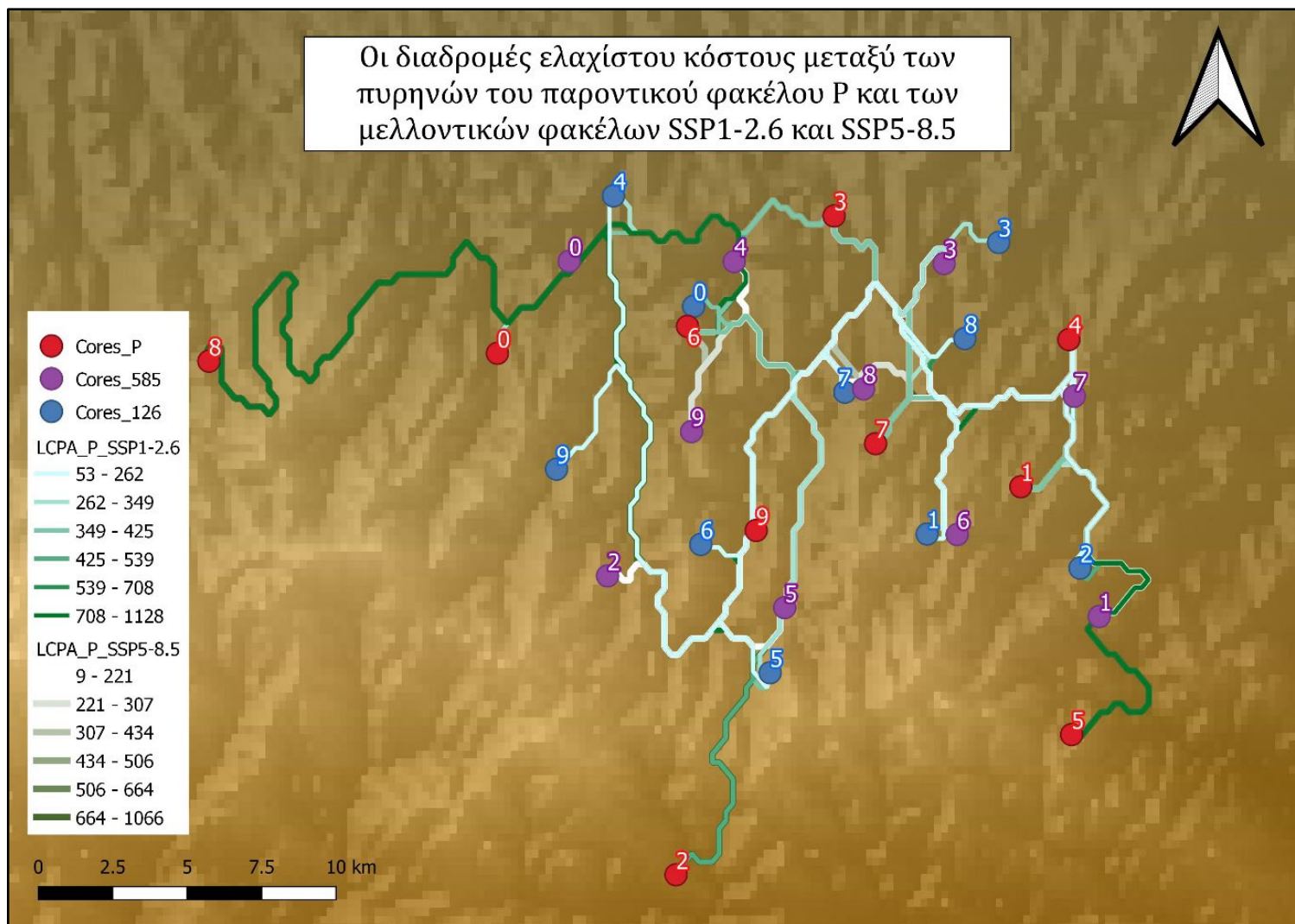


Χάρτης 4.20: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P (κόκκινοι) και του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP1-2.6 (μπλε). Η ένταση του πράσινου χρώματος υποδηλώνει την αύξηση του κόστους ανα διαδρομή.



Χάρτης 4.21: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P (κόκκινοι) και του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP5-8.5 (μωβ). Η ένταση του πράσινου χρώματος υποδηλώνει την αύξηση του κόστους ανα διαδρομή.

Στον Χάρτη 2.22 παρουσιάζονται οι διαδρομές από τα παροντικά κέντρα κατανομής προς όλους τα μελλοντικά κέντρα και στον Πίνακα 4.5 αναφέρονται οι 30 διαδρομές με μεγαλύτερο κόστος ανα ανάλυση από παροντικό προς μελλοντικό περιβαλλοντικό φάκελο. Όπως είναι εμφανές από αυτά, το μεγαλύτερο κόστος μετακίνησης προς μελλοντικά κέντρα κατανομής εμφανίζουν τα σημεία 8, 5, 2 και 0.



Χάρτης 4.22: Συνδυαστική οπτικοποίηση των διαδρομών ελαχίστου κόστους του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P (κόκκινα κέντρα κατανομής) με τους μελλοντικούς φακέλους SSP1-2.6 (μπλε κέντρα κατανομής) και SSP5-8.5 (μωβ κέντρα κατανομής). Η ένταση του πράσινου χρώματος υποδηλώνει την αύξηση του κόστους ανα διαδρομή. Εμφανίζονται αλληλεπικαλυπτόμενες διαδρομές.

Πίνακας 4.5: Οι διαδρομές μεγαλύτερου κόστους για τη μετακίνηση του είδους από τον παροντικό φάκελο P προς τους μελλοντικούς φακέλους SSP1-2.6 και SSP5-8.5.

Στο πεδίο της διαδρομής αναγράφεται η μετατόπιση με τη μορφή PX_FYYY_Z, όπου στο X αντιστοιχεί ο αριθμός ταυτοποίησης του κέντρου κατανομής του παροντικού φακέλου P, στο YYY αντιστοιχεί το 126 για τον φάκελο SSP1-2.6 και το 585 για τον φάκελο SSP5-8.5 και το Z αντιπροσωπεύει τον αριθμό ταυτοποίησης του μελλοντικού κέντρου κατανομής.

Διαδρομή	Κόστος	Διαδρομή	Κόστος
P8_F126_3	1127.505	P8_F585_1	1065.915
P8_F126_2	1102.223	P8_F585_9	1029.504
P8_F126_6	1089.094	P8_F585_6	1018.681
P8_F126_0	1076.944	P8_F585_8	964.158
P8_F126_1	1073.023	P8_F585_7	947.194
P8_F126_8	1003.106	P8_F585_2	940.914
P5_F126_0	947.052	P8_F585_3	935.197
P5_F126_6	911.451	P5_F585_0	897.318
P8_F126_7	904.306	P5_F585_9	895.509
P8_F126_5	868.474	P8_F585_4	876.558
P5_F126_3	831.08	P5_F585_2	847.779
P5_F126_4	795.464	P8_F585_5	846.532
P5_F126_9	781.226	P5_F585_4	765.67
P8_F126_9	779.648	P5_F585_8	692.184
P8_F126_4	748.145	P8_F585_0	683.207
P5_F126_1	731.477	P5_F585_6	677.134
P2_F126_0	716.933	P2_F585_9	665.39
P5_F126_5	698.735	P5_F585_5	662.485
P0_F126_3	696.362	P5_F585_3	638.771
P5_F126_8	694.134	P0_F585_1	634.771
P0_F126_2	671.079	P0_F585_9	598.36
P0_F126_6	657.95	P2_F585_0	588.273
P2_F126_3	649.367	P2_F585_1	587.777
P0_F126_0	645.8	P0_F585_6	587.537
P5_F126_7	645.757	P5_F585_7	559.561
P0_F126_1	641.88	P2_F585_6	540.542
P2_F126_2	624.084	P2_F585_2	538.733
P2_F126_6	622.145	P2_F585_4	535.551
P2_F126_1	594.885	P0_F585_8	533.014
P6_F126_6	581.105	P3_F585_0	525.314

Κεφάλαιο 5

Συζήτηση

5.1 Συζήτηση

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή μελετά ενδελεχώς την παρουσία του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους με τη χρήση Μοντέλων Κατανομής και Διαδρομών Ελαχίστου Κόστους. Αποτελεί την πρώτη ολοκληρωμένη προσπάθεια μελέτης της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου σε περιοχές πιθανής παρουσίας του είδους εκτός των μέχρι πρότινος γνωστών και ταυτόχρονα μια από τις λίγες συνολικά προσπάθειες μελέτης του Κυπριακού νερόφιδου τις τελευταίες τρεις δεκαετίες.

Η μελέτη της κατανομής του είδους στην ευρύτερη περιοχή του Τροόδους με τη χρήση των θέσεων οι οποίες συλλέχθηκαν κατά το 2020-2021 έκανε δυνατή τη δημιουργία μοντέλων, τα οποία ανέδειξαν κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου σημαντικά μεγαλύτερη από την προηγουμένως γνωστή. Η κατανομή αυτή επιπρόσθετα περιλαμβάνει τοποθεσίες εκτός των περιοχών Natura 2000 οι οποίες σχεδιάστηκαν για την προστασία του.

Η μέχρι τώρα έλλειψη πληροφοριών φαίνεται να οφείλεται στην επικέντρωση όλων των προηγούμενων ερευνών σε συγκεκριμένες και περιορισμένες περιοχές γύρω από τις ήδη γνωστές θέσεις παρουσίας του νερόφιδου, φαινόμενο το οποίο περιγράφεται ως Wallacean shortfall (Bini, et al., 2006; Diniz-Filho, et al., 2013).

Με τη χρήση των μοντέλων κατανομής, κατέστη δυνατός ο εντοπισμός των γεωγραφικών κέντρων συμπλεγμάτων της κατανομής του είδους και η εκτίμηση των μεταξύ τους οικολογικών διαδρόμων. Μέσω αυτών των διαδρομών μπορούν να προσδιοριστούν οι περιοχές του Τροόδους οι οποίες χρήζουν άμεσης προστασίας ώστε

κατά τις αναμενόμενες μελλοντικές μετακινήσεις του Κυπριακού νερόφιδου λόγω της κλιματικής αλλαγής ο πληθυσμός του να έχει πρόσβαση σε κατάλληλα ενδιαιτήματα.

Συνολικά τα αποτελέσματα της μελέτης συνεισφέρουν σημαντικά στην μέχρι τώρα περιορισμένη και σε πολλές περιπτώσεις απαρχαιωμένη γνώση για το Κυπριακό νερόφιδο. Τα μοντέλα κατανομής τα οποία παρουσιάστηκαν στην παρούσα διπλωματική εργασία δύναται να αποτελέσουν τη βάση στοχευμένων ερευνών πεδίου στις περιοχές οι οποίες παρουσίασαν υψηλές τιμές πιθανότητας παρουσίας.

Επιπρόσθετα, τα μοντέλα σε συνδυασμό με την αναγνώριση των κέντρων κατανομής και των μεταξύ τους οικολογικών διαδρόμων, ιδιαίτερα σε περίπτωση όπου η παρουσία του είδους ενισχυθεί μέσω εργασιών πεδίου, θα αποτελέσουν εξαιρετικό βοήθημα στον σχεδιασμό νέων περιοχών προστασίας και μέτρων διαχείρισης για τη διατήρηση και αύξηση του πληθυσμού του Κυπριακού νερόφιδου.

5.1.1 Τα μοντέλα κατανομής

Στατιστική αξιολόγηση μοντέλων

Όπως αναγράφεται στην μεθοδολογία της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής έγινε χρήση συνολικά 21 μοντέλων κατανομής ειδών και επιπρόσθετα δημιουργήθηκαν μοντέλα μέσω της προσέγγισης Ensemble. Ιδιαίτερη βαρύτητα δόθηκε στα μοντέλα Maxent τα οποία έχουν αξιολογηθεί ως τα καλύτερα για τη δημιουργία μοντέλων κατανομής σε περιπτώσεις μικρού αριθμού δεδομένων εμφάνισης ενός είδους.

Σε κάθε μια από τις τρεις περιπτώσεις ελέγχου των μοντέλων τα Ensemble απέδωσαν καλύτερα από τα αντίστοιχα Maxent, δίνοντας τιμές AUC μέχρι και 3% ψηλότερες. Αυτό έρχεται σε αντίθεση με ένα πλήθος ερευνών οι οποίες αξιολογούν το Maxent ως το καλύτερο από τα διαθέσιμα μοντέλα για την μελέτη ειδών με μικρό αριθμό επιβεβαιωμένων θέσεων εντοπισμού (Wisz et al. 2008; Kaliontzopoulou et al. 2008; Srivastava et al. 2019; Breiner et al. 2015; Kaky et al. 2020). Ταυτόχρονα όμως, η χρήση των μοντέλων Ensemble υποστηρίζεται από ένα πλήθος άλλων ερευνών κατανομής ειδών, ως μέθοδος η οποία γενικά τείνει να δίνει καλύτερα αποτελέσματα από τα

περισσότερα μεμονωμένα μοντέλα (Araujo and New 2007; Marmion et al. 2009; Thuiller et al. 2009; Le Lay et al. 2010; Kindt 2018; Liu, Newell and White, 2018).

Ιδιαίτερα αξιόλογα αποτελέσματα έδωσε και ένας αριθμός από τα 19 μεμονωμένα μοντέλα τα οποία χρησιμοποιήθηκαν. Εξετάζοντας τον μέσο όρο των AUC ανά τριάδα μοντέλων (P, SSP1-2.6 & SSP5-8.5) οι αλγόριθμοι gam, mlr, glmrply, mars και Maxent εμφάνισαν την βέλτιστη απόδοση, με μέση τιμή AUC το 0.95.

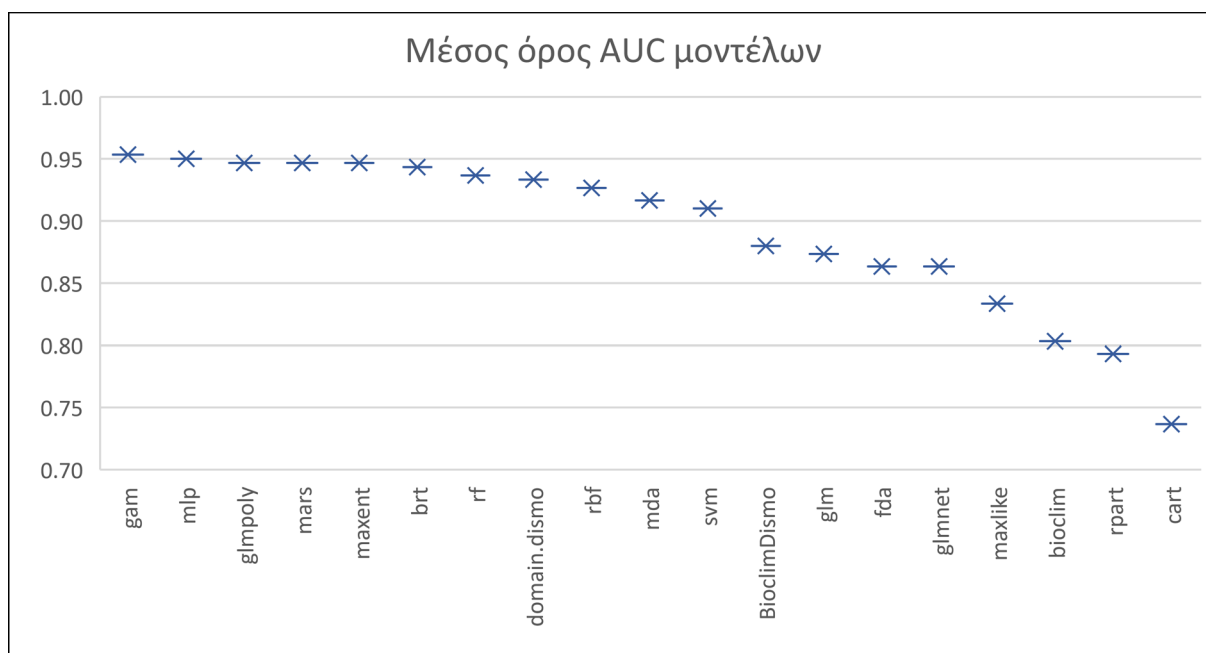
Εκτός της αναμφίβολα καλής απόδοσης του Maxent στην έρευνα κατανομής ειδών, αρκετά μελετημένοι και χρησιμοποιημένοι είναι και οι υπόλοιποι αλγόριθμοι gam, glmrply, και mars των οποίων τα αξιόλογα αποτελέσματα συνάδουν με αυτά αντίστοιχων ερευνών κατανομής ειδών (Araujo and Luoto, 2007; Leathwick, Elith and Hastie, 2006; Mateo, Felicísimo and Munoz, 2010).

Υπάρχουν αναφορές για την χρήση του αλγορίθμου mars σε περιπτώσεις μικρού αριθμού θέσεων κατανομής τόσο για είδη χλωρίδας όσο και πανίδας (Leathwick, Elith and Hastie, 2006). Συγκεκριμένα για τον αλγόριθμο mars υπολογίζεται εκθετική αύξηση της αξιοπιστίας του με τη χρήση άνω των 20 δεδομένων θέσεων κατανομής, αναλόγως το είδος, την περιοχή και τις μελετώμενες μεταβλητές (Mateo, Felicísimo and Munoz, 2010).

Αντίθετα ο αλγόριθμος gam δεν είναι ιδιαίτερα διαδεδομένος σε περιπτώσεις μικρού αριθμού γνωστών θέσεων κατανομής και τα αποτελέσματα του συχνά δεν είναι τα βέλτιστα για περαιτέρω γεωχωρική έρευνα και δεν προτείνεται, ειδικά σε σύγκριση με τα Maxent, mars και τα Ensemble μοντέλα (Leathwick, Elith and Hastie; 2006; Liu, Newell and White, 2018).

Αναφορικά με τους αλγορίθμους mlr και glmrply, παρά την εκτεταμένη οικολογική χρήση τους (Chloe, Chi and Thorne, 2021; Cha, et al., 2021; Li, Jiao and He, 2011), δεν υπάρχουν αρκετές έρευνες οι οποίες να αναφέρουν την αξιοποίησή τους σε περιπτώσεις ελαχίστων θέσεων κατανομής και συνεπώς δεν είναι δυνατή η ικανοποιητική σύγκριση των αποτελεσμάτων της παρούσας διατριβής με την ευρύτερη βιβλιογραφία.

Στο *Διάγραμμα 5.1* εμφανίζονται οι μέσες τιμές των AUC όλων των μοντέλων που χρησιμοποιήθηκαν και αξιολογήθηκαν για τη δημιουργία των συνολικών μοντέλων.



Διάγραμμα 5.1: Οι μέσες τιμές AUC των μεμονωμένων μοντέλων συνδυάζοντας την αξιολόγηση τους και στους τρεις περιβαλλοντικούς φακέλους (P, SSP1-2.6, SSP5-8.5) που χρησιμοποιήθηκαν.

Επιπρόσθετα, τα μοντέλα Ensemble σε κάθε περίπτωση παρουσίασαν σημαντικά μικρότερη απόκλιση (DEV) από κάθε ένα από τα εξεταζόμενα μεμονωμένα μοντέλα. Οι τιμές απόκλισης οι οποίες παρουσίασαν τα Ensemble μοντέλα ήταν 0.17 (P), 0.16 (SSP1-2.6) και 0.14 (SSP5-8.5).

Τα μεμονωμένα μοντέλα παρουσίασαν αποκλίσεις με εύρος από 0.16 (mlp, SSP5-8.5) μέχρι 0.69 (Maxent, SSP5-8.5), οι οποίες είναι αρκετά χαμηλές ώστε να μην αποτελούν εμπόδιο στην λήψη αξιολογών αποτελεσμάτων από τους αλγορίθμους. Μοναδική εξαίρεση σε αυτό αποτέλεσε το μοντέλο maxlike, το οποίο εμφάνισε ιδιαίτερα υψηλές αποκλίσεις (4.66, 4.22 και 3.91).

Τα μοντέλα και των τριών περιβαλλοντικών φακέλων συνολικά εμφάνισαν πολύ καλές αποδόσεις AUC και σχετικά χαμηλές αποκλίσεις. Όπως εμφανίζεται και στον Πίνακα 5.1 ο μέσος όρος των AUC των μεμονωμένων μοντέλων του παροντικού φακέλου ήταν 0.1 χαμηλότερος από ότι των μελλοντικών.

Επιπρόσθετα τα μοντέλα των μελλοντικών περιβαλλοντικών φακέλων εμφάνισαν χαμηλότερες μέσες αποκλίσεις από το παροντικό της τάξεως του 0.2. Οι διαφορές αυτές

δεν είναι αρκετά μεγάλες ώστε να έχουν σημαντικό αντίκτυπο στα αποτελέσματα και την ικανότητα σύγκρισης τους, αλλά εκφράζουν μια γενικότερη καλύτερη λειτουργία των μελλοντικών μοντέλων. Αυτό πιθανόν να οφείλεται στην ποιότητα των εισαγόμενων δεδομένων.

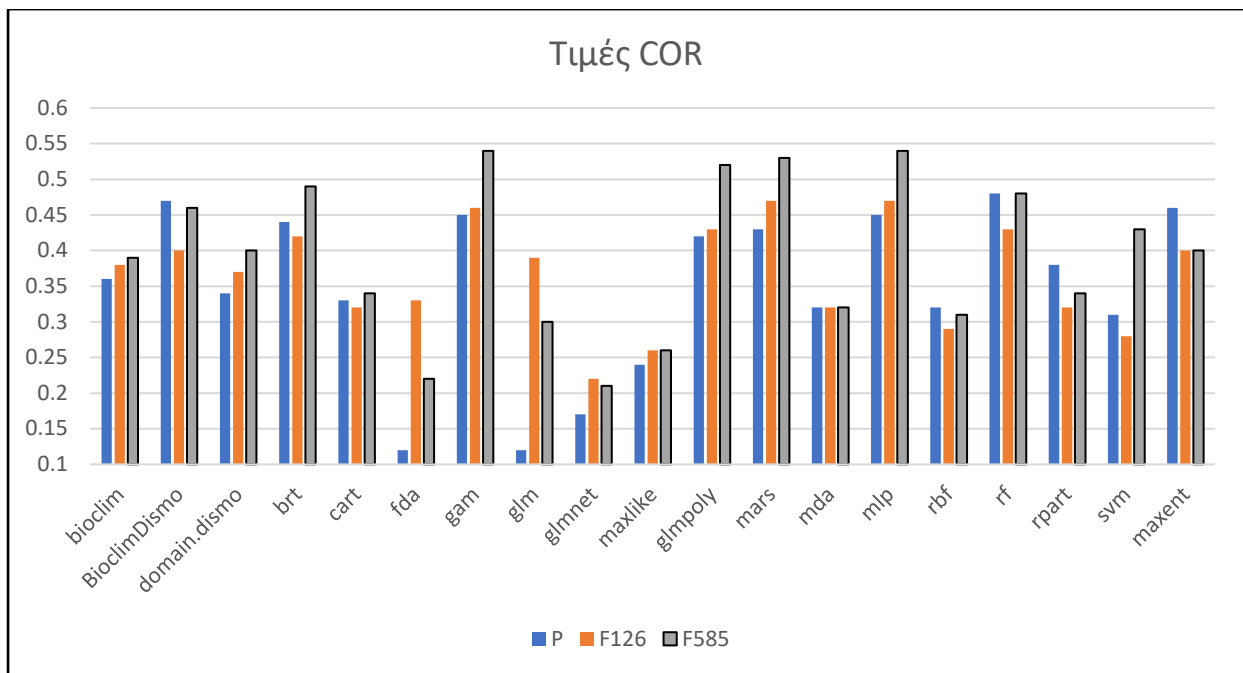
Πίνακας 5.1: Ο μέσος όρος των AUC και της απόκλισης την οποία εμφάνισαν τα μεμονωμένα μοντέλα του κάθε περιβαλλοντικού φακέλου.

P		SSP1-2.6		SSP5-8.5	
Single Model Means					
AUC	DEV	AUC	DEV	AUC	DEV
0.89	0.50	0.90	0.48	0.90	0.48

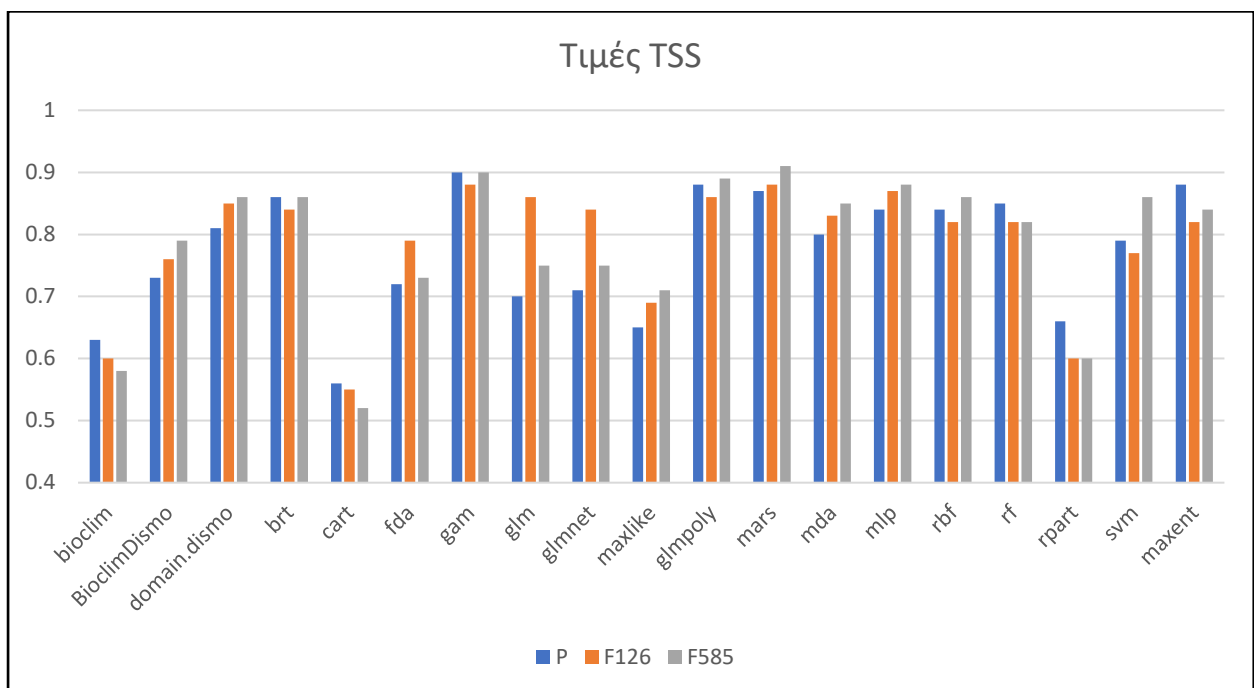
Οι τιμές COR αποτελούν δείκτη ο οποίος αξιολογεί την συσχέτιση μιας ποιοτικής και μιας ποσοτικής μεταβλητής, στην περίπτωση της παρούσας μελέτης των δεδομένων κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου και των βιοκλιματικών παραγόντων αντίστοιχα.

Όπως εμφανίζεται στο *Διάγραμμα 5.2*, το εύρος των τιμών COR που λήφθηκαν κινήθηκε μεταξύ του 0.1 και του 0.6, με τα μοντέλα gam, glmrply, mars, mlr και Maxent να εμφανίζουν τις υψηλότερες τιμές ανεξαρτήτως περιβαλλοντικού φακέλου. Αναφορικά με τη σύγκριση μεταξύ φακέλων, ο παροντικός εμφάνισε τη μικρότερη μέση τιμή (0.35) με τους δύο μελλοντικούς να δίνουν ελάχιστα υψηλότερες μέσες τιμές, 0.37 για το SSP1-2.6 και 0.39 για το SSP5-8.5 αντίστοιχα.

Τέλος, έγινε λήψη των τιμών TSS, οι οποίες αποτελούν μέσο αξιολόγησης της σχέσης μεταξύ των εισαγόμενων δεδομένων σε ένα μοντέλο και των εξαγόμενων προβλέψεων. Παρομοίως με την αξιολόγηση των τιμών AUC και COR, όπως εμφανίζεται στο *Διάγραμμα 5.3* τα μοντέλα gam, glmrply, mars, mlr και Maxent έδωσαν τις υψηλότερες τιμές. Επιπρόσθετα, εξετάζοντας τις μέσες τιμές ανά φάκελο, το παροντικό μοντέλο εμφάνισε TSS 0.77 ενώ τα δύο μελλοντικά μοντέλα 0.79.



Διάγραμμα 5.2: Οι τιμές COR οι οποίες λήφθηκαν ανά μοντέλο και περιβαλλοντικό φάκελο.



Διάγραμμα 5.3: Οι τιμές TSS οι οποίες λήφθηκαν ανά μοντέλο και περιβαλλοντικό φάκελο.

Σύμφωνα με τα στοιχεία τα οποία παρουσιάστηκαν παραπάνω, ανεξαρτήτως δείκτη αξιολόγησης της αξιοπιστίας των μοντέλων, οι αλγόριθμοι οι οποίοι έδωσαν τα καλύτερα αποτελέσματα ανεξαρτήτως φακέλου ήταν οι gam, glmpoly, mars, mlp και Maxent.

Επιπρόσθετα, σε κάθε περίπτωση σύγκρισης των φακέλων με τη χρήση μέσου όρου των μεμονωμένων μοντέλων οι μελλοντικοί φάκελοι παρουσίασαν ελάχιστα καλύτερη απόδοση σε σχέση με τον παροντικό.

Τα Ensemble μοντέλα αξιολογήθηκαν μόνο μέσω AUC και απόκλισης, και σε κάθε περίπτωση εμφάνισαν απόδοση μεγαλύτερη από το Maxent αλλά και από κάθε άλλο μεμονωμένο μοντέλο, για αυτό και όπως αναφέρεται στο κεφάλαιο των αποτελεσμάτων επιλέχθηκε η χρήση τους για την ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους.

5.1.2 Οι περιβαλλοντικές παράμετροι οι οποίες επηρεάζουν το είδος

Οι καμπύλες ανταπόκρισης

Στο μοντέλο Ensemble του παροντικού φακέλου τη μεγαλύτερη σημαντικότητα εμφάνισαν τα bio01 και το bio15 (*Διάγραμμα 5.4*). Για το bio01 εμφανίζεται σταδιακή αύξηση της κατανομής μέχρι τη μέση ετήσια θερμοκρασία των περίπου 14.5 °C, και έπειτα απότομη μείωση της, μέχρι τον μηδενισμό της κατανομής πάνω από τους 16.25 °C. Μια μέση ετήσια θερμοκρασία άνω των 16 °C για την περιοχή του Τροόδους μεταφράζεται σε υψηλότερες θερμοκρασίες όλο το χρόνο, ιδιαίτερα κατά τα καλοκαίρια και αντίστοιχα μείωση των διαθέσιμων υδατικών πόρων λόγω έντονης εξάτμισης (Papadopoulou, et al., 2020; Giannakopoulos, et al., 2016; Kostopoulou and Jones, 2005). Όσον αφορά το bio15, παραδόξως η κατανομή μειώνεται μεταξύ 86 και 91 mm βροχόπτωσης, αλλά εμφανίζει ομαλή ανοδική πορεία από τα 91 mm και έπειτα.

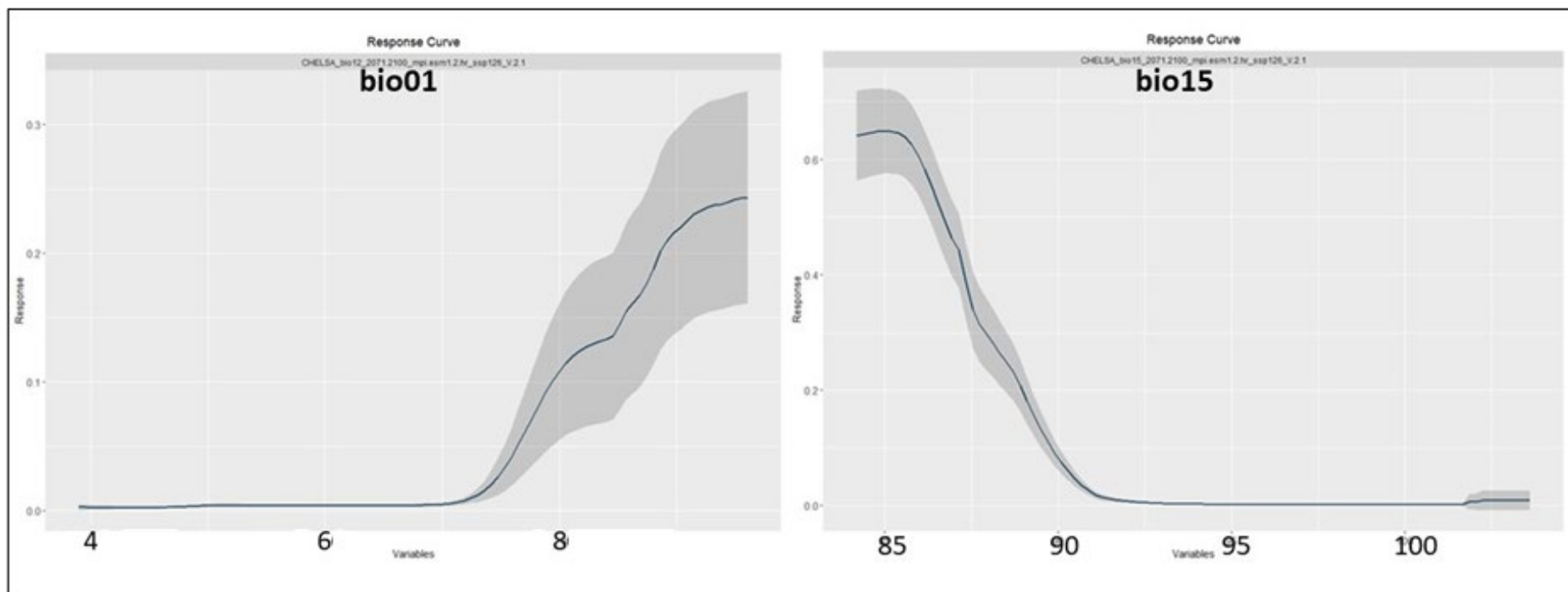
Όσον αφορά τα αντίστοιχα δεδομένα για τον περιβαλλοντικό φάκελο SSP1-2.6, στο *Διάγραμμα 5.5* παρουσιάζονται οι δύο σημαντικότερες παράμετροι του αντίστοιχου συνολικού μοντέλου, bio12 και bio15. Το bio12, το οποίο αντιστοιχεί σε συνολική ετήσια βροχόπτωση εμφανίζει ξεκάθαρη άνοδο της κατανομής του είδους εκθετικά πάνω από τα 730 mm βροχόπτωσης ανά έτος. Χαμηλότερες βροχοπτώσεις φαίνεται ότι δεν έχουν την ικανότητα να υποστηρίξουν πληθυσμό του είδους στην περιοχή μελέτης.

Αντίθετα, όσο αυξάνεται η τιμή της εποχικότητας της βροχόπτωσης, με μεγαλύτερες διακυμάνσεις οι οποίες αντιστοιχούν σε εντονότερες βροχοπτώσεις και εποχικές

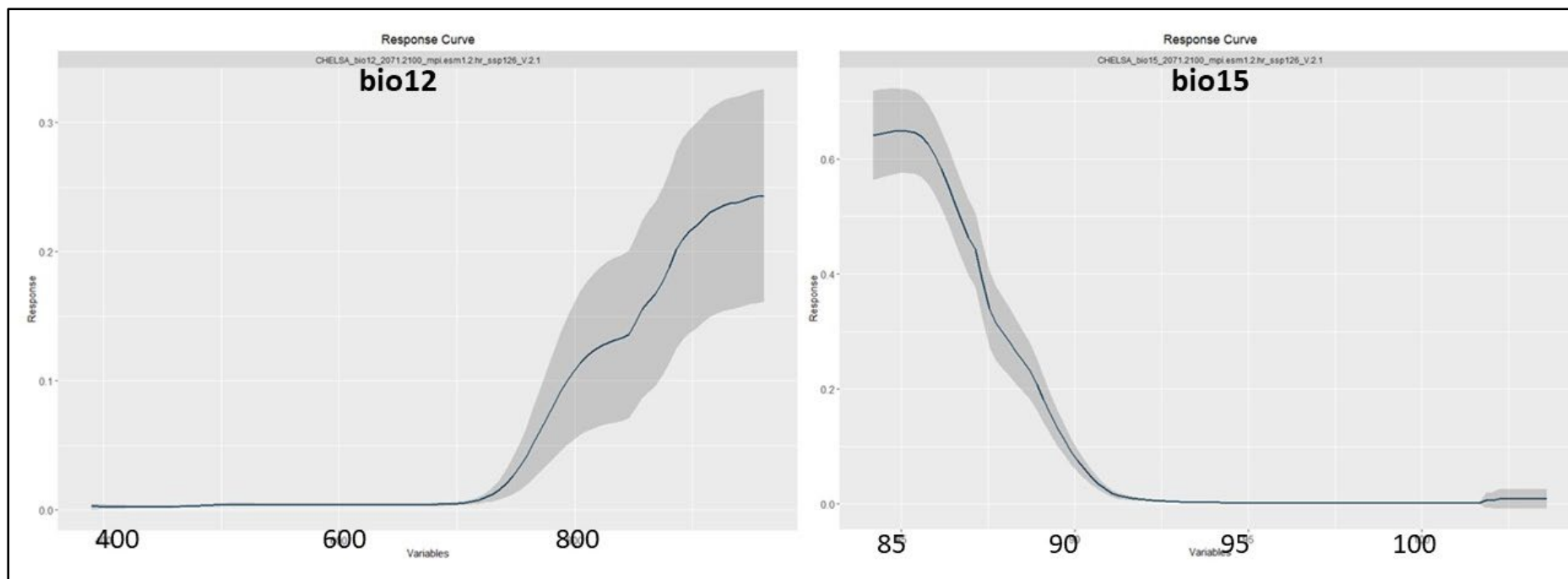
λειψυδρίες, τόσο μειώνεται η κατανομή του είδους. Η βέλτιστη κατανομή του πληθυσμού επιτυγχάνεται στα 85 mm διαφοροποίησης της ετήσιας εποχικότητας βροχόπτωσης.

Για το μοντέλο SSP5-8.5 τη μεγαλύτερη σημαντικότητα παρουσίασαν τα bio15 και bio14. Τα αντίστοιχα Response Curves των δύο παρουσιάζονται στο *Διάγραμμα 5.6*. Το bio15 παρουσιάζει μεγάλη πτώση της μείωσης της κατανομής άνω των 86 mm και έπειτα, από τα 89 mm ετησίως και άνω μια μικρή αύξηση. Η βέλτιστη κατανομή του πληθυσμού εμφανίζεται γύρω στα 76 mm διαφοράς εποχικής βροχόπτωσης.

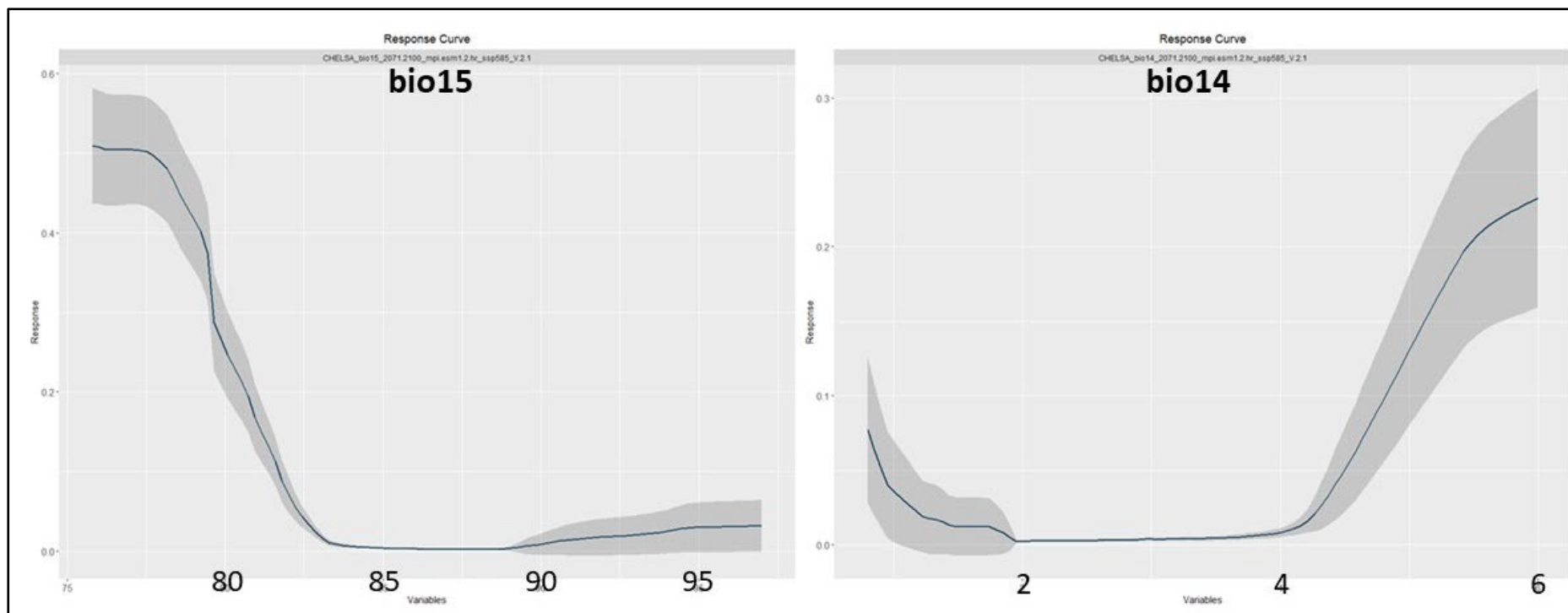
Το bio14 το οποίο αντιπροσωπεύει την βροχόπτωση του ξηρότερου μήνα συνδέει την αύξηση της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου με τη μεγαλύτερη δυνατή μηνιαία βροχόπτωση, στα 6 mm. Ενδιαφέρον αποτελεί ότι εμφανίζεται μια μικρή, αλλά σημαντική πιθανότητα κατανομής σε βροχοπτώσεις μεταξύ 0 και 1.9 mm. Αυτό ίσως συμβαίνει λόγω της σύνδεσης της βροχόπτωσης του ξηρότερου μήνα με την εποχικότητα, με συνέπεια την έλλειψη κατακρημνισμάτων τον ξηρότερο μήνα, αλλά έντονα φαινόμενα βροχοπτώσεων στο υπόλοιπο έτος, με αποτέλεσμα την ικανοποιητική παρουσία νερού για τη διατήρηση κάποιου πληθυσμού του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους.



Διάγραμμα 5.4: Οι καμπύλες ανταπόκρισης (*Response curves*) των *bio01*($^{\circ}\text{C}$)(*Annual Mean Temperature*) (αριστερά) και *bio15* (mm)(*Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)*) (δεξιά) οι οποίες αντιστοιχούν στον παροντικό περιβαλλοντικό φάκελο P.



Διάγραμμα 5.5: Οι καμπύλες ανταπόκρισης (*Response curves*) των *bio12* (mm) (*Annual Precipitation*) (αριστερά) και *bio15* (mm) (*Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)*) (δεξιά) οι οποίες αντιστοιχούν στον μελλοντικό περιβαλλοντικό φάκελο *SSP1-2.6*.



Διάγραμμα 5.6: Οι καμπύλες ανταπόκρισης (Response curves) των bio15 (mm) (Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)) (αριστερά) και bio14 (mm) (Precipitation of Driest Month) (δεξιά) οι οποίες αντιστοιχούν στον μελλοντικό περιβαλλοντικό φάκελο SSP5-8.5.

Οι καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων

Τα βιοκλιματικά στοιχεία τα οποία παρουσιάστηκαν στο Κεφάλαιο 4.1 ως σημαντικότερα για την κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου υποστηρίζονται από τις ήδη γνωστές βιοκλιματικές ανάγκες και προτιμήσεις του υποείδους (Zotos, et al., 2021; Blosat, 2002; Blosat 2005) και ταυτόχρονα συνάδουν με αποτελέσματα αντίστοιχων ερευνών της κατανομής άλλων ειδών του γένους *Natrix* (Pandoja Cuadros, 2016; Asztalos, et al., 2020; Kalboussi and Achur, 2018).

Εξετάζοντας τις καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων, υπήρξε εμφανής διαφορά της αναλογίας της χρήσης των έξι δεδομένων ανά φάκελο μεταξύ των συνολικών μοντέλων και των Maxent, με τα μοντέλα Maxent να εμφανίζουν έντονη χρήση συγκεκριμένων δεδομένων και ελάχιστη άλλων. Αντίθετα, τα μοντέλα Ensemble επέδειξαν μια πιο ισορροπημένη χρήση των έξι περιβαλλοντικών παραμέτρων του κάθε φακέλου.

Αναφορικά με τον παροντικό περιβαλλοντικό φάκελο και στις δύο περιπτώσεις αξιολόγησης σημαντικότητας των παραμέτρων δόθηκε η μεγαλύτερη βαρύτητα, με σημαντική διαφορά από τις υπόλοιπες, στο bio01, το οποίο και αντιστοιχεί στην Ετήσια Μέση Θερμοκρασία. Για το Maxent δεύτερη παράμετρος με ισχυρότερη συμμετοχή στη δημιουργία του μοντέλου αποτέλεσε το bio04 (Temperature Seasonality (standard deviation $\times 100$)) και για το Ensemble το bio15 (Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)). Και στις δύο περιπτώσεις τα bio02 (Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))) και slopes εμφάνισαν τη μικρότερη σημαντικότητα για τη δημιουργία των μοντέλων.

Η σημαντικότητα της εποχικής βροχόπτωσης και της βροχόπτωσης του θερμότερου τετραμήνου (bio18) επιβεβαιώνονται και από τη βιβλιογραφία για το γένος *Natrix*. Οι δύο αυτοί παράγοντες είναι σημαντικοί καθώς καθορίζουν τη διαθεσιμότητα ολόχρονων και εποχικών λιμνίων, ειδικά κατά τους ξηρότερους καλοκαιρινούς μήνες (Pandoja Cuadros, 2016; Asztalos, et al., 2020). Επιπρόσθετοι παράγοντες οι οποίοι συνέβαλαν σημαντικά σε αντίστοιχες έρευνες ήταν η ισοθερμότητα (bio03), η μέση θερμοκρασία του ξηρότερου τετραμήνου (bio09) και η εποχικότητα της θερμοκρασίας (bio04) (Asztalos, et al., 2020; Kalbussi and Achur, 2018).

Μεγάλη διαφορά μεταξύ του παροντικού και των μελλοντικών φακέλων εμφανίζεται στη σημαντικότητα του bio01, το οποίο παρουσιάζει πολύ μεγάλη συμμετοχή στη δημιουργία των μοντέλων στο παρόν, αλλά ιδιαίτερα μικρή σε κάθε περίπτωση μελλοντικών μοντέλων.

Συνολικά στα μελλοντικά δεδομένα εμφανίζεται τάση μεγαλύτερης σημαντικότητας των δεδομένων βροχόπτωσης έναντι της θερμοκρασίας, όπως αναφέρθηκε και συγκεκριμένα για την περίπτωση του bio01 πιθανότατα λόγω των εκτενών αλλαγών των εποχιακών βροχοπτώσεων στην περιοχή μελέτης (Giannakopoulos, et al., 2016).

Εξετάζοντας μελλοντικά σενάρια κλιματικής αλλαγής για την κατανομή του *N. natrix* ο σημαντικότερος αβιοτικός παράγοντας ο οποίος παρουσιάζεται είναι η μέση θερμοκρασία, παρά την ευρεία κατανομή του είδους σε διάφορα γεωγραφικά πλάτη της Ευρωπαϊκής ηπείρου. Το παρατηρούμενο βέλτιστο εύρος κατανομής εμφανίζεται σε μέσες ετήσιες θερμοκρασίες 11-14 C°. Αντίστοιχα μεγάλη σημασία δίνεται και στην ισοθερμότητα στα μελλοντικά σενάρια. Αναφορικά με τις βιοτικές παραμέτρους κατανομής του είδους, οι οποίες δεν εξετάστηκαν στην παρούσα διπλωματική εργασία λόγω έλλειψης αντίστοιχων πληροφοριών, η σημαντικότερη για την διατήρηση πληθυσμού του είδους είναι η διαθεσιμότητα τροφής (Michailidou, Lazarina and Sgardelis, 2021).

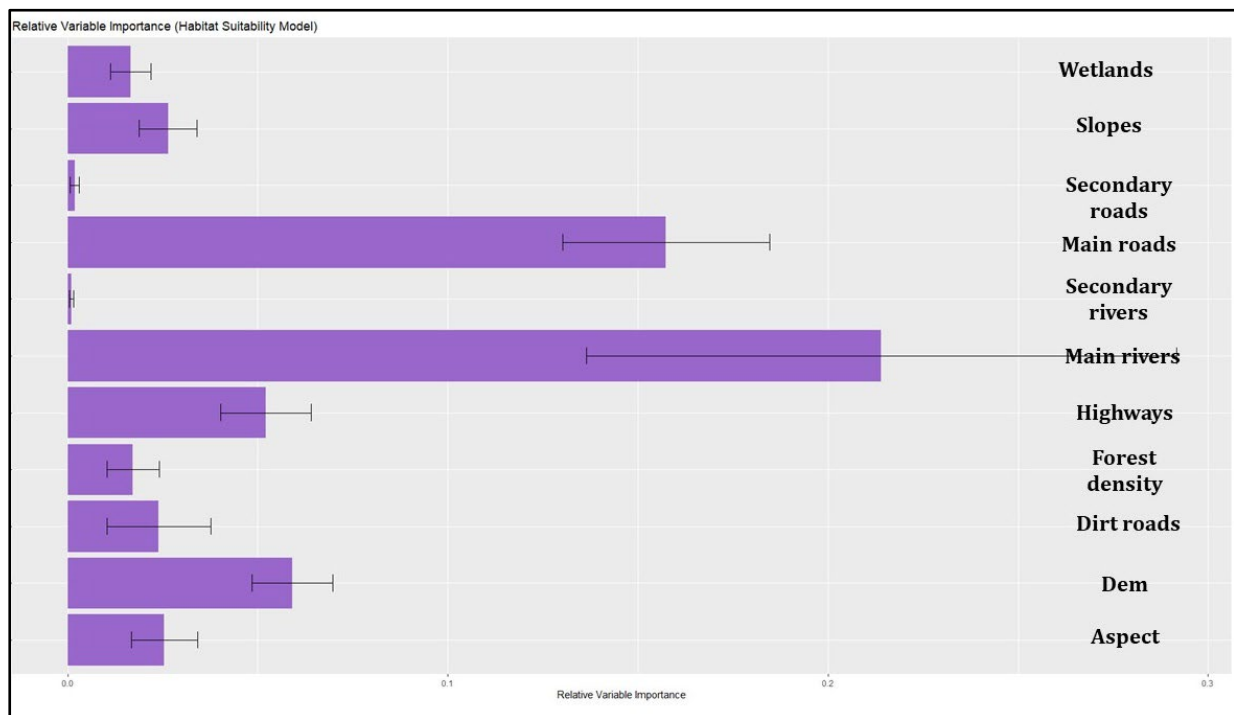
Για κάθε περιβαλλοντικό φάκελο τα δεδομένα κλίσης (slopes) της παρούσας μελέτης εμφάνισαν μικρή σημαντικότητα σε σχέση με τα βιοκλιματικά δεδομένα και συνεπώς φαίνεται ότι δεν επηρεάζουν τόσο σημαντικά την σπατάλη ενέργειας και την κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου. Η μικρή σημαντικότητα της κλίσης, ειδικά σε σχέση με άλλες κλιματικές αλλά και βιοφυσικές παραμέτρους υπογραμμίζεται και σε έναν αριθμό άλλων ερευνών σε ερπετά (Kalboussi and Achour, 2018; Muthoni, 2010; Guisan and Hofer, 2003). Σε κάποιες περιπτώσεις βέβαια το υψόμετρο και η κλίση του εδάφους μπορούν να περιορίσουν τη μετακίνηση και την ανάμειξη πληθυσμών, χωρίς όμως να έχουν απαγορευτική δράση στην κατανομή του είδους (Schultze, et al., 2019; Silva-Rocha, et al., 2015).

Συνοψίζοντας, σχετικά με τις καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων, σε όλους τους φακέλους εμφανίζεται μεγάλη σημαντικότητα του bio15, ειδικά στα μοντέλα Ensemble. Εφόσον το Κυπριακό νερόφιδο είναι ένα είδος το οποίο

εξαρτάται άμεσα από τη διαθεσιμότητα γλυκού νερού στις περιοχές κατανομής του, είναι λογικό ότι επηρεάζεται έντονα από τις βροχοπτώσεις όπως έχει υποδειχτεί από αντίστοιχες έρευνες σε άλλα είδη του ίδιου γένους (Pandoja Cuadros, 2016; Asztalos, et al., 2020). Αυτή η σχέση αναμένεται να είναι έντονη ειδικά στο μέλλον, όπου προβλέπεται να παρατηρηθούν έντονα φαινόμενα λειψυδρίας στο νησί της Κύπρου (Papadopoulou, et al., 2020; Giannakopoulos, et al., 2016; Kostopoulou and Jones, 2005).

Το μοντέλο καταλληλότητας ενδιαιτήματος

Για τους σκοπούς της ανάλυσης διαδρομών ελαχίστου κόστους έγινε η δημιουργία του επιπέδου αντίστασης μέσω του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαιτήματος με τη χρήση του αλγορίθμου Maxent. Μέσω αυτού υπήρξε η δυνατότητα αξιολόγησης της σημαντικότητας ενός αριθμού βιοφυσικών δεδομένων για την κατανομή του είδους και την επιλογή των ενδιαιτημάτων τα οποία είναι πιο κατάλληλα για αυτό.



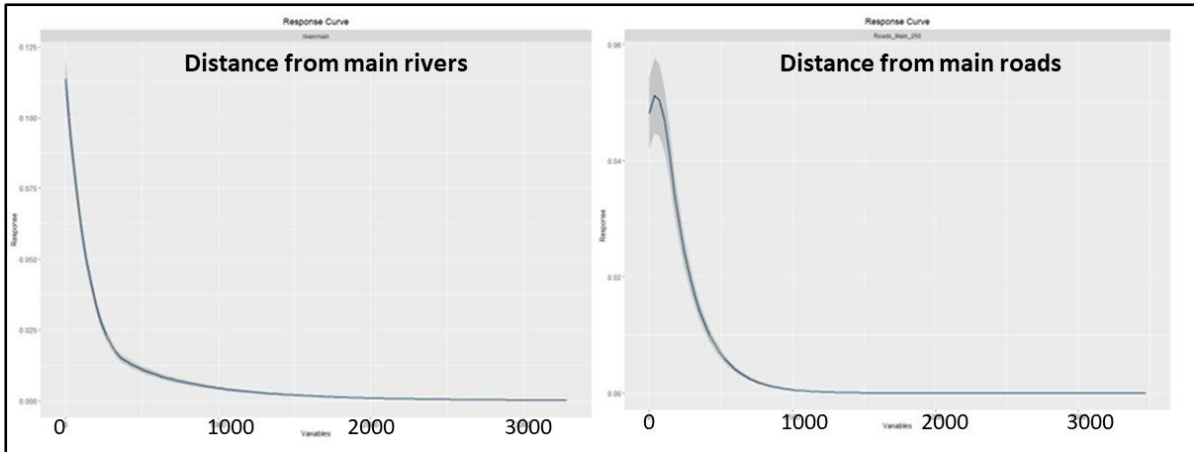
Διάγραμμα 5.7: Καμπύλες σημαντικότητας των περιβαλλοντικών παραμέτρων (Relative Variable Importance) με βάση τα δεδομένα τα οποία εισείχθησαν το μοντέλο καταλληλότητας ενδιαιτήματος όπως αυτά προκύπτουν από τη χρήση του μοντέλου Maxent.

Όπως παρουσιάζεται μέσω του αντίστοιχου *Διαγράμματος 5.7* η απόσταση από τα ποτάμια και από τους κυρίως δρόμους αποτελούν τα δύο χαρακτηριστικά τα οποία επηρεάζουν περισσότερο την κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου. Το είδος είναι άμεσα συνδεδεμένο με το υγρό στοιχείο αλλά ταυτόχρονα η ύπαρξη κυρίως δρόμων συνήθως περιβάλλεται από έντονη ανθρωπογενή παρουσία και δραστηριότητα, η οποία όμως έχει αρνητική επίδραση στην κατανομή του είδους (Blosat 2005, 2008).

Τη μικρότερη σημαντικότητα εμφάνισαν αντίστοιχα τα δευτερεύοντα ποτάμια και οι δευτερεύοντες δρόμοι, πιθανότατα λόγω του ότι συνήθως έχουν μικρότερη, είτε θετική, είτε αρνητική, επίδραση στο είδος και βρίσκονται κοντά στους κυρίως δρόμους και ποτάμια.

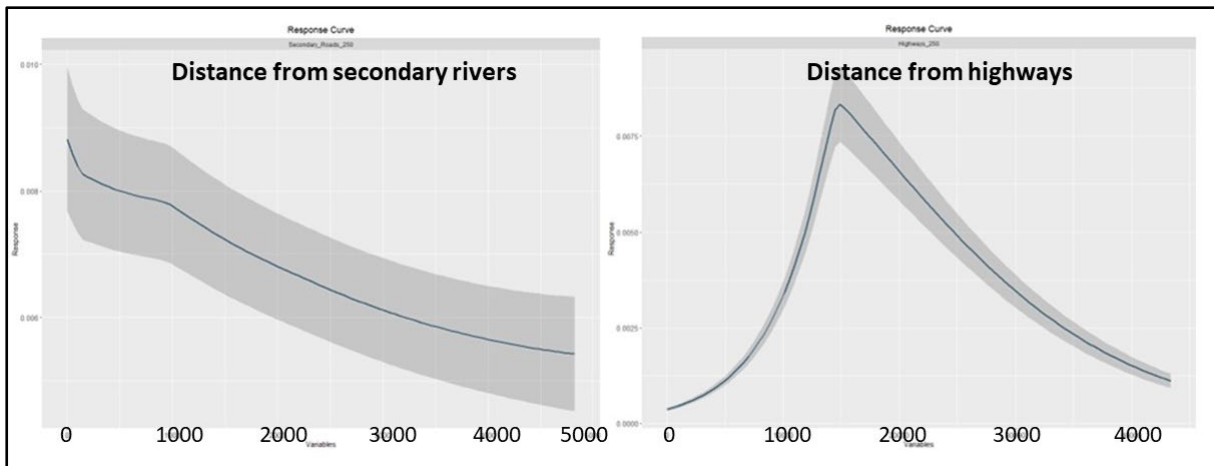
Όπως παρουσιάζεται στο *Διάγραμμα 5.8* η απόσταση από τα ποτάμια έχει άμεση συσχέτιση με την κατανομή του είδους, η οποία είναι υψηλότερη στα 0 με 200 μέτρα από τα κυρίως ποτάμια και έπειτα εμφανίζει απότομη καθοδική πορεία μέχρι να μηδενιστεί στα λίγο περισσότερα από 2 χιλιόμετρα. Αποστάσεις κοντινές στα κυρίως ποτάμια (<1χλμ.) είναι αναμενόμενο να εμφανίζουν δευτερεύοντα ποτάμια και λιμνία τα οποία μπορούν να συμβάλλουν στην επιβίωση του είδους εφόσον διαθέτουν πληθυσμούς βατράχων. Αντίθετα σε αποστάσεις άνω των 2χλμ. από τα κυρίως ποτάμια, είναι πολύ πιθανό οι επιλογές τροφοληψίας για το Κυπριακό νερόφιδο να είναι ελάχιστες ή ανύπαρκτες.

Σχετικά με την απόσταση από κυρίως δρόμους (*Διάγραμμα 5.8*), η βέλτιστη κατανομή εμφανίζεται στα 100-200 μέτρα, γεγονός περίεργο υποθέτοντας ότι το είδος προς μελέτη ήταν αναμενόμενο να αποφεύγει τους κυρίως δρόμους λόγω ανθρωπογενούς παρουσίας και κινδύνου από τα αυτοκίνητα. Είναι όμως σημαντικό να σημειωθεί ότι στην περιοχή του Τροόδους είναι αρκετά κοινό οι κύριοι δρόμοι να ακολουθούν παράλληλα τα ποτάμια της περιοχής, γεγονός το οποίο μπορεί να εξηγήσει αυτή τη εμφανιζόμενη θετική σχέση απόστασης και κατανομής.



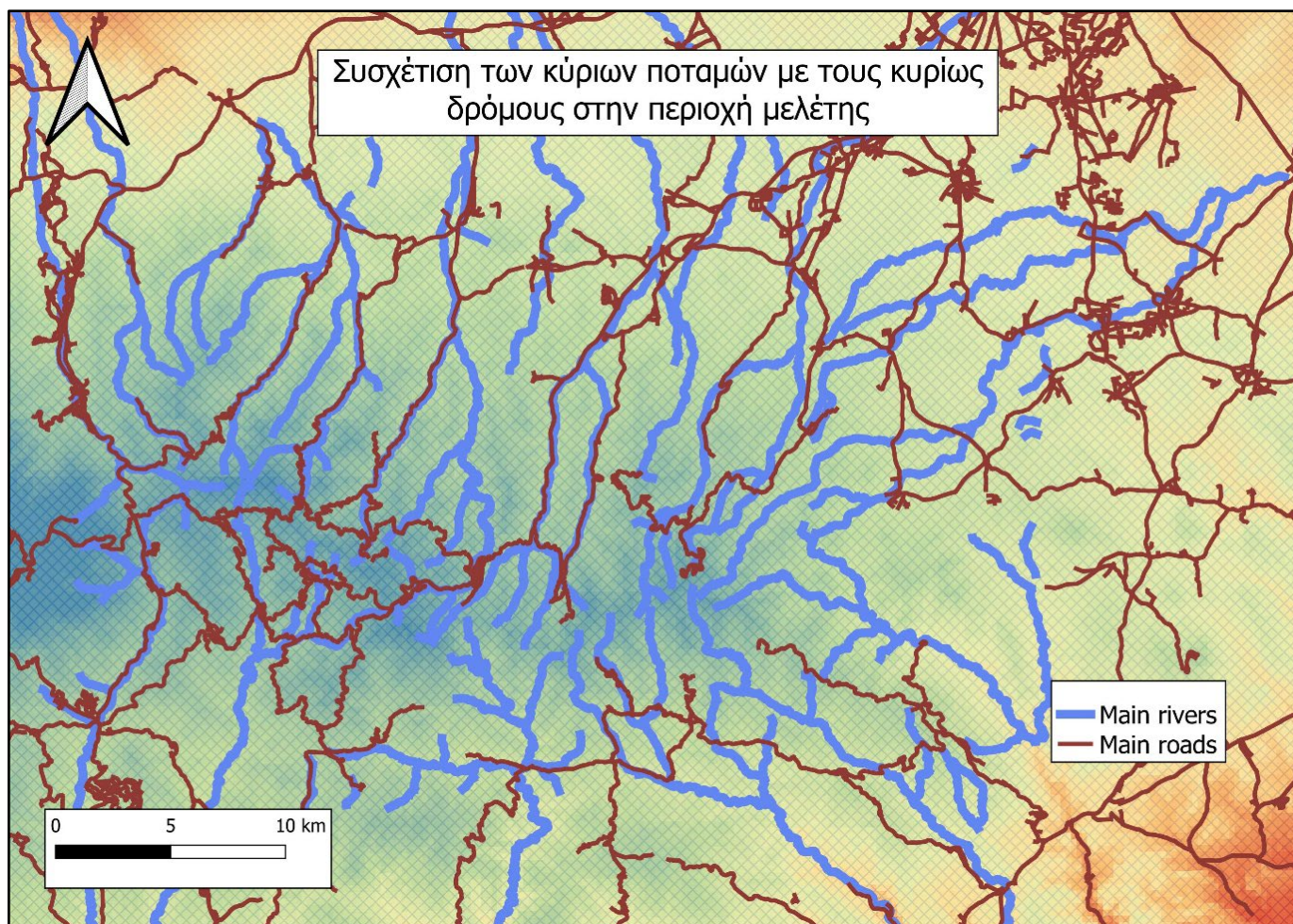
Διάγραμμα 5.8: Οι καμπύλες ανταπόκρισης (*Response curves*) της παραμέτρου απόστασης από τα κυρίως ποτάμια (m) (αριστερά) και απόστασης από τους κυρίως δρόμους (m) (δεξιά) όπως προέκυψαν από το μοντέλο καταλληλότητας ενδιαιτήματος το οποίο δημιουργήθηκε με τη χρήση του αλγορίθμου Maxent.

Εξετάζοντας άλλα δεδομένα δρόμων, παρόμοιο φαινόμενο με τους κυρίως παρουσιάζουν και οι δευτερεύοντες δρόμοι. Οι αυτοκινητόδρομοι αντίθετα εμφανίζουν τη μέγιστη δυνατή κατανομή σε απόσταση 1400 μέτρων, με μηδενική κατανομή στα 0 μέτρα και σταδιακή μείωση μετά το 1400 (Διάγραμμα 5.9).



Διάγραμμα 5.9: Οι καμπύλες ανταπόκρισης (*Response curves*) της παραμέτρου απόστασης από τα δευτερεύοντα ποτάμια (m) (αριστερά) και απόστασης από τους αυτοκινητοδρόμους (m) (δεξιά) όπως προέκυψαν από το μοντέλο καταλληλότητας ενδιαιτήματος το οποίο δημιουργήθηκε με τη χρήση του αλγορίθμου Maxent.

Όπως φαίνεται στον *Χάρτη 5.1* οι κυρίως δρόμοι, σε αρκετές περιοχές του Τροόδους συνάδουν με τα κυρίως ποτάμια και συνεπώς με τις περιοχές οι οποίες εμφανίζουν τις υψηλότερες πιθανότητες κατανομής του είδους υπό μελέτη.



Χάρτης 5.1: Η συσχέτιση των κυρίως ποταμών (μπλε) και των κυρίως δρόμων (καφέ) στην περιοχή μελέτης.

Η συσχέτιση του γένους *Natrix* με την παρουσία ποταμών και υγροτόπων είναι καλά μελετημένη μέσω πλήθους ερευνών. Η παρουσία νερού μάλιστα φαίνεται να είναι το σημαντικότερο βιοφυσικό στοιχείο του περιβάλλοντος του γένους το οποίο δεν παρουσιάζει ιδιαίτερη εξάρτηση από άλλα αβιοτικά βιοφυσικά στοιχεία (Escoriza, 2018; Daugsta and Pupins, 2020).

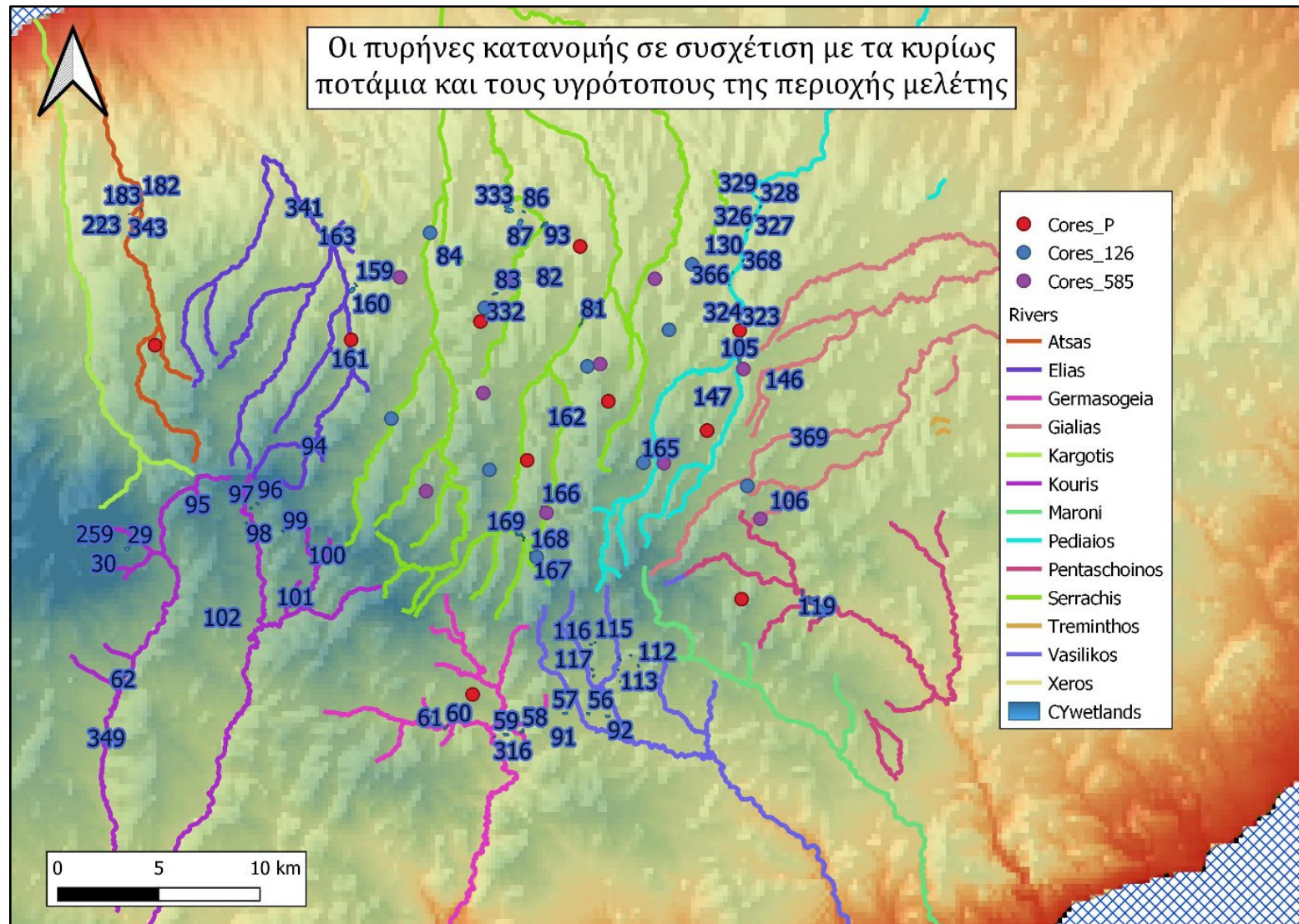
Στην παρούσα μελέτη όμως, ενώ είναι φανερή η ισχυρή θετική συσχέτιση του είδους με τα κυρίως ποτάμια, κάτι τέτοιο δεν εμφανίζεται αντίστοιχα για τους υγροτόπους της περιοχής μελέτης. Όπως αναφέρεται στην εργασία των Kalboussi και Achour (2018) τα είδη των οποίων η παρουσία νερού συνδέεται με την ύπαρξη νερού μπορούν να χωριστούν σε αυτά που πραγματικά εξαρτώνται από το υγρό στοιχείο και σε αυτά που τυγχάνει να μπορούν να καλύψουν τις ανάγκες ενδιαιτήματος τους μέσω των συνθηκών οι οποίες εμφανίζονται σε περιοχές με νερό (Harris et al. 2008; Rouag and Benyacoub 2006; Segura et al. 2007). Η υπό-εκτίμηση της κατανομής του πληθυσμού του Κυπριακού νερόφιδου προέκυψε από την ισχυρή συσχέτιση του είδους αποκλειστικά με το υγρό στοιχείο, αλλά ίσως στην πραγματικότητα και παρατηρώντας τα στατιστικά δεδομένα της παρούσας μελέτης να υπάρχουν άλλοι, πολύ σημαντικότεροι κλιματικοί και βιοφυσικοί παράγοντες για την κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου.

Η περιοχή μελέτης εμφανίζει πλούσιο περιβάλλον, το οποίο υποστηρίζεται από μεγάλο αριθμό ποταμών και υγροτόπων. Όπως εμφανίζεται στον *Χάρτη 5.2* όλα τα κύρια κέντρα κατανομής είναι σε κοντινές αποστάσεις από κύρια ποτάμια ή υγροτόπους. Η μεγαλύτερη απόσταση από πηγή νερού που εμφανίζεται είναι γύρω στα 2Km, δηλαδή στην μεγαλύτερη δυνατή απόσταση από κυρίως ποτάμι η οποία μπορεί να διατηρήσει πληθυσμό του Κυπριακού νερόφιδου σύμφωνα με την αντίστοιχη καμπύλη ανταπόκρισης.

Μελέτες της απόστασης κατανομής του γένους *Natrix* από πηγές νερού τοποθετούν άνω του 90% της παρουσίας του σε αποστάσεις <100m, με τις μεγαλύτερες αποστάσεις συχνά να θεωρούνται μη τυπικές παρατηρήσεις. Ταυτόχρονα, πολλές από αυτές τις έρευνες δίνουν περισσότερη βαρύτητα στο γύρω περιβάλλον, παρά την παρουσία νερού, υπογραμμίζοντας τη σημαντικότητα θέσεων θερμορύθμισης και φωλεοποίησης σε συνδυασμό με την διαθεσιμότητα τροφής (Scali, 2011; Kotenko, et al., 2011; Zagar, et al., 2011).

Στον *Χάρτη 5.2* παρουσιάζονται οι κύριοι ποταμοί και υγράτοποι οι οποίοι συμβάλλουν στην διατήρηση και διεύρυνση της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου. Σημαντικότερος ποταμός, καθώς γύρω του συγκεντρώνονται τα περισσότερα κέντρα, είναι ο Σερράχης ο οποίος καταλαμβάνει μεγάλο μέρος της οροσειράς του Τροόδους. Σημαντικοί είναι επίσης και οι ποταμοί Άτσας, Ηλίας, Πεδιαίος, Γιαλιάς, Πεντάσχοινος και ο ποταμός Γερμασόγειας.

Από τον μεγάλο αριθμό φυσικών και τεχνητών υδροβιοτόπων οι οποίοι υπάρχουν στην περιοχή, πολύ κοντά σε κέντρα κατανομής είναι το Φράγμα του Ξυλιατού, οι υγράτοποι στην περιοχή του παλιού μεταλλείου του Μιτσερού, το φράγμα Κλήρου-Μαλούντας-Ακακίου, το φράγμα της Ταμασού και το φράγμα Απλικίου, καθώς και μια σειρά από μικρότερες τεχνητές δεξαμενές άρδευσης στην ευρύτερη περιοχή. Η αντιστοίχιση του κάθε αριθμού που εμφανίζεται στον χάρτη με τον ανάλογο υδροβιότοπο μπορεί να βρεθεί στο *Παράρτημα VI*.



Χάρτης 5.2: Ποταμοί και υγρότοποι οι οποίοι επηρεάζουν την κατανομή του είδους στην περιοχή μελέτης. Οι αριθμοί αντιστοιχούν σε υδροβιότοπους οι οποίοι μπορούν να βρεθούν αναλυτικά στο Παράρτημα VI.

5.1.3 Κατανομή και κέντρα συμπλεγμάτων

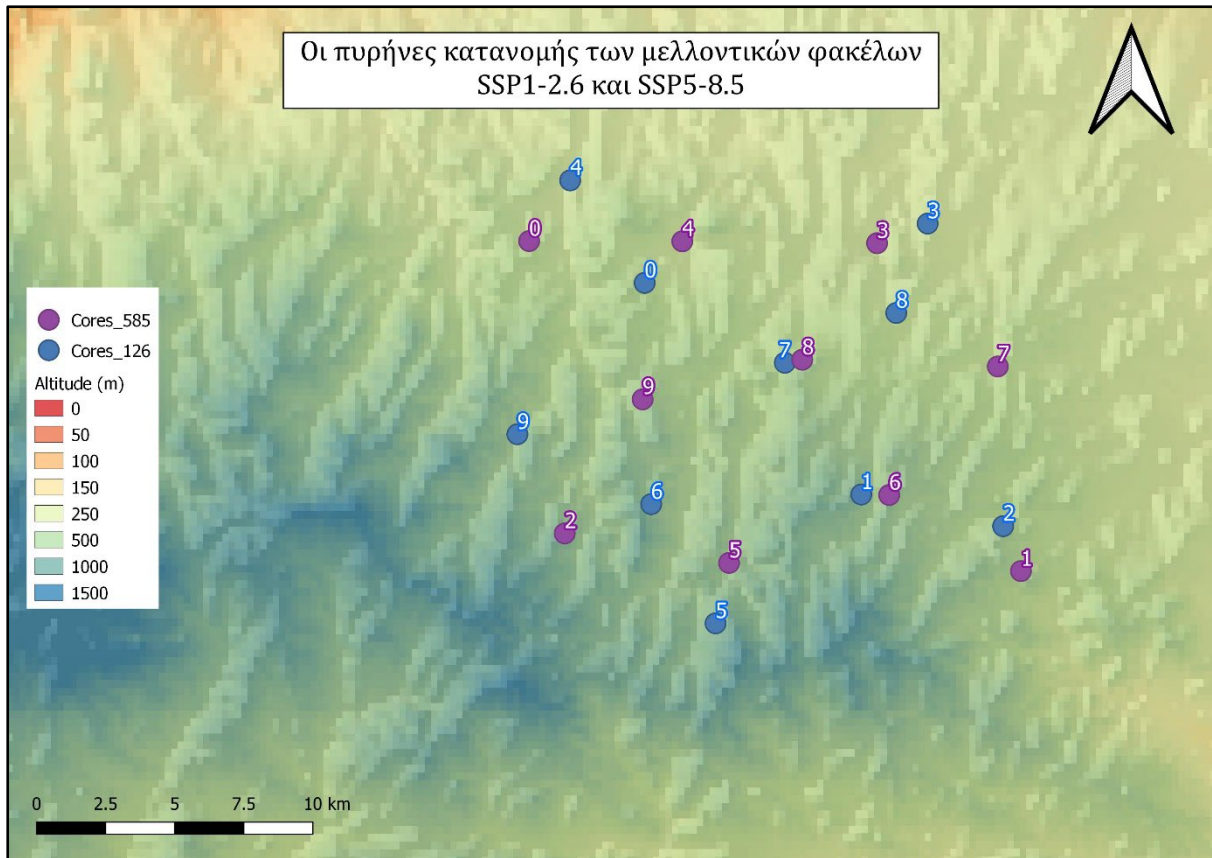
Οι πυρήνες κατανομής αλλά και τα γεωμετρικά κέντρα τα οποία δημιουργήθηκαν συγκεντρώνονται στην ανατολική πλευρά της οροσειράς του Τροόδους και καταλαμβάνουν ένα εύρος υψομέτρων από 360μ έως 960μ. Είναι αναμενόμενη η συγκέντρωση των αποτελεσμάτων σε αυτή την πλευρά, λόγω της αντίστοιχης κατανομής θέσεων των δεδομένων που εισήχθησαν για την δημιουργία των μοντέλων.

Παρά την επισήμανση της μη υψομετρικής διαφοροποίησης των κέντρων κατανομής μεταξύ του παροντικού και των μελλοντικών φακέλων που παρουσιάστηκε στο Κεφάλαιο 4.2, παρατηρώντας τους χάρτες κατανομής στο αντίστοιχο μέρος των αποτελεσμάτων είναι εμφανής η μετακίνηση της κατανομής, ειδικά των υψηλότερων τιμών πιθανότητας παρουσίας σε βάθος χρόνου.

Συγκεκριμένα, συγκρίνοντας τα παροντικά με τα μελλοντικά μοντέλα εμφανίζεται μια συρρίκνωση της περιοχής με τα μελλοντικά κέντρα στο σύνολο τους να εμφανίζουν μετακίνηση βορειότερα και προς ελαφρώς μεγαλύτερα υψόμετρα, γεγονός το οποίο συνάδει με τις αναμενόμενες τάσεις μετακίνησης όλων των ειδών (Monzón et al., 2011; Hoveka, der Bank & Davies, 2022).

Τα ακραία παροντικά δυτικά και νότια κέντρα μετακινούνται αισθητά. Βρίσκονται 12 και 7 χιλιόμετρα μακριά από τα αντίστοιχα κέντρα του μοντέλου SSP1-2.6. τα υπόλοιπα κέντρα εμφανίζουν μικρότερες μετακινήσεις, συνεχίζοντας να ακολουθούν τις προαναφερόμενες τάσεις.

Τα δύο σύνολα των μελλοντικών κέντρων κατανομής εμφανίζουν μικρότερες διαφορές απόστασης μεταξύ τους σε σχέση με τα παροντικά (Χάρτης 5.3). τα κέντρα κατανομής του περιβαλλοντικού φακέλου SSP1-2.6 καλύπτουν ένα μεγαλύτερο εμβαδόν, με θέσεις τόσο στους πρόποδες όσο και υψηλότερα στην περιοχή του Τροόδους, ενώ αντίστοιχα τα κέντρα του φακέλου SSP5-8.5 εμφανίζουν τάση προς τα δυτικά, στα μεγαλύτερα υψόμετρα, αν και περιλαμβάνουν και θέσεις στους πρόποδες, όμως σε μεγαλύτερα υψόμετρα από τα κοντινότερα κέντρα του φακέλου SSP1-2.6.



Χάρτης 5.3: Η τοποθέτηση των μελλοντικών κέντρων κατανομής στην περιοχή μελέτης. Με μπλε εμφανίζονται αυτοί που αντιστοιχούν στον μελλοντικό φάκελο του σεναρίου SSP1-2.6 και με μωβ του σεναρίου SSP5-8.5.

Τα κέντρα κατανομής δημιουργήθηκαν με βάση μόνο τα υπάρχοντα δεδομένα και τη διαδικασία του clustering χωρίς παρέμβαση για μετακίνηση τους στις κοντινότερες βέλτιστες περιοχές. Παρ' όλα αυτά, γνωρίζοντας τις οικολογικές ανάγκες του Κυπριακού νερόφιδου, τα κέντρα κατανομής φαίνεται να έχουν τοποθετηθεί σε ιδανικές περιοχές με παροχή νερού και ως συνέπεια τροφής ολόχρονα.

Συμπερασματικά, η τοποθέτηση των κέντρων κατανομής φαίνεται να ήταν ικανοποιητικά ρεαλιστική ώστε το επόμενο και τελευταίο βήμα της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής, η ανάλυση διαδρομών ελαχίστου κόστους, να έχει αποφέρει αρκετά αξιόπιστα αποτελέσματα τα οποία μπορούν να διευρύνουν την επιστημονική γνώση για το είδος και να βοηθήσουν στον σχεδιασμό νέων και την αναπροσαρμογή ήδη υπάρχοντων μέτρων διατήρησης και προστασίας του.

5.1.4 Οικολογικοί διάδρομοι

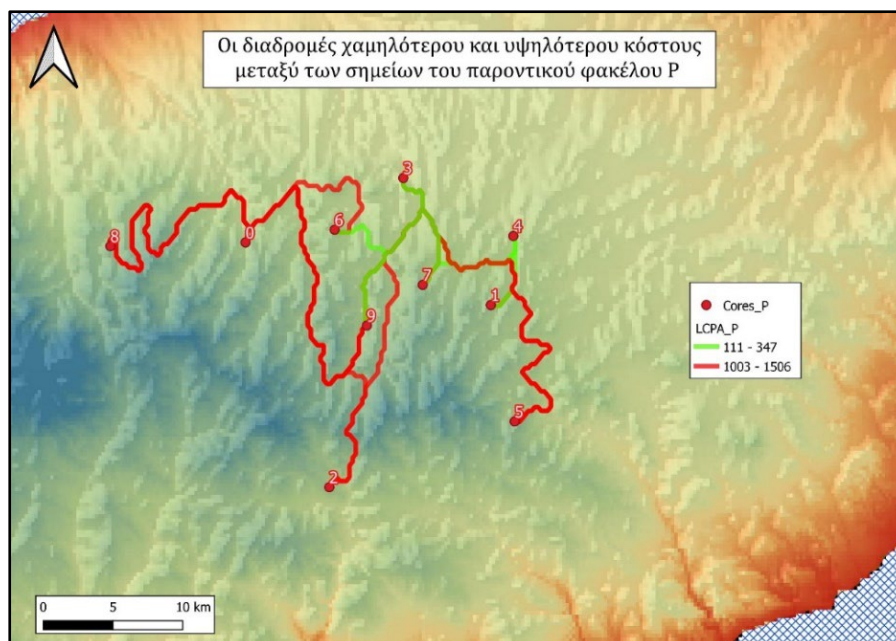
Η δημιουργία των οικολογικών διαδρόμων χωρίστηκε σε δύο μεγάλα μέρη: τους διαδρόμους μεταξύ κέντρων κατανομής του ίδιου φακέλου, και διαδρόμους οι οποίοι συνδέουν τους παροντικούς πυρήνες κατανομής με τους μελλοντικούς.

Α) Σύνδεση κέντρων ιδίων φακέλων

Για τη σύνδεση των παροντικών κέντρων κατανομής μεταξύ τους δημιουργήθηκαν συνολικά 45 διάδρομοι, πολλοί από τους οποίους ταυτίζονται μεταξύ τους. Το χαμηλότερο κόστος εμφανίζεται στη διαδρομή P4_P9 με τιμή 110 και απόσταση 22 Km, ενώ το υψηλότερο ανήκει στη διαδρομή P5_P8 με τιμή 1506 και απόσταση 91 Km (Χάρτης 5.4). Το μέσο κόστος διαδρομής είναι 641 και η μέση απόσταση 34 Km.

Η διαδρομή η οποία καλύπτει τη μικρότερη απόσταση είναι η P1_P4 (6 Km) ενώ τη μεγαλύτερη απόσταση καλύπτει η διαδρομή P5_P8.

Σε περίπτωση μετακίνησης λόγω υποβάθμισης του ενδιαιτήματος, το δυτικότερο και το νοτιότερο παροντικό κέντρο κατανομής είναι τα πιο απομακρυσμένα από όλα τα υπόλοιπα και συνεπώς διατρέχουν κίνδυνο αποκλεισμού, ή αδυναμία μετακίνησης του είδους λόγω έλλειψης μη υπερβολικά κοστοβόρων εναλλακτικών διαδρομών.

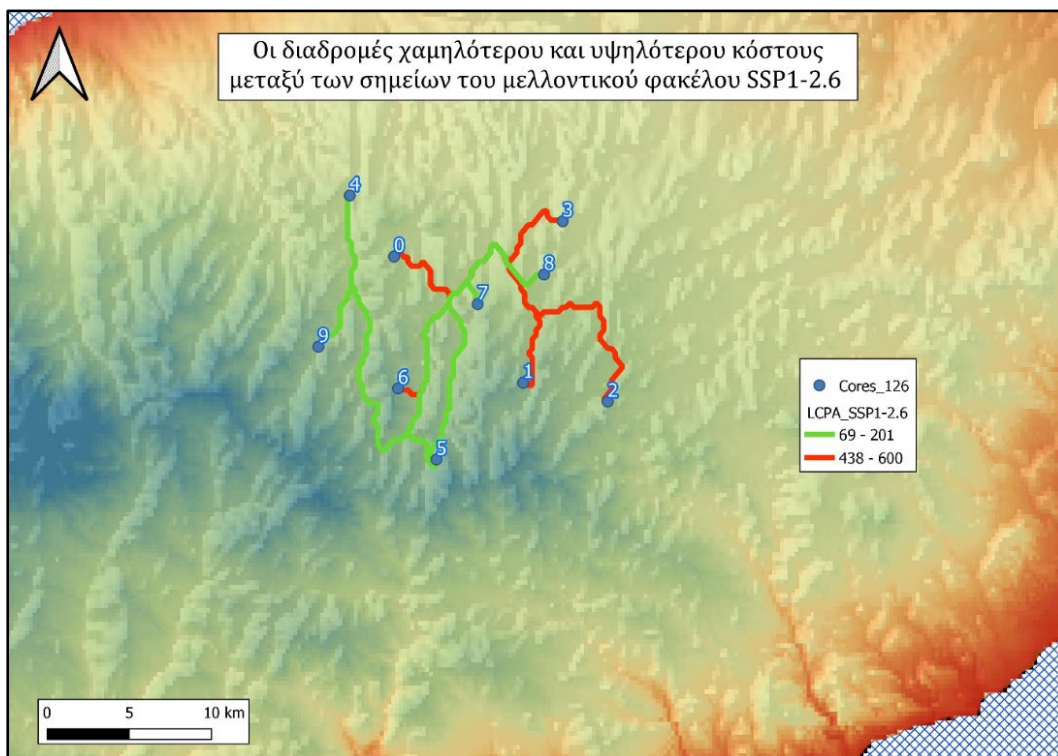


Χάρτης 5.4: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P. Με πράσινο υποδεικνύονται οι διαδρομές με το μικρότερο κόστος, ενώ με κόκκινο αυτές με το μεγαλύτερο.

Για τη σύνδεση των μελλοντικών κέντρων κατανομής του περιβαλλοντικού φακέλου SSP1-2.6 μεταξύ τους δημιουργήθηκαν συνολικά 45 διαδρομοί, πολλοί από τους οποίους ταυτίζονται μεταξύ τους. Το χαμηλότερο κόστος εμφανίζεται στη διαδρομή F126_4_F126_9 με τιμή 68 και απόσταση 10Km, ενώ το υψηλότερο ανήκει στη διαδρομή F126_0_F126_6 με τιμή 600 και απόσταση 14 Km (Χάρτης 5.5). Το μέσο κόστος διαδρομής είναι 335 και η μέση απόσταση 23 Km.

Η διαδρομή η οποία καλύπτει τη μικρότερη απόσταση είναι η F126_5_F126_6 (7 Km) ενώ τη μεγαλύτερη απόσταση καλύπτει η διαδρομή F126_2_F126_4 (50 Km.).

Τα κέντρα κατανομής του μελλοντικού μοντέλου SSP1-2.6 είναι καλά συνδεδεμένα μεταξύ τους και σε πολλές περιπτώσεις υπάρχει η δυνατότητα εναλλακτικών διαδρομών σε περίπτωση περιβαλλοντικών εμποδίων. Καθώς το μοντέλο SSP1-2.6 αποτελεί το πιο αισιόδοξο σενάριο κλιματικής αλλαγής, τα κόστη που εμφανίζονται είναι αρκετά χαμηλά. Επιπρόσθετα, αξιοσημείωτο είναι ότι όλοι οι διάδρομοι εφάπτονται πάνω σε κυρίως ποταμούς.

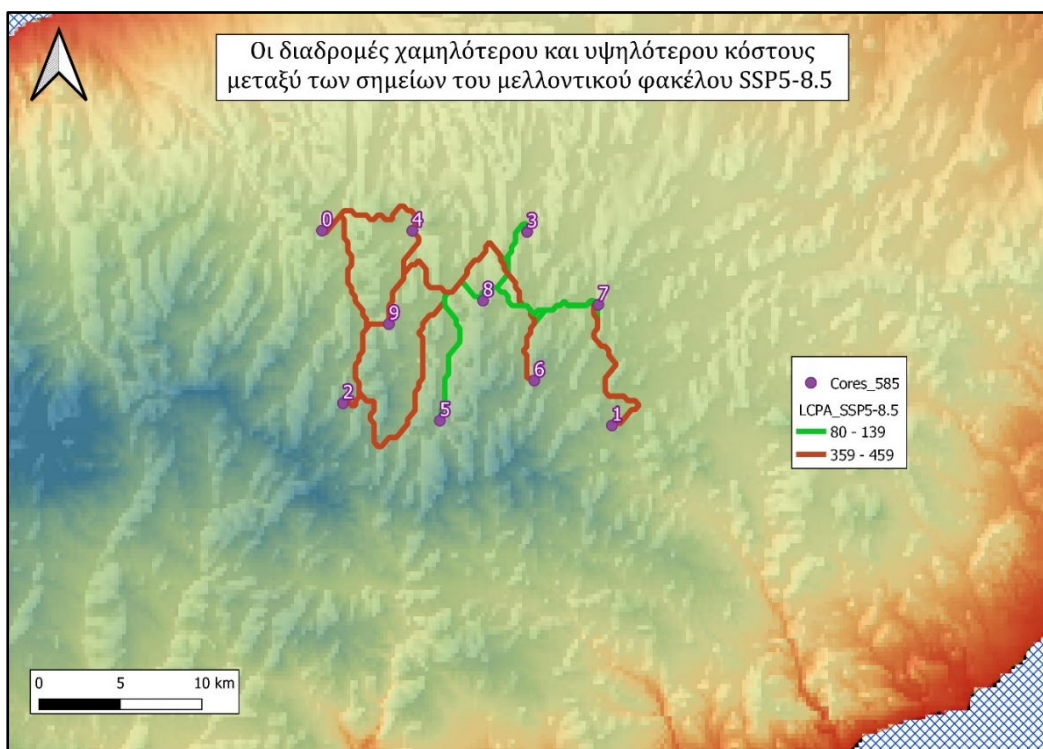


Χάρτης 5.5: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP1-2.6. Με πράσινο υποδεικνύονται οι διαδρομές με το μικρότερο κόστος, ενώ με κόκκινο αυτές με το μεγαλύτερο.

Για τη σύνδεση των μελλοντικών κέντρων κατανομής του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP5-8.5 μεταξύ τους δημιουργήθηκαν συνολικά 45 διαδρομοί, πολλοί από τους οποίους ταυτίζονται μεταξύ τους. Το χαμηλότερο κόστος εμφανίζεται στη διαδρομή F585_3_ F585_7 με τιμή 79 και απόσταση 11 Km, ενώ το υψηλότερο ανήκει στη διαδρομή F585_2_ F585_9 με τιμή 459 και απόσταση 7 Km.

Η διαδρομή η οποία καλύπτει τη μικρότερη απόσταση είναι η F585_3_ F585_8 (6 Km.) ενώ τη μεγαλύτερη απόσταση καλύπτει η διαδρομή F585_0_ F585_1 (54 Km.) (Χάρτης 5.6). Το μέσο κόστος διαδρομής είναι 263 και η μέση απόσταση 21 Km.

Το SSP5-8.5 αποτελεί το λιγότερο αισιόδοξο σενάριο κλιματικής αλλαγής, κάτι που αντικατοπτρίζεται από την μικρή έκταση την οποία καλύπτουν τα κέντρα κατανομής στην οροσειρά του Τροόδους και οι μεγαλύτερες σε κόστος και απόσταση διαδρομές σε σχέση με το μελλοντικό σενάριο SSP1-2.6. Παρ' όλα αυτά, και σε αυτό το σενάριο εμφανίζονται εναλλακτικές διαδρομές καθώς και διάδρομοι με πολύ μικρό ενεργειακό κόστος και συνεπώς αναμένεται ότι εάν δεν εμφανιστούν σημαντικά οικολογικά εμπόδια τις επόμενες δεκαετίες το Κυπριακό νερόφιδο θα διατηρήσει την ικανότητα μετακίνησης του στην περιοχή του Τροόδους.



Χάρτης 5.6: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP5-8.5. Με πράσινο υποδεικνύονται οι διαδρομές με το μικρότερο κόστος, ενώ με κόκκινο αυτές με το μεγαλύτερο.

Πολλοί από τους διαδρόμους που δημιουργήθηκαν αφορούν αποστάσεις πολλών χιλιομέτρων τις οποίες το είδος πιθανόν να μην μπορεί να διασχίσει ολικά.

Δυστυχώς δεν υπάρχουν ικανοποιητικές πληροφορίες σχετικά με τις ικανότητες μετακίνησης του Κυπριακού νερόφιδου, αν και στοιχεία για τα άλλα είδη του γένους *Natrix* και της μετακίνησης τους σε παρελθοντικό χρόνο μέσω εξέτασης της γενετικής πληροφορίας τους υποδεικνύουν ότι εφόσον υπάρχει ικανοποιητική τροφή και συνθήκες θερμοκρασίας κατά τη διαδρομή, το είδος μπορεί να διανύσει αποστάσεις πολλών χιλιομέτρων σε αναζήτηση κατάλληλων ενδιαιτημάτων.

Σε όλες τις περιπτώσεις, οι οικολογικοί διάδρομοι που δημιουργήθηκαν ακολουθούν ποτάμια και περνούν πάνω ή κοντά από υγροτόπους, και συνεπώς αναμένεται σε περίπτωση ανάγκης μετακίνησης το νερόφιδο να μπορεί να μετακινηθεί από το έν κέντρο στο άλλο ακολουθώντας τα ποτάμια.

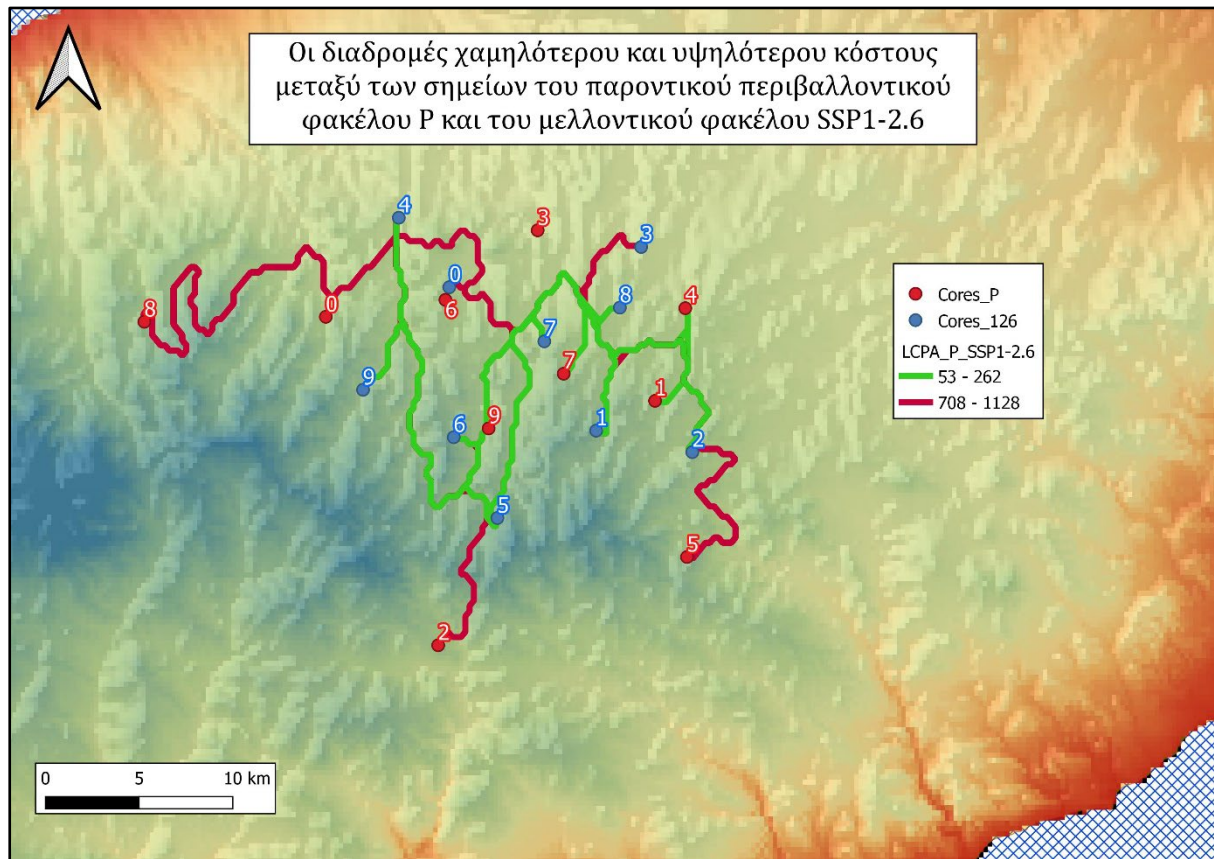
B) Σύνδεση παροντικών και μελλοντικών κέντρων κατανομής

Για τη σύνδεση των παροντικών κέντρων με αυτών του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP1-2.6 δημιουργήθηκαν 100 διάδρομοι, πολλοί από τους οποίους ταυτίζονται μεταξύ τους. Το χαμηλότερο κόστος εμφανίζεται στη διαδρομή P9_F126_5 με τιμή 53 και απόσταση 7 Km, ενώ το υψηλότερο ανήκει στη διαδρομή P8_F126_3 με τιμή 1127 και απόσταση 69 Km (Χάρτης 5.7). Το μέσο κόστος διαδρομής είναι 483 και η μέση απόσταση 27 Km.

Η διαδρομή η οποία καλύπτει τη μικρότερη απόσταση είναι η P6_F126_0 (1 Km.) ενώ τη μεγαλύτερη απόσταση καλύπτει η διαδρομή P8_F126_2 (79 Km.).

Πολλά κέντρα κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P και του μελλοντικού SSP1-2.6 είναι πολύ κοντά μεταξύ τους (γραμμική απόσταση μεταξύ 500m και 2Km) και συνεπώς οι διάδρομοι οι οποίοι τους συνδέουν, παρά το πολύ μικρό τους κόστος, πιθανόν να μην είναι λειτουργικοί σε περίπτωση κατακερματισμού της ευρύτερης περιοχής. Επιπρόσθετα, όπως αναφέρθηκε και κατά την παρουσίαση των διαδρόμων μεταξύ των παροντικών μόνο κέντρων κατανομής, τα κέντρα τα οποία βρίσκονται σε ακραίες θέσεις και συνδέονται μόνο μέσω διαδρομών με μεγάλο κόστος

και απόσταση απαιτούν καλύτερη διαχείριση λόγω του κινδύνου αποκλεισμού τους σε περίπτωση έντονων οικολογικών αλλαγής, και ειδικά ξήρανσης μερών των ποταμών οι οποίοι δρουν ως μέσο σύνδεσης κέντρων.



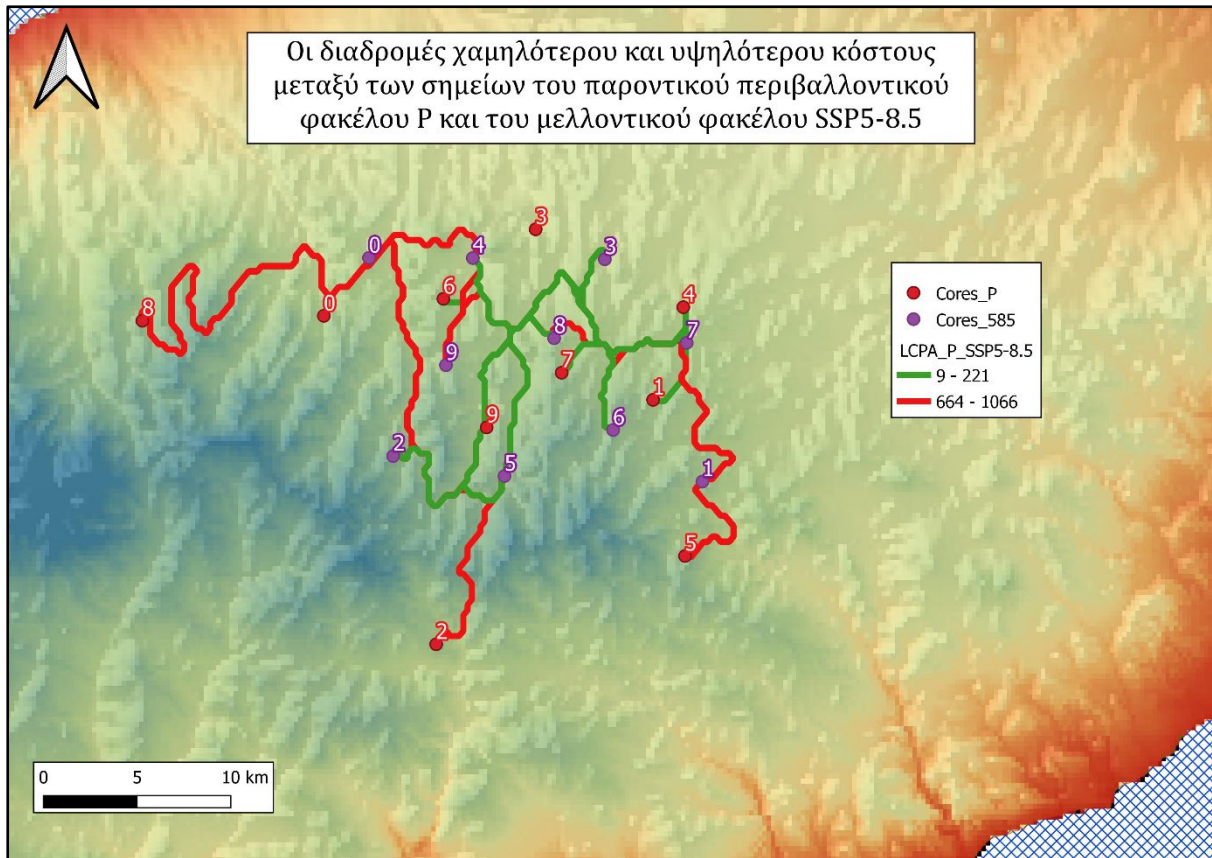
Χάρτης 5.7: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P και του μελλοντικού SSP1-2.6. Με πράσινο υποδεικνύονται οι διαδρομές με το μικρότερο κόστος, ενώ με κόκκινο αυτές με το μεγαλύτερο.

Για τη σύνδεση των παροντικών πυρήνων με αυτών του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP5-8.5 δημιουργήθηκαν 100 διάδρομοι, πολλοί από τους οποίους ταυτίζονται μεταξύ τους. Το χαμηλότερο κόστος εμφανίζεται στη διαδρομή P4_SSP5-8.5_7 με τιμή 9 και απόσταση 2 Km, ενώ το υψηλότερο ανήκει στη διαδρομή P8_SSP5-8.5_1 με τιμή 1065 και απόσταση 83 Km (Χάρτης 5.8). Το μέσο κόστος διαδρομής είναι 443 και η μέση απόσταση 25 Km.

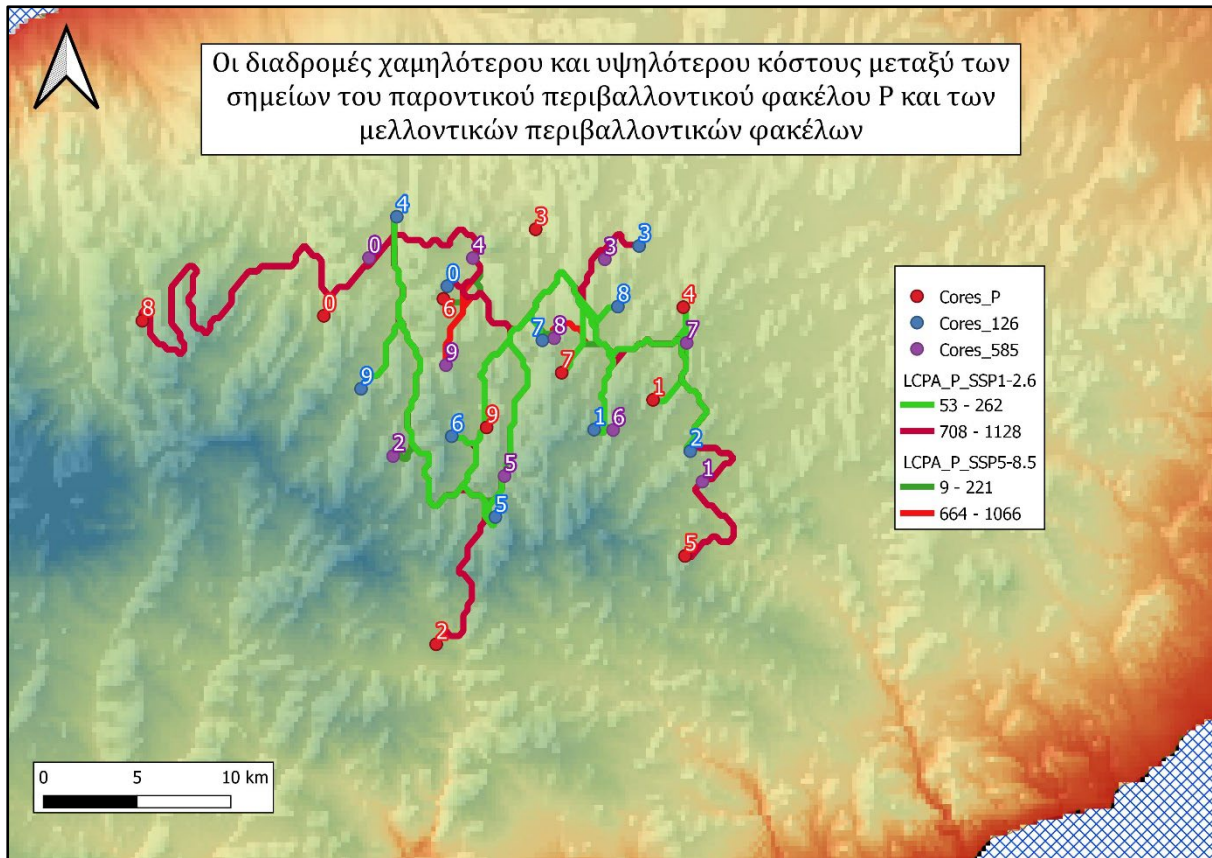
Η διαδρομή η οποία καλύπτει τη μικρότερη απόσταση είναι η P4_SSP5-8.5_7 (2 Km.) ενώ τη μεγαλύτερη απόσταση καλύπτει η διαδρομή P8_SSP5-8.5_1 (83 Km.).

Το SSP5-8.5 αποτελεί το πιο απαισιόδοξο σενάριο κλιματικής αλλαγής και συνεπώς αναμένεται, λόγω των βιοκλιματικών πιέσεων οι οποίες εξετάστηκαν μέσω των μοντέλων κατανομής ειδών και περιγράφονται στο κεφάλαιο 5.1.2, η μετακίνηση πληθυσμών να απαιτεί σημαντικά περισσότερη ενέργεια. Ταυτόχρονα όμως, λόγω της μειωμένης περιοχής κατανομής η οποία μπορεί να παρέχει βέλτιστο ενδιαίτημα για το είδος, τα κέντρα είναι πολύ πιο κοντά μεταξύ τους, και συνεπώς μπορούν να δημιουργηθούν περισσότεροι εναλλακτικοί διάδρομοι για τη μετακίνηση των πληθυσμών.

Το σημαντικό συμπέρασμα του παρόντος αποτελέσματος είναι ότι ακόμα και στην περίπτωση του πιο αρνητικού κλιματικού σεναρίου για την περίοδο 2070-2100 φαίνεται πως θα υπάρχει τόσο κατανομή του είδους η οποία θα καλύπτει ικανοποιητική περιοχή για την διατήρηση ενός αριθμού υποπληθυσμών όσο και δυνατότητα σύνδεσης αυτών των πληθυσμών μεταξύ τους σε περίπτωση όπου κάποιο από τα ενδιαίτηματα γύρω από τα κέντρα κατανομής τους υποβαθμιστεί τόσο ώστε να οδηγήσει το είδος σε μετανάστευση.



Χάρτης 5.8 Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P και του μελλοντικού SSP5-8.5. Με πράσινο υποδεικνύονται οι διαδρομές με το μικρότερο κόστος, ενώ με κόκκινο αυτές με το μεγαλύτερο.



Χάρτης 5.9: Διαδρομές ελαχίστου κόστους μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P και των μελλοντικών SSP1-2.5 και SSP5-8.5. Με πράσινο υποδεικνύονται οι διαδρομές με το μικρότερο κόστος, ενώ με κόκκινο αυτές με το μεγαλύτερο.

Όπως παρουσιάζεται στον Χάρτη 5.9 και στον Πίνακα 52., το μέσο κόστος μετακίνησης από τα κέντρα κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P είναι μικρότερο προς τους πυρήνες του μελλοντικού φακέλου SSP-5-8.5 σε σχέση με τον SSP1-2.6. Αυτό πιθανόν να οφείλεται στην συγκέντρωση των γεωμετρικών κέντρων του SSP-5-8.5 προς το κέντρο της συνολικής κατανομής που εμφάνισε ο παροντικός περιβαλλοντικός φάκελος, κάνοντας τους πιο προσβάσιμους από όλες τις κατευθύνσεις.

Πίνακας 5.2: Το μέσο κόστος και απόσταση (Km) διαδρομής μεταξύ των κέντρων κατανομής ανά περιβαλλοντικό φάκελο.

Μοντέλο	P		SSP1-2.6		SSP-5-8.5	
	Κόστος	Απόσταση	Κόστος	Απόσταση	Κόστος	Απόσταση
P	641	34	483	27	443	25
SSP1-2.6	483	27	335	23	-	-
SSP-5-8.5	443	25	-	-	263	21

Μέσω των παραπάνω στοιχείων και όπως εμφανίζεται στον *Χάρτη 5.10* εντοπίζονται περιοχές γύρω από κέντρα κατανομής οι οποίες προσδίδουν ευελιξία μετακίνησης λόγω ενός μεγάλου αριθμού διαδρομών με μικρό κόστος (πράσινο ορθογώνιο στον *Χάρτη 5.10*) καθώς και αντίστοιχα απομονωμένες περιοχές με περιορισμένες διαδρομές και στις περισσότερες περιπτώσεις ιδιαίτερα κοστοβόρες (κόκκινα ορθογώνια στον *Χάρτη 5.10*).

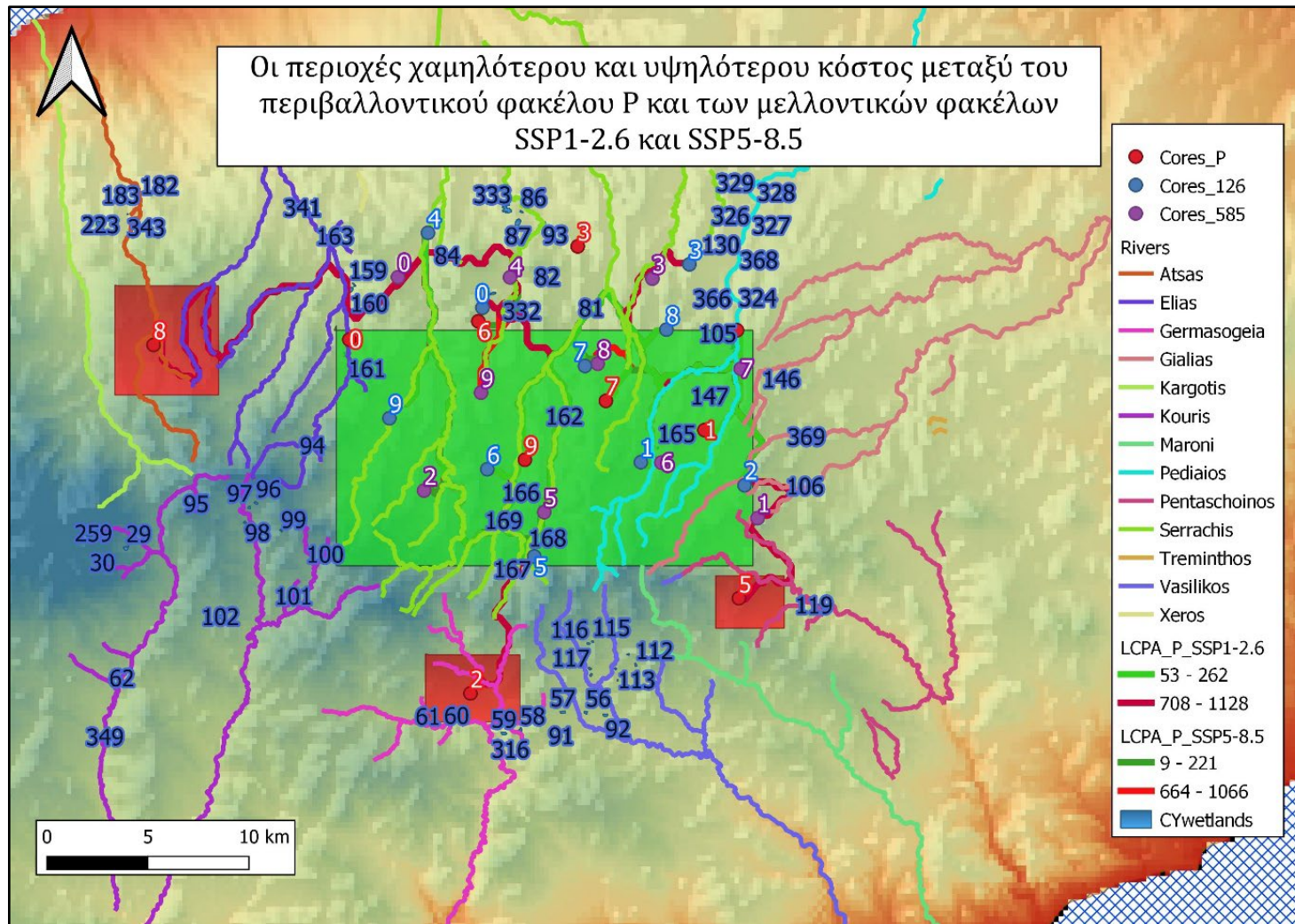
Οι τρεις σημαντικότερες περιοχές οι οποίες βρίσκονται υπό τον κίνδυνο απομόνωσης σε περίπτωση υποβάθμισης των οικολογικών διαδρόμων οι οποίοι τις συνδέουν άλλα κέντρα κατανομής αντιστοιχούν:

A) Στο κέντρο 8 του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P. Οι περιοχές τις οποίες αφορά είναι οι ποταμοί Άτσας και Ηλίας στην Κοιλιάδα της Σολέας.

B) Στο κέντρο 2 του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P. Οι περιοχές τις οποίες αφορά είναι το κομμάτι του ποταμού Γερμασόγειας το οποίο βρίσκεται στην περιοχή του Τροόδους καθώς και οι διάφορες υδατοδεξαμενές στην περιοχή του Αράπακα.

Γ) Στο κέντρο 5 του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P. Οι περιοχές τις οποίες αφορά είναι ο ποταμός Πεντάσχοινος, η μεγάλη υδατοδεξαμενή στα Λεύκαρα και η ευρύτερη περιοχή της Βαβατσινιάς.

Ο πιθανός πληθυσμός του είδους υπό μελέτη στα παραπάνω κέντρο και τις γύρω τους περιοχές, λόγω της απομακρυσμένης θέσης τους και των περιορισμένων επιλογών διαδρομών για την σύνδεση τους τόσο με άλλα κέντρα του παροντικού φακέλου P όσο και με τα κέντρα των μελλοντικών φακέλων SSP1-2.5 και SSP5-8.5, βρίσκεται σε κίνδυνο υποβάθμισης. Σε περίπτωση κατακερματισμού του τοπικού ενδιαιτήματος στο εύρος των τριών αυτών κέντρων, ο πληθυσμός δεν θα έχει τη δυνατότητα εναλλακτικού τρόπου μετακίνησης προς καλύτερα ενδιαιτήματα, που πιθανώς να οδηγήσει σε τοπικές εξαφανίσεις.



Χάρτης 5.10: Τα κέντρα του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P οι οποίοι συνδέονται με κέντρα των μελλοντικών φακέλων SSP1-2.5 και SSP5-8.5 μέσω διαδρομών με σχετικά μικρό κόστος (μέσα στο πράσινο ορθογώνιο) και οι παροντικοί πυρήνες 8, 2 και 5 οι οποίοι συνδέονται μέσω των πιο κοστοβόρων διαδρομών με αυτούς των μελλοντικών μοντέλων (μέσα στα κόκκινα ορθογώνια).

5.2 Περιορισμοί της μελέτης

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή καλύπτει ένα μεγάλο εύρος ερευνητικών ερωτήσεων και κάνει χρήση πολλών και διαφορετικών κομματιών μεθοδολογίας για την όσο πιο πληρέστερη μελέτη της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τρούδους. Παρ' όλα αυτά, στην προσπάθεια ικανοποιητικής απάντησης όλων των ερευνητικών ερωτημάτων σε συνδυασμό με τις περιορισμένες υπάρχουσες πληροφορίες για το είδος και την κατανομή του, καθώς και με τους χρονικούς περιορισμούς τέθηκαν κάποιοι περιορισμοί κατά την συγγραφή της εργασίας.

Χρονικοί περιορισμοί

Λόγω της φύσης της παρούσας εργασίας ως μεταπτυχιακή διατριβή η οποία έπρεπε να ολοκληρωθεί μέσα σε συγκεκριμένο χρονικό διάστημα υπήρξαν κάποιοι περιορισμοί στην μεθοδολογία και την λήψη αποτελεσμάτων, καθώς περισσότερος διαθέσιμος χρόνος θα επέτρεπε την δοκιμή περισσότερων αλγορίθμων, καθώς και μοντέλων μελλοντικών προβλέψεων για διαφορετικά χρονολογικά σετ εκτός του 2070-2100. Λόγω του χρονικού πλαισίου, έγινε επιλογή μόνο των καλύτερων δεδομένων των μοντέλων κατανομής ειδών για τη δημιουργία της ανάλυσης ελαχίστου κόστους έναντι της πιθανότητας ελέγχου όλων των δεδομένων σε μοντέλα Ensemble ή μεμονωμένα.

Βιβλιογραφικοί περιορισμοί

Το Κυπριακό νερόφιδο αποτελεί ένα ενδημικό υποείδος της Κύπρου για το οποίο υπάρχει ελάχιστη και σε πολλές περιπτώσεις απαρχαιωμένη βιβλιογραφία. Ακόμα και στο γενικότερο επίπεδο μελέτης της κατανομής ερπετών με κρυπτική συμπεριφορά ή/και ελάχιστες επιβεβαιωμένες θέσεις κατανομής, οι διαθέσιμες έρευνες είναι λίγες σε αριθμό. Ταυτόχρονα, η μεθοδολογία η οποία παρουσιάστηκε έχει χρησιμοποιηθεί μερικώς σε άλλες έρευνες, αλλά όχι στο σύνολο της, για την μελέτη της κατανομής και των οικολογικών διαδρόμων ενός είδους σε μια συγκεκριμένη περιοχή τόσο ολοκληρωμένα. Συνεπώς, η έλλειψη βιβλιογραφίας για πολλά θεωρητικά και τεχνικά

επίπεδα της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής κατέστησαν την αξιολόγηση και σύγκριση των αποτελεσμάτων δύσκολη.

Γνωστές θέσεις του είδους

Τα μοντέλα τα οποία δημιουργήθηκαν και αποτέλεσαν κύρια αποτελέσματα αλλά και τη βάση της υπόλοιπης μεθοδολογίας στηρίχθηκαν σε 35 επιβεβαιωμένα δεδομένα θέσεις τα οποία συλλέχθηκαν κατά το 2020 και το 2021 μέσω εργασιών πεδίου και εθελοντών. Οι θέσεις αυτές, παρά το ότι είναι στον μεγαλύτερο αριθμό τους εκτός της προηγούμενως γνωστής κατανομής του είδους, το οποίο αποτελεί ιδιαίτερα σημαντικό εύρημα, είναι επίσης συγκεντρωμένες στην ανατολική πλευρά της οροσειράς του Τροόδους. Ως συνέπεια αυτού, τα μοντέλα κατανομής επίσης εμφάνισαν έντονα αποτελέσματα σε αυτή την περιοχή. Γνωρίζοντας ότι προηγούμενες έρευνες υποτίμησαν σημαντικά την κατανομή του είδους εξετάζοντας μόνο τις γνωστές περιοχές, είναι ένα λάθος το οποίο δεν πρέπει να επαναληφθεί. Θα ήταν ιδανικό λοιπόν να ήταν διαθέσιμες περισσότερες θέσεις του είδους οι οποίες να καλύπτουν μεγαλύτερο εύρος στην περιοχή του Τροόδους.

Έλλειψη μελλοντικών βιοφυσικών δεδομένων

Για σκοπούς σύγκρισης μεταξύ των παροντικών και των μελλοντικών μοντέλων έγινε χρήση δεδομένων τα οποία α) είτε ήταν διαθέσιμα και για το μέλλον είτε β) υπήρξε πρόβλεψη ότι δεν θα αλλάξουν σημαντικά μέσα στα επόμενα 50-80 χρόνια. Λόγω της έλλειψης μελλοντικών βιοφυσικών δεδομένων για το νησί της Κύπρου (π.χ. NDVI, CLC, κ.α.) οι επιλογές εισαγόμενων δεδομένων για τους σκοπούς αξιόπιστης σύγκρισης μοντέλων, κατανομών και οικολογικών διαδρόμων ήταν περιορισμένες. Η διαθεσιμότητα μελλοντικών βιοφυσικών δεδομένων θα έδινε την δυνατότητα εμπλουτισμού της έρευνας, λήψης περισσότερων δεδομένων για τα στοιχεία τα οποία επηρεάζουν το είδος προς μελέτη καθώς και θα μπορούσαν να συνδυαστούν με τους βιοκλιματικούς φακέλους για πιο αξιόπιστη απόδοση των μοντέλων.

5.3 Συμπεράσματα

Το Κυπριακό νερόφιδο είναι ένα σημαντικό ενδημικό υποείδος το οποίο χρήζει προστασίας και ορθής διατήρησης. Έναυσμα και βάση της παρούσας μελέτης αποτέλεσαν οι νέες θέσεις κατανομής του είδους οι οποίες έγιναν γνωστές μέσω εργασιών πεδίου και αναφορών εθελοντών κατά το 2020 και 2021, και υποδεικνύουν πολύ ευρύτερη κατανομή του είδους πέρα των προηγουμένως γνωστών περιοχών.

Η παρούσα διπλωματική εργασία αποτελεί την πρώτη προσπάθεια μελέτης της κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους καθώς και της επίδραση της κλιματικής αλλαγής στην κατανομή αυτή μέσα από τη χρήση μοντέλων. Παράλληλα έγινε αξιοποίηση μοντέλων πρόγνωσης διαδρομών ελαχίστου κόστους με σκοπό τον εντοπισμό των βέλτιστων διαδρομών διασποράς του είδους στην οροσειρά του Τροόδους ως απόκριση στις τρέχουσες πιέσεις αλλά και στην κλιματική αλλαγή.

Στο πλαίσιο της παρούσας μεταπτυχιακής εργασίας έγινε εξέταση των ακόλουθων ερευνητικών υποθέσεων:

A) Η κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους ξεπερνά την μέχρι πρότινος γνωστή

B) Η κλιματική αλλαγή αναμένεται να επηρεάσει την κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου στην οροσειρά του Τροόδους οδηγώντας τους πληθυσμούς σε περιοχές μεγαλύτερου υψομέτρου

Γ) Τα γραμμικά ποτάμια οικοσυστήματα στην οροσειρά του Τροόδους παρέχουν επαρκή συνδεσιμότητα μεταξύ των κέντρων κατανομής τους είδους

Μέσω χρήσης της ανάλογης μεθοδολογίας έγινε τεκμηρίωση και αποδοχή και των τριών ερευνητικών υποθέσεων.

Τα αποτελέσματα της μελέτης ανάδειξαν τα εξής συμπεράσματα:

- Κατανομή τους είδους σημαντικά μεγαλύτερη από ότι είχε αρχικά εκτιμηθεί.
- Παρουσία μεγάλου αριθμού πιθανών θέσεων κατανομής, όπου το είδος μπορεί να διατηρεί πληθυσμούς, οι οποίοι χρήζουν επιτόπιας επίσκεψης και αξιολόγησης.

- Άτομα του είδους μπορούν να βρεθούν δυνητικά σε αποστάσεις μέχρι και 2Km μακριά από τους κεντρικούς ποταμούς.
- Σύνδεση της κατανομής του είδους με βιοκλιματικά και βιοφυσικά στοιχεία του περιβάλλοντος, εμπλουτίζοντας την υπάρχουσα γνώση για τα προτιμώμενα ενδιαίτηματα του Κυπριακού νερόφιδου.
- Σύμφωνα με την αξιολόγηση του μοντέλου καταλληλότητας ενδιαίτηματος τα γραμμικά ποτάμια οικοσυστήματα φαίνεται να συνδέονται περισσότερο με την κατανομή του είδους στο Τρόδος έναντι των μεγάλων υδροβιοτόπων.
- Η βροχόπτωση αποτελεί από τους σημαντικότερους παράγοντες για το είδος, με βέλτιστες τιμές της ετησίως στο εύρος των 80-90 mm.
- Η μετακίνηση και η διασπορά των πληθυσμών μεταξύ των πυρήνων κατανομής επιτελείται κυρίως ακολουθώντας τη γεωμορφολογία του εδάφους που χαράσσουν τα ποτάμια της περιοχής.
- Πολλές από τις παροντικές θέσεις κατανομής του είδους θα μετακινηθούν ελάχιστα στο μέλλον, με αποτέλεσμα την πρόβλεψη κάποιων σταθερών τοποθεσιών κατανομής μέχρι το 2100, ανεξαρτήτως σεναρίου κλιματικής αλλαγής.
- Το είδος θα επηρεαστεί από την κλιματική αλλαγή. Θα υπάρξει μείωση της κατανομής του, πιθανόν άνω του 50%, και τάσεις μετακίνησης προς μεγαλύτερα υψόμετρα και βορειότερες τοποθεσίες.
- Οι υφιστάμενοι διάδρομοι εντός των γραμμικών συστημάτων μπορούν να διασφαλίσουν την μετακίνηση του είδους ως απόκρισή στην κλιματική αλλαγή για το μεγαλύτερο μέρος των περιοχών κατανομής.
- Ακόμα και στο χείριστο σενάριο κλιματικής αλλαγής, τα οικοσυστήματα του Τρόδους έχουν την ικανότητα να διασφαλίσουν την επιβίωση μεγάλου μέρους του πληθυσμού του είδους στην περιοχή.
- Υπάρχουν συγκεκριμένες περιοχές οι οποίες παρουσιάζουν μειωμένη συνδεσιμότητα και συνεπώς ο εκεί πληθυσμός είναι ιδιαίτερα ευάλωτος λόγω δυσκολίας μετακίνησης προς πιο κατάλληλα ενδιαίτηματα.
- Υποδεικνύονται συγκεκριμένοι ποταμοί και οι γύρω τους περιοχές, οι οποίες πρέπει να αξιολογηθούν και να προστατευτούν με σκοπό τη διατήρηση οικολογικών διαδρομών μεταξύ των πυρήνων κατανομής του Κυπριακού νερόφιδου.

Ιστορικά η κατανομή του Κυπριακού νερόφιδου δεν είναι επαρκώς μελετημένη για την αξιόπιστη σύγκριση των παρελθοντικών δεδομένων παρουσίας του είδους με αυτά τα οποία εξήχθησαν από τα μοντέλα της παρούσας διατριβής. Τις τελευταίες τρεις δεκαετίες έχουν γίνει αναφορές από την Blosat (2002, 2005, 2008) και τους Baier and Wiedl (2010) σε παρατηρούμενη μείωση του πληθυσμού του είδους, αλλά κρίνοντας από τα τελευταία δεδομένα της μελέτης των Zotos, et al., του 2021, αυτές οι αναφορές πιθανόν δεν αποτελούν αξιόπιστο μέτρο σύγκρισης.

Έρευνες σε άλλα είδη του γένους *Natrix* στην Ευρώπη δείχνουν μείωση της παροντικής κατανομής τους κατά 37% μέχρι το 2080 για τα πιο θετικά σενάρια κλιματικής αλλαγής (SSP 2–4.5 του CMIP6). (Michailidou, Lazarina and Sgardelis, 2021), το οποίο υποδηλώνει, ανεξαρτήτως του μεγέθους του πληθυσμού, την ανάγκη μελέτης και προστασίας των ειδών *Natrix*.

Η μελέτη του Κυπριακού νερόφιδου είναι ακόμα σε ένα πολύ πρωταρχικό στάδιο, αλλά μέσω της παρούσας μεταπτυχιακής διατριβής εξετάστηκε ένα ευρύ φάσμα παραμέτρων οι οποίες συνδέονται και επηρεάζουν το κυπριακό νερόφιδο, θέτοντας μια αξιόλογη βάση για μελλοντικές έρευνες.

Δόθηκαν επίσης απαντήσεις σε καίριους προβληματισμούς αναφορικά με την επίπτωση της κλιματικής αλλαγής στο είδος και την μετακίνηση των πληθυσμών του στην οροσειρά του Τροόδους. Παράλληλα έγινε διατύπωση προβληματισμών και εισηγήσεων σε θέματα που άπτονται επιπρόσθετης έρευνας ή και θέματα που αφορούν διαχειριστικές πρακτικές και μέτρα.

Ευελπιστούμε πως τα νέα στοιχεία τα οποία πηγάζουν από τα αποτελέσματα της εργασίας αυτής θα τύχουν αξιοποίησης από τους αρμόδιους φορείς συμβάλλοντας στο δύσκολο έργο της παρακολούθησης, διατήρησης και διαχείρισης των ευαίσθητων πληθυσμών του Κυπριακού νερόφιδου στο νησί.



Φωτογραφία 6.1: Το Κυπριακό νερόφιδο [© Konstantinos Perikleous].

5.4 Εισηγήσεις

5.4.1 Εφαρμογές μεθοδολογίας

Τα επιμέρους κομμάτια της μεθοδολογίας τα οποία παρουσιάζονται στην παρούσα διατριβή είναι μέθοδοι οι οποίες χρησιμοποιούνται ευρέως στην ζωολογική και οικολογική έρευνα. Παρ' όλα αυτά, ο συνδυασμός τους μπορεί να αποτελέσει μια καλή βάση μελέτης της κατανομής ενός είδους με μικρό αριθμό γνωστών θέσεων, λαμβάνοντας υπόψη παροντικά και μελλοντικά δεδομένα και συμβάλλοντας στη λήψη διαχειριστικών μέτρων σε βάθος χρόνου.

5.4.2 Περεταίρω εργασία πεδίου

Σύμφωνα με τους στατιστικούς ελέγχους που διενεργήθηκαν για την αξιολόγηση των αποτελεσμάτων, αυτά είναι αρκετά αξιόπιστα. Είναι όμως σημαντική η εργασία πεδίου στις περιοχές οι οποίες αναδύθηκαν ως τοποθεσίες ενδιαφέροντος και υψηλών πιθανοτήτων κατανομής, με στόχο την επιβεβαίωση των αποτελεσμάτων και την αξιολόγηση του πληθυσμού (αριθμός ατόμων, ηλικιακές ομάδες, φύλο, κ.α.). Η ενημέρωση του κοινού για την αναγνώριση του Κυπριακού νερόφιδου ως μη επικίνδυνου και προστατευόμενο είδος μπορεί να συμβάλει περεταίρω μέσω αναγνώρισης θέσεων κατανομής από πολίτες και εθελοντές επιστήμονες.

Επιπρόσθετα είναι σημαντική η καταγραφή των γραμμικών ποτάμιων συστημάτων και των υδροβιοτόπων στην περιοχή μελέτης οι οποίοι διατηρούν σταθερούς πληθυσμούς βατράχων και συνεπώς μπορούν να αποτελέσουν δυνητικά ενδιαιτήματα για το Κυπριακό νερόφιδο.

5.4.3 Επανάληψη της παρούσας μελέτης

Η παρούσα μελέτη στόχευσε στην καλύτερη δυνατή χρήση των υπάρχοντων επιβεβαιωμένων στοιχείων για το Κυπριακό νερόφιδο. Οι 35 θέσεις κατανομής οι οποίες

χρησιμοποιήθηκαν για τη δημιουργία των μοντέλων ήταν αρκετές για τη λήψη στατιστικά αξιόπιστων αποτελεσμάτων, αλλά ταυτόχρονα περιορίζονταν μόνο στην ανατολική πλευρά της περιοχής του Τροόδους.

Επανάληψη της μεθοδολογίας η οποία παρουσιάζεται με περισσότερες σε αριθμό και ευρύτερες σε κατανομή θέσεις θα αποδώσει πολύ εκτενέστερα αποτελέσματα. Για το λόγο αυτό, προτείνεται μέσα στα επόμενα έτη και με προϋπόθεση τον εμπλουτισμό των επιβεβαιωμένων θέσεων εμφάνισης του είδους, να επαναληφθεί η παρούσα μελέτη.

5.4.4 Λήψη μέτρων

Το Κυπριακό νερόφιδο, ως είδος εξαρτώμενο από την παρουσία νερού, με κατανομή σε περιοχές οι οποίες προβλέπεται να πλήττουν από μεγάλες περιόδους ξηρασίας τις επόμενες δεκαετίες, κινδυνεύει με σοβαρή μείωση του πληθυσμού του. Για το λόγο αυτό είναι καίρια η κινητοποίηση των αρμόδιων αρχών για τη διαχείριση και την προστασία των περιοχών ενδιαφέροντος οι οποίες καταγράφονται στην παρούσα μελέτη και μπορούν να εξακριβωθούν ως ενδιαιτήματα του είδους μέσω εργασιών πεδίου. Επιπρόσθετα, μέσω των νέων δεδομένων κατανομής είναι σημαντική η επαναξιολόγηση των περιοχών Natura 2000 οι οποίες έχουν σχεδιαστεί με στόχο την προστασία του Κυπριακού νερόφιδου.

Συγκεκριμένα μέσω την μελέτης οικολογικών διαδρομών έγινε υπόδειξη τριών περιοχών οι οποίες λόγω πιο αδύναμης οικολογικής συνδεσιμότητας πρέπει να αξιολογηθούν για την παρουσία του είδους υπό μελέτη και σε συνέχεια να ληφθούν μέτρα προστασίας και διατήρησης τους, με έμφαση στις οικολογικές διαδρομές προς τα υπόλοιπα κέντρα κατανομής του είδους.

Αυτές οι περιοχές είναι:

A) οι ποταμοί Ατσάς και Ηλίας στην Κοιλιάδα της Σολέας,

B) Ο ποταμός της Γερμασόγειας και οι υδατοδεξαμενές στην περιοχή του Αρακαπά και

Γ) Ο ποταμός Πεντάσχοινος και η υδατοδεξαμενή ευρύτερη περιοχή των Λεύκαρων και της Βαβατσινιάς.

Κεφάλαιο 6

Βιβλιογραφία

- Achille, G. (2015). Information Sheets. In *Snakes of Italy: Herpetological Treatise on the Biology and Iconography of Italian Ophidians* (pp. 74–137). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-14106-0_11
- Aguilar, A., Douglas, R., Gordon, E., Baumsteiger, J., & Goldsworthy, M. (2013). Elevated Genetic Structure in the Coastal Tailed Frog (*Ascaphus truei*) in Managed Redwood Forests. *The Journal of Heredity*, *104*. <https://doi.org/10.1093/jhered/ess138>
- Alberti, G. (2019). *movecost: An R package for calculating accumulated slope-dependent anisotropic cost-surfaces and least-cost paths*. <https://doi.org/10.1016/j.softx.2019.100331>
- Ali, E., Cramer, W., Carnicer, J., Georgopoulou, E., Hilmi, N.J.M., Le Cozannet, G., & Lionello, P. (2022). Cross-Chapter Paper 4: Mediterranean Region Supplementary Material. In -O Pörtner, H., D. C. Roberts, M. Tignor, E. S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, & B. Rama (Eds.), *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, *43*(6), 1223–1232. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Anadón, J., Giménez, A., Graciá, E., Pérez Ibarra, I., Ferrández, M., FAHD, S., El Mouden, E. H., Kalbousi, M., Jdeidi, T., Larbes, S., Rouag, R., Slimani, T., Znari, M., & Fritz, U. (2012). Distribution of *Testudo graeca* in the western Mediterranean according to climatic factors. *Amphibia-Reptilia*, *33*, 285–296. <https://doi.org/10.1163/156853812X643710>
- Araújo, M. B., & Luoto, M. (2007). The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, *16*(6), 743–753. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00359.x>
- Araújo, M., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *TREE*, *22*, 42–47.
- Araújo, M., & Peterson, A. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope models. *Ecology*, *93*, 1527–1539. <https://doi.org/10.2307/23225219>
- Asztalos, M., Schultze, N., Ihlow, F., Geniez, P., Berroneau, M., Delmas, C., Guiller, G., Legentilhomme, J., Kindler, C., & Fritz, U. (2020). How often do they do it? An in-depth analysis of the hybrid zone of two grass snake species (*Natrix astreptophora* and *Natrix helvetica*). *Biological Journal of the Linnean Society*, *131*(4), 756–773. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blaa152>
- Ayres, C. (2012). Scavenging in the genus *Natrix*. *Acta Herpetologica*, *7*. https://doi.org/10.13128/Acta_Herpetol-10447
- Bagli, S., Geneletti, D., & Orsi, F. (2011). Routing of power lines through least-cost path analysis and multicriteria evaluation to minimise environmental impacts. *Environmental Impact Assessment Review*, *31*, 234–239. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2010.10.003>
- Baier, F., Nicolaou, H., & Rödder, D. (2014). A species distribution model for the endemic Cyprus whip snake (*Hierophis cypriensis*) is consistent with a transient period of isolated evolution in the Troodos Range. *Herpetological Journal*, *24*, 175–181.
- Baier, F., Sparrow, D., & Wiedl, H.-J. (2013). *The Amphibians and Reptiles of Cyprus*. Edition Chimaira.

- Baier, F., & Wiedl, H.-J. (2010). The re-evaluated conservation status of the mountain populations of the highly endangered Cyprus grass snake, *Natrix natrix cypriaca* (Hecht, 1930), with miscellaneous natural history notes. *Salamandra*, *46*, 16–23.
- Balbi, M., Croci, S., Petit, E., Butet, A., Georges, R., Madec, L., Caudal, J., & Ernoult, A. (2020). Least-cost path analysis for urban greenways planning: A test with moths and birds across two habitats and two cities. *Journal of Applied Ecology*, *58*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13800>
- Beier, P., Majka, D., & Newell, S. (2009). Uncertainty Analysis of Least-Cost Modeling for Designing Wildlife Linkages. *Ecological Applications : A Publication of the Ecological Society of America*, *19*, 2067–2077. <https://doi.org/10.1890/08-1898.1>
- Bini, L., Diniz-Filho, J. A., Rangel, T., Bastos, R., & Pinto, M. (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, *12*, 475–482. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00286.x>
- Blosat, B. (1998). *Morphologie, Aut-und Populationsökologie einer Reliktpopulation der zypriotischen Ringelnatter, Natrix natrix cypriaca (Hecht, 1930)*. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- Blosat, B. (2002). *Study for the Conservation and Protection of the Cypriot Grass Snake (Natrix natrix cypriaca). Field Research and Management Suggestions, final report*.
- Blosat, B. (2005). *Establishing a captive-breeding program for the endangered Cypriot Grass Snake (Natrix natrix cypriaca) - Final report*.
- Blosat, B. (2008). Population status, threats and protection of the Grass snake *Natrix natrix cypriaca* (Hecht, 1930) on Cyprus. *Mertensiella*, *17*, 246–271.
- Booth, T., Nix, H., Busby, J., & Hutchinson, M. F. (2014). BIOCLIM: the first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current MAXENT studies. *Diversity and Distributions*, *20*. <https://doi.org/10.1111/ddi.12144>
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, *45*(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Breiner, F., Guisan, A., Bergamini, A., & Nobis, M. (2015). Overcoming limitations of modelling rare species by using ensembles of small models. *Methods in Ecology and Evolution*, *6*, 1210–1218. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12403>
- Brito, J., Carretero, M., Larbes, S., Harris, D., & Kaliontzopoulou, A. (2008). Modelling the partially unknown distribution of wall lizards (Podarcis) in North Africa: Ecological affinities, potential areas of occurrence, and methodological constraints. *Canadian Journal of Zoology*, *86*, 992–1001. <https://doi.org/10.1139/Z08-078>
- Brown, J., & Yoder, A. (2015). Shifting ranges and conservation challenges for lemurs in the face of climate change. *Ecology and Evolution*, *5*. <https://doi.org/10.1002/ece3.1418>
- Bunn, A., Urban, D., & Keitt, T. (2000). Landscape Connectivity: A Conservation Application of Graph Theory. *Journal of Environmental Management*, *59*, 265–278. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0373>
- Campos, J. C., Rodrigues, S., Freitas, T., Santos, J. A., Honrado, J. P., & Regos, A. (2021). Climatic variables and ecological modelling data for birds, amphibians and reptiles in the Transboundary Biosphere Reserve of Meseta Ibérica (Portugal-Spain). *Biodiversity Data Journal*, *9*, e66509–e66509. <https://doi.org/10.3897/BDJ.9.e66509>
- Carpenter, G., Gillison, A., & Winter, J. (1993). DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*, *2*, 667–680. <https://doi.org/10.1007/BF00051966>
- Carvalho, S., Brito, J., Crespo, E., Watts, M., & Possingham, H. (2011). Conservation planning under climate change: Toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. *Biological Conservation*, *144*, 2020–2030. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.04.024>
- Carvalho, S., Brito, J., Pressey, R., Crespo, E., & Possingham, H. (2010). Simulating the effects of using different types of species distribution data in reserve selection. *Biological Conservation*, *143*, 426–438. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.010>

- Catchpole, R. D. J. (2016). Connectivity, Networks, Cores and Corridors. In S. J. Carver & S. Fritz (Eds.), *Mapping Wilderness: Concepts, Techniques and Applications* (pp. 35–54). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-7399-7_3
- CBD. (2022). *Convention on Biological Diversity*. <https://www.cbd.int/>
- CBD, U. N. (1992). United Nations Convention on Biological Diversity. *Abgerufen Am*, 5, 17.
- Centor, R. M., & Schwartz, J. S. (1985). An Evaluation of Methods for Estimating the Area Under the Receiver Operating Characteristic (ROC) Curve. *Medical Decision Making*, 5(2), 149–156. <https://doi.org/10.1177/0272989X8500500204>
- Cha, Y., Shin, J., Go, B., Lee, D.-S., Kim, Y., Kim, T., & Park, Y.-S. (2021). An interpretable machine learning method for supporting ecosystem management: Application to species distribution models of freshwater macroinvertebrates. *Journal of Environmental Management*, 291, 112719. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112719>
- Choe, H., Chi, J., & Thorne, J. H. (2021). Mapping Potential Plant Species Richness over Large Areas with Deep Learning, MODIS, and Species Distribution Models. *Remote Sensing*, 13(13). <https://doi.org/10.3390/rs13132490>
- Clay, W. M. (1938). A synopsis of the North American water snakes of the genus *Natrix*. *Copeia*, 1938(4), 173–182.
- Cleridou, N., Benas, N., Matsoukas, C., Croke, B., & Vardavas, I. (2014). Water resources of Cyprus under changing climatic conditions: Modelling approach, validation and limitations. *Environmental Modelling and Software*, 60, 202–218. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.06.008>
- Commission, E. (2009). Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds. *Official Journal of the European Union*, 20, 7–25.
- Commission, E., for Environment, D.-G., & Sundseth, K. (2008). *Natura 2000 : protecting Europe's biodiversity* (S. Wegefelt (ed.)). European Commission. <https://doi.org/doi/10.2779/45963>
- Covarrubias, S., González, C., & Gutiérrez-Rodríguez, C. (2020). Effects of natural and anthropogenic features on functional connectivity of anurans: a review of landscape genetics studies in temperate, subtropical and tropical species. *Journal of Zoology*, 313. <https://doi.org/10.1111/jzo.12851>
- De'ath, G. (2007). Boosted Trees for Ecological Modeling and Prediction. *Ecology*, 88, 243–251. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[243:BTFFEMA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[243:BTFFEMA]2.0.CO;2)
- Delipetrou, P., Makhzoumi, J., Dimopoulos, P., & Georghiou, K. (2008). Cyprus. In I. Vogiatzakis, G. Pungetti, & A. M. Mannion (Eds.), *Mediterranean Island Landscapes: Natural and Cultural Approaches* (pp. 170–203). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5064-0_9
- Department of Environment Ministry of Agriculture Natural Resources and Environment. (2014). *Improving the conservation status of fauna species in Cyprus: From microhabitat restoration to landscape connectivity. Final Report*.
- Dilts, T., Weisberg, P., Leitner, P., Matocq, M., Inman, R., Nussear, K., & Esque, T. (2016). Multi-scale connectivity and graph theory highlight critical areas for conservation under climate change. *Ecological Applications*. <https://doi.org/10.1890/15-0925.1>
- Diniz-Filho, J. A. F., Loyola, R. D., Raia, P., Mooers, A. O., & Bini, L. M. (2013). Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(12), 689–695. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.09.003>
- Directive, H. (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union*, 206, 7–50.
- Dubos, N., Augros, S., Deso, G., Jean-Michel, P., Notter, J.-C., & Roesch, M. (2022). Here be dragons: important spatial uncertainty driven by climate data in forecasted distribution of an endangered insular reptile. *Animal Conservation*. <https://doi.org/10.1111/acv.12775>
- EEC. (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union*, 206, 7–50.
- EIONET. (2019). *Article 17 Reporting 2013 - 2018*.

- https://cdr.eionet.europa.eu/cy/eu/art17/envxw_f9q/overview
- El-Gabbas, A., Din, S., Zalat, S., & Gilbert, F. (2016). Conserving Egypt's reptiles under climate change. *Journal of Arid Environments*, 127, 211–221. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.12.007>
- Emerson, B., Borges, P., Cardoso, P., Convey, P., Dewaard, J., Economo, E., Gillespie, R., Kennedy, S., Krehenwinkel, H., Meier, R., Roderick, G., Strasberg, D., Thébaud, C., Traveset, A., Creedy, T., Meramveliotakis, E., Nogueras, V., Overcast, I., Morlon, H., & Andujar, C. (2022). *Collective and harmonised high throughput barcoding of insular arthropod biodiversity: toward a Genomic Observatories Network for islands*. <https://doi.org/10.22541/au.164840312.23663001/v1>
- Eratosthenis Geodatabase. (2010). *No Title*. <https://eservices.dls.moi.gov.cy>
- Erotokritou, E., & Vogiatzakis, I. (2019). Landscape linkages for the distribution of the endangered Hierophis cypriensis in Cyprus. *Ecologia Mediterranea*, 45, 2019. <https://doi.org/10.3406/ecmed.2019.2073>
- Escoriza, D. (2018). Patterns of occurrence of semi-aquatic reptiles in highly invaded Mediterranean rivers. *Neobiota*, 38. <https://doi.org/10.3897/neobiota.38.23940>
- European Commission. (2022). *Species distribution*. <https://inspire.ec.europa.eu/theme/sd>
- European Environment Agency. (2019a). *KOILADA POTAMOU MAROULLENAS*. <https://eunis.eea.europa.eu/sites/CY2000010>
- European Environment Agency. (2019b). *LIMNI PARALIMNIOU*. <https://eunis.eea.europa.eu/sites/CY3000008>
- European Environment Agency. (2019c). *MADARI - PAPOUTSA*. <https://eunis.eea.europa.eu/sites/CY2000005>
- European Environment Agency. (2019d). *Natrix natrix cypriaca (Hecht, 1930)*. <https://eunis.eea.europa.eu/species/196437>
- European Environment Agency. (2019e). *POTAMOS PERISTERONAS*. <https://eunis.eea.europa.eu/sites/CY2000011>
- Eyring, V., Bony, S., Meehl, G. A., Senior, C. A., Stevens, B., Stouffer, R. J., & Taylor, K. E. (2016). Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. *Geoscientific Model Development*, 9(5), 1937–1958. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-1937-2016>
- Fan, J., Heckman, N. E., & Wand, M. P. (1995). Local Polynomial Kernel Regression for Generalized Linear Models and Quasi-Likelihood Functions. *Journal of the American Statistical Association*, 90(429), 141–150. <https://doi.org/10.1080/01621459.1995.10476496>
- Flint, L., & Flint, A. (2012). Downscaling future climate scenarios to fine scales for hydrologic and ecologic modeling and analysis. *Ecological Complexity*, 1, 1. <https://doi.org/10.1186/2192-1709-1-2>
- Franklin, J. (2010). Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography: Moving beyond static species distribution models. *Diversity and Distributions*, 16, 321–330. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00641.x>
- Friedman, J. (1991). Multivariate Adaptive Regression Spline. *The Annals of Statistics*, 19. <https://doi.org/10.1214/aos/1176347973>
- Fritz, U., & Schmidler, J. (2020). The Fifth Labour of Heracles: Cleaning the Linnean stable of names for grass snakes (*Natrix astreptophora*, *N. helvetica*, *N. natrix sensu stricto*). *Vertebrate Zoology*, 70, 621–665. <https://doi.org/10.26049/VZ70-4-2020-07>
- Giannakopoulos, C., Hadjinicolaou, P., Kostopoulou, E., Varotsos, K. V., & Zerefos, C. (2010). Precipitation and temperature regime over Cyprus as a result of global climate change. *Advances in Geosciences*, 23, 17–24. <https://doi.org/10.5194/adgeo-23-17-2010>
- Giannakopoulos, Christos, Psiloglou, B., Lemesios, G., Xevgenos, D., Papadaskalopoulou, C., Karali, A., Varotsos, K. V., Zachariou-Dodou, M., Moustakas, K., Ioannou, K., Petrakis, M., & Loizidou, M. (2016). Climate change impacts, vulnerability and adaptive capacity of the electrical energy sector in Cyprus. *Regional Environmental Change*, 16(7), 1891–1904. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0885-z>
- Gibson, L., Barrett, B., & Burbidge, A. (2007). Dealing with uncertain absences in habitat modelling: A case study of a rare ground-dwelling parrot. *Diversity and Distributions*, 13, 704–713. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00365.x>
- Gillespie, G. R., Fukuda, Y., & McDonald, P. (2020). Using non-systematically collected data to evaluate the

- conservation status of elusive species: a case study on Australia's Oenpelli python. *Wildlife Research*, 47(2), 146–157. <https://doi.org/10.1071/WR19112>
- Guisan, A., Edwards, T., & Hastie, T. (2002). Generalized Linear and Generalized Additive Models in Studies of Species Distributions: Setting the Scene. *Ecological Modelling*, 157, 89–100. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00204-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1)
- Guisan, A., & Hofer, U. (2003). Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*, 30(8), 1233–1243. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00914.x>
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P., Tulloch, A., Regan, T., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T., Rhodes, J., Maggini, R., Setterfield, S., Elith, J., Schwartz, M., Wintle, B., Broennimann, O., Austin, M., & Buckley, Y. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16, 1424–1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Guisan, A., & Zimmermann, N. (2000). Guisan A, Zimmermann NE. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Gupta, S. Das. (1960). Point biserial correlation coefficient and its generalization. *Psychometrika*, 25(4), 393–408. <https://doi.org/10.1007/BF02289756>
- Gutjahr, O., Putrasahan, D., Lohmann, K., Jungclaus, J. H., von Storch, J.-S., Brüggemann, N., Haak, H., & Stössel, A. (2019). Max Planck Institute Earth System Model (MPI-ESM1.2) for the High-Resolution Model Intercomparison Project (HighResMIP). *Geoscientific Model Development*, 12(7), 3241–3281. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-3241-2019>
- Habel, J., Teucher, M., & Rödder, D. (2018). Mark-release-recapture meets Species Distribution Models: Identifying micro-habitats of grassland butterflies in agricultural landscapes. *PLOS ONE*, 13, e0207052. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207052>
- Hadjipanayiotou, C. (2021a). *CY2000010-KOILADA POTAMOU MAROULLENAS*. <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=CY2000010>
- Hadjipanayiotou, C. (2021b). *CY2000011- POTAMOS PERISTERONAS*. <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=CY2000011>
- Hadjisterkotis, E., Masala, B., & Reese, D. (2000). The origin and extinction of the large Pleistocene mammals of Cyprus. *Biogeographia*, 21. <https://doi.org/10.21426/B6110069>
- Harris, D. J., Carretero, M. A., Brito, J. C., Kaliontzopoulou, A., Pinho, C., Perera, A., Vasconcelos, R., Barata, M., Barbosa, D., & Carvalho, S. (2008). Data on the distribution of the terrestrial herpetofauna of Morocco: records from 2001-2006. *Herpetological Bulletin*, 103, 19–28.
- Hastie, T., Tibshirani, R., & Buja, A. (2000). Flexible Discriminant Analysis by Optimal Scoring. *Journal of the American Statistical Association*, 89. <https://doi.org/10.1080/01621459.1994.10476866>
- Hausfather, Z. (2019). *CMIP6: the next generation of climate models explained*. CarbonBrief. <https://www.carbonbrief.org/cmip6-the-next-generation-of-climate-models-explained>
- Hecht, G. (1930). *Systematik, Ausbreitungsgeschichte und Oekologie der europäischen Arten der Gattung Tropidonotus (Kuhl) H. Boie*. In Kommission bei R. Friedlander & Sons.
- Hijmans, R J, Phillips, S., Leathwick, J. R., & Elith, J. (2017). Dismo package for R, version 1.1-4. *Circles*, 9, 1–68. <http://www.rstudio.com/>
- Hijmans, Robert J. (2012). Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology*, 93(3), 679–688. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/11-0826.1>
- Hijmans, Robert J, & Elith, J. (2011). *Species distribution modeling with R*.
- Hijmans, Robert J, & Van Etten, J. (2019). *raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.0-7*. R package. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Hoveka, L., Bank, M., & Davies, J. (2022). Winners and losers in a changing climate: how will protected areas

- conserve red list species under climate change? *Diversity and Distributions*, 28. <https://doi.org/10.1111/ddi.13488>
- Humphries, C. J. (2001). Vicariance Biogeography. In S. A. Levin (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)* (Second Edi, pp. 342–351). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00149-0>
- IUCN. (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3*. <https://www.iucnredlist.org>
- Jarvie, S., & Svenning, J.-C. (2018). Using species distribution modelling to determine opportunities for trophic rewilding under future scenarios of climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 373, 20170446. <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0446>
- Ju, J., Kolaczyk, E., & Gopal, S. (2003). Gaussian mixture discriminant analysis and sub-pixel land cover characterization in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 84, 550–560. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00172-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00172-4)
- Kaky, E., Nolan, V., Alatawi, A., & Gilbert, F. (2020). A comparison between Ensemble and MaxEnt species distribution modelling approaches for conservation: A case study with Egyptian medicinal plants. *Ecological Informatics*, 101150, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101150>
- Kalboussi, M., & Hammadi, A. (2016). Modelling the spatial distribution of snake species in northwestern Tunisia using Maximum entropy (Maxent) and Geographic Information System (GIS). *Journal of Forestry Research*. <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0436-1>
- Kalboussi, M., & Hammadi, A. (2018). Modelling the spatial distribution of snake species in northwestern Tunisia using Maximum entropy (Maxent) and Geographic Information System (GIS). *Journal of Forestry Research*. <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0436-1>
- Katzell, R. A., & Cureton, E. E. (1947). Biserial Correlation and Prediction. *The Journal of Psychology*, 24(2), 273–278. <https://doi.org/10.1080/00223980.1947.9917353>
- Keeley, A. T. H., Beier, P., & Gagnon, J. W. (2016). Estimating landscape resistance from habitat suitability: effects of data source and nonlinearities. *Landscape Ecology*, 31(9), 2151–2162. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0387-5>
- Khan, S., & Mohiuddin, K. (2018). Evaluating the parameters of ArcGIS and QGIS for GIS Applications. *Int. J. Adv. Res. Sci. Eng*, 7, 582–594.
- Khosravi, R., Hemami, M.-R., & Cushman, S. (2017). Multispecies assessment of core areas and connectivity of desert carnivores in central Iran. *Diversity and Distributions*, 24. <https://doi.org/10.1111/ddi.12672>
- Kindler, C., Böhme, W., Corti, C., Gvoždík, V., Jablonski, D., Jandzik, D., Metallinou, M., Siroký, P., & Fritz, U. (2013). Mitochondrial phylogeography, contact zones and taxonomy of grass snakes (*Natrix natrix*, *N. megaloccephala*). *Zoologica Scripta*, 42. <https://doi.org/10.1111/zsc.12018>
- Kindler, C., Chèvre, M., Ursenbacher, S., Böhme, W., Hille, A., Jablonski, D., Vamberger, M., & Fritz, U. (2017). Hybridization patterns in two contact zones of grass snakes reveal a new Central European snake species. *Scientific Reports*, 7, 7378. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-07847-9>
- Kindt, R. (2018). Ensemble species distribution modelling with transformed suitability values. *Environmental Modelling and Software*, 100, 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.009>
- Kleisner, K. M., Fogarty, M. J., McGee, S., Barnett, A., Fratantoni, P., Greene, J., Hare, J. A., Lucey, S. M., McGuire, C., Odell, J., Saba, V. S., Smith, L., Weaver, K. J., & Pinsky, M. L. (2016). The Effects of Sub-Regional Climate Velocity on the Distribution and Spatial Extent of Marine Species Assemblages. *PLOS ONE*, 11(2), 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149220>
- Kostopoulou, E., & Jones, P. D. (2005). Assessment of climate extremes in the Eastern Mediterranean. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 89(1), 69–85. <https://doi.org/10.1007/s00703-005-0122-2>
- Kotenko, T. I., Shaitan, S. V., Starkov, V. G., & Zinenko, O. I. (2011). The northern range limit of the dice snake (*Natrix tessellata*) in Ukraine and the Don River basin in Russia. *Mertensiella*, 18, 311–325.
- Lay, G., Engler, R., Franc, E., & Guisan, A. (2010). Prospective sampling based on model ensembles improves the detection of rare species. *Ecography*, 33, 1015–1027. <https://doi.org/10.2307/25790083>
- Leathwick, J. R., Elith, J., & Hastie, T. (2006). Comparative performance of generalized additive models and

- multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. *Ecological Modelling*, 199(2), 188–196. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.022>
- Leoni, J., Tanelli, M., Strada, S., & Berger-Wolf, T. (2020). Ethogram-based automatic wild animal monitoring through inertial sensors and GPS data. *Ecological Informatics*, 59, 101112. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101112>
- Leroy, B., Meynard, C., Bellard, C., & Courchamp, F. (2015). virtualspecies, an R package to generate virtual species distributions. *Ecography*, 39. <https://doi.org/10.1111/ecog.01388>
- Lertzman-Lepofsky, G., Kissel, A., Sinervo, B., & Palen, W. (2020). Water loss and temperature interact to compound amphibian vulnerability to climate change. *Global Change Biology*, 26. <https://doi.org/10.1111/gcb.15231>
- Lewis, J. (2021). Probabilistic Modelling for Incorporating Uncertainty in Least Cost Path Results: a Postdictive Roman Road Case Study. *Journal of Archaeological Method and Theory*, 28. <https://doi.org/10.1007/s10816-021-09522-w>
- Li, Y., Jiao, Y., & He, Q. (2011). Decreasing uncertainty in catch rate analyses using Delta-AdaBoost: An alternative approach in catch and bycatch analyses with high percentage of zeros. *Fisheries Research*, 107(1), 261–271. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.11.008>
- Liu, C., Newell, G., & White, M. (2019). The effect of sample size on the accuracy of species distribution models: considering both presences and pseudo-absences or background sites. *Ecography*, 42(3), 535–548. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ecog.03188>
- Loh, W.-Y. (2014). Fifty Years of Classification and Regression Trees. *International Statistical Review*, 82. <https://doi.org/10.1111/insr.12016>
- Löttker, P., Rummel, A., Traube, M., Stache, A., Šustr, P., Müller, J., & Heurich, M. (2009). New Possibilities of Observing Animal Behaviour from a Distance Using Activity Sensors in Gps-Collars: An Attempt to Calibrate Remotely Collected Activity Data with Direct Behavioural Observations in Red Deer *Cervus elaphus*. *Wildlife Biology*, 15(4), 425–434. <https://doi.org/10.2981/08-014>
- Macher, J.-N., Drakou, K., Papatheodoulou, A., van der hoorn, B., & Vasquez, M. (2020). The mitochondrial genomes of 11 aquatic macroinvertebrate species from Cyprus. *Metabarcoding and Metagenomics*, 4. <https://doi.org/10.3897/mbmg.4.58259>
- Malnate, E. V. (1960). Systematic division and evolution of the colubrid snake genus *Natrix*, with comments on the subfamily *Natricinae*. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 112, 41–71.
- Mankel, R. (1997). *ranger {a Pattern Recognition Algorithm for the HERA-B Main Tracking System}*.
- Manzoor, S., Griffiths, G., & Lukac, M. (2018). Species distribution model transferability and model grain size – finer may not always be better. *Scientific Reports*, 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-25437-1>
- Marmion, M., Saarimaa, M., Luoto, M., Heikkinen, R., & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity and Distributions - DIVERS DISTRIB*, 15, 59–69. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x>
- Martin, S., Lipps, G., & Gibbs, H. (2021). Pedigree-based assessment of recent population connectivity in a threatened rattlesnake. *Molecular Ecology Resources*, 21. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13383>
- Martínez-Monzón, A., Cuenca-Bescós, G., Bisbal-Chinesta, J. F., & Blain, H.-A. (2021). One million years of diversity shifts in amphibians and reptiles in a Mediterranean landscape: resilience rules the Quaternary. *Palaeontology*, 64. <https://doi.org/10.1111/pala.12547>
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2010). Effects of the number of presences on reliability and stability of MARS species distribution models: the importance of regional niche variation and ecological heterogeneity. *Journal of Vegetation Science*, 21(5), 908–922. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01198.x>
- Mayer, D. G., & Butler, D. G. (1993). Statistical validation. *Ecological Modelling*, 68(1), 21–32. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3800\(93\)90105-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3800(93)90105-2)
- McLachlan, G. J. (1999). Mahalanobis distance. *Resonance*, 4(6), 20–26.
- Merow, C., & Silander, J. (2013). A comparison of Maxlike and Maxent for modeling species distributions.

- Methods in Ecology and Evolution*, 5. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12152>
- Metzger, C., Ursenbacher, S., & Christe, P. (2009). Testing the competitive exclusion principle using various niche parameters in a native (*Natrix maura*) and an introduced (*N. tessellata*) colubrid. *Amphibia-Reptilia*, 30, 523–531. <https://doi.org/10.1163/156853809789647031>
- Michailidou, D.-E., Lazarina, M., & Sgardelis, S. P. (2021). Temperature and Prey Species Richness Drive the Broad-Scale Distribution of a Generalist Predator. *Diversity*, 13(4). <https://doi.org/10.3390/d13040169>
- Miller, J. (2010). Species Distribution Modeling. *Geography Compass*, 4, 490–509. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2010.00351.x>
- Monzón, J., & Moyer-Horner, L. (2011). Climate Change and Species Range Dynamics in Protected Areas. *BioScience*, 61, 752–761. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.10.5>
- Morrone, J. J. (2008). Endemism. In S. E. Jørgensen & B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of Ecology* (pp. 1254–1259). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00786-2>
- Müller, W. A., Jungclaus, J. H., Mauritsen, T., Baehr, J., Bittner, M., Budich, R., Bunzel, F., Esch, M., Ghosh, R., Haak, H., Ilyina, T., Kleine, T., Kornblueh, L., Li, H., Modali, K., Notz, D., Pohlmann, H., Roeckner, E., Stemmler, I., ... Marotzke, J. (2018). A Higher-resolution Version of the Max Planck Institute Earth System Model (MPI-ESM1.2-HR). *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 10(7), 1383–1413. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2017MS001217>
- Muthoni, F. K. (2010). *Modelling the spatial distribution of snake species under changing climate scenario in Spain*. University of Twente Faculty of Geo-Information and Earth Observation (ITC).
- Naimi, B., & Araújo, M. (2016). sdm: A reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography*, 39, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/ecog.01881>
- Noble, W. S. (2006). What is a support vector machine? *Nature Biotechnology*, 24(12), 1565–1567. <https://doi.org/10.1038/nbt1206-1565>
- Norén, M., & Åhlander, E. (2020). The taxonomic status of grass snake, *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758 (Squamata: Colubridae), with designation of a neotype. *Zootaxa*, 4853, 99–108. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4853.1.5>
- O'Brien, J. (2020). *rasterdt: Fast raster summary and manipulation. r package version 0.3. 1.*
- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (2010). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer Science & Business Media.
- Orr, M. (1996). *Introduction to Radial Basis Function Networks*.
- Padisák, J. (2009). The Phycogeography of Freshwater Algae. In G. E. Likens (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 219–223). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00256-8>
- Pantoja Cuadros, E. (2016). *Ecology of the viperine snake (Natrix maura) as invasive snake in Mallorca: A first approach*.
- Panzacchi, M., Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Kivimäki, I., St. Clair, C., Herfindal, I., & Boitani, L. (2015). Predicting the continuum between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. *The Journal of Animal Ecology*, 85. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12386>
- Papadopoulou, M. P., Charchousi, D., Spanoudaki, K., Karali, A., Varotsos, K. V., Giannakopoulos, C., Markou, M., & Loizidou, M. (2020). Agricultural Water Vulnerability under Climate Change in Cyprus. *Atmosphere*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/atmos11060648>
- Pérez-Andreu, V., Aparicio-Fernández, C., Martínez-Ibernón, A., & Vivancos, J.-L. (2018). Impact of climate change on heating and cooling energy demand in a residential building in a Mediterranean climate. *Energy*, 165, 63–74. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.09.015>
- Peterson, A., Soberón, J., Pearson, R., Anderson, R., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)*. <https://doi.org/10.23943/princeton/9780691136868.001.0001>
- Phillips, S., Anderson, R., & Schapire, R. (2013). Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecol Model* 19: 231-259. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

- Phillips, S., & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with MAXENT: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, *31*, 161–175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*(3), 231–259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pokrant, F., Kindler, C., Ivanov, M., Cheylan, M., Geniez, P., Böhme, W., & Fritz, U. (2016). Integrative taxonomy provides evidence for the species status of the Ibero-Maghrebian grass snake *Natrix astreptophora*. *Biological Journal of the Linnean Society*, *118*, 873–888. <https://doi.org/10.1111/bij.12782>
- Pörtner, H. O., Roberts, D. C., Adams, H., Adler, C., Aldunce, P., Ali, E., Begum, R. A., Betts, R., Kerr, R. B., & Biesbroek, R. (2022). *Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability*.
- Pupins, M. (2020). The grass snake *Natrix natrix* in the Natura 2000 territory (south-east Latvia): distribution and threats. *Редакционная Коллегия*, *95*.
- QGIS project. (2020). *Documentation for QGIS 3.10*. <https://docs.qgis.org/3.10/en/docs/>
- RepFocus. (2022). *Genus Natrix*. <http://www.repfocus.dk/Natrix.html>
- Rossmann, D. A., & Eberle, W. G. (1977). Partition of the genus *Natrix*, with preliminary observations on evolutionary trends in natricine snakes. *Herpetologica*, *34*–43.
- Rouag, R., & Benyacoub, S. (2006). Inventaire et écologie des reptiles du Parc national d’El Kala (Algérie). *Bull. Soc. Herp. Fr*, *117*, 25–40.
- Row, J., Blouin-Demers, G., & Lougheed, S. (2010). Habitat distribution influences dispersal and fine-scale genetic population structure of eastern foxsnakes (*Mintonius gloydi*) across a fragmented landscape. *Molecular Ecology*, *19*, 5157–5171. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04872.x>
- RStudio Team. (2020). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. <http://www.rstudio.com/>
- Sahlean, T., Papes, M., Strugariu, A., & Gherghel, I. (2020). Ecological corridors for the amphibians and reptiles in the Natura 2000 sites of Romania. *Scientific Reports*, *10*, 19464. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76596-z>
- Salas, E., Seamster, V., Harings, N., Boykin, K., Alvarez, G., & Dixon, K. (2017). Projected Future Bioclimate-Envelope Suitability for Reptile and Amphibian Species of Concern in South Central USA. *Herpetological Conservation and Biology*, *12*, 522–547.
- Sawyer, S., Epps, C., & Brashares, J. (2011). Placing linkages among fragmented habitats: Do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology*, *48*, 668–678. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x>
- Scali, S. (2011). Ecological Comparison of the Dice Snake (*Natrix tessellata*) and the Viperine Snake (*Natrix maura*) in Northern Italy. *Mertensiella*, *18*, 131–144.
- Schultze, N., Laufer, H., Kindler, C., & Fritz, U. (2019). Distribution and hybridisation of barred and common grass snakes (*Natrix helvetica*, *N. natrix*) in Baden-Württemberg, South-western Germany. *Herpetozoa*, *32*, 229–236. <https://doi.org/10.3897/herpetozoa.32.e38897>
- Schutz, A., & Driscoll, D. (2008). Common reptiles unaffected by connectivity or condition in a fragmented farming landscape. *Austral Ecology*, *33*, 641–652. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01830.x>
- Segura, C., Feriche, M., Pleguezuelos, J. M., & Santos, X. (2007). Specialist and generalist species in habitat use: implications for conservation assessment in snakes. *Journal of Natural History*, *41*(41–44), 2765–2774. <https://doi.org/10.1080/00222930701664203>
- Shabani, F., Kumar, L., & Ahmadi, M. (2018). Assessing Accuracy Methods of Species Distribution Models: AUC, Specificity, Sensitivity and the True Skill Statistic. *Global Journal of Human-Social Science: B Geography, Geo-Sciences, Environmental Science & Disaster Management*, *18*(1).
- Silva-Rocha, I., Salvi, D., Sillero, N., Mateo, J. A., & Carretero, M. A. (2015). Snakes on the Balearic Islands: An Invasion Tale with Implications for Native Biodiversity Conservation. *PLOS ONE*, *10*(4), 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121026>
- Simmons, A. H. (2000). *Faunal extinction in an island society: pygmy hippopotamus hunters of Cyprus*. Springer

- Souchet, J., Bossu, C., Darnet, E., Le Chevalier, H., Poignet, M., Trochet, A., Bertrand, R., Calvez, O., Martinez Silvestre, A., Mossoll-Torres, M., Guillaume, O., Clobert, J., Barthe, L., Pottier, G., Philippe, H., Gangloff, E., & Aubret, F. (2020). High temperatures limit developmental resilience to high-elevation hypoxia in the snake *Natrix maura* (Squamata: Colubridae). *Biological Journal of the Linnean Society*, *XX*, 1–18. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blaa182/6008093>
- Sousa-Silva, R., Alves, P., Honrado, J., & Lomba, Â. (2014). Improving the assessment and reporting on rare and endangered species through species distribution models. *Global Ecology and Conservation*, *2*, 226–237. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.09.011>
- Sparrow, D.J., Baier, F. (2016). Chapter 28: Reptilia. In Sparrow, D., J. & E. John (Eds.), *Wildlife of Cyprus* (pp. 645–693). Terra Cypria.
- Sparrow, D. J., & John, E. (2016). Climate (pages 9-11). In D. J. Sparrow & E. John (Eds.), *An introduction to the wildlife of Cyprus* (p. 895). Terra Cypria.
- Spear, S., Groves, J., Williams, L., & Waits, L. (2015). Using environmental DNA methods to improve detectability in a hellbender (*Cryptobranchus alleganiensis*) monitoring program. *Biological Conservation*, *183*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.016>
- Srivastava, V., Lafond, V., & Griess, V. (2019). Species distribution models (SDM): applications, benefits and challenges in invasive species management. *CAB Reviews Perspectives in Agriculture Veterinary Science Nutrition and Natural Resources*, *14*, 1–13. <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR201914020>
- Stewart, F., Darlington, S., Volpe, J., McAdie, M., & Fisher, J. (2019). Corridors best facilitate functional connectivity across a protected area network. *Scientific Reports*, *9*, 10852. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47067-x>
- Strobl, C., Malley, J., & Tutz, G. (2009). An Introduction to Recursive Partitioning: Rationale, Application, and Characteristics of Classification and Regression Trees, Bagging, and Random Forests. *Psychological Methods*, *14*, 323–348. <https://doi.org/10.1037/a0016973>
- suarez-seoane, S., de la Morena, E., Morales, M., Osborne, P., & de Juana, E. (2008). Maximum entropy niche-based modelling of seasonal changes in little bustard (*Tetrax tetrax*) distribution. *Ecological Modelling*, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.07.035>
- Taud, H., & Mas, J. (2018). *Multilayer Perceptron (MLP)* (pp. 451–455). https://doi.org/10.1007/978-3-319-60801-3_27
- The Miriam and Ira D. Wallach Division of Art, Prints and Photographs: Picture Collection, T. N. Y. P. L. (1883). Ringed snake, or grass snake -- *Tropidonotus natrix*. In *New York Public Library Digital Collections*. <https://digitalcollections.nypl.org/items/510d47e1-238a-a3d9-e040-e00a18064a99>
- The Miriam and Ira D. Wallach Division of Art, Prints and Photographs: Picture Collection, T. N. Y. P. L. (1985). Ringed snake, or grass snake -- *Tropidonotus natrix*. In *The New York Public Library Digital Collections*. <https://digitalcollections.nypl.org/items/510d47e1-2385-a3d9-e040-e00a18064a99>
- The Reptile Database. (2022). *Natrix natrix* (LINNAEUS, 1758). <https://reptile-database.reptarium.cz/species?genus=Natrix&species=natrix>
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., & Araújo, M. (2009). BIOMOD - A platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, *32*, 369–373. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>
- Thuiller, W., Richardson, D., Pyšek, P., Midgley, G., Hughes, G., & Rouget, M. (2005). Niche-based modeling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, *11*, 2234–2250. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001018.x>
- Tibshirani, R., Bien, J., Friedman, J., Hastie, T., Simon, N., Taylor, J., & Tibshirani, R. (2010). Strong rules for discarding predictors in Lasso-type problems. *Journal of the Royal Statistical Society Series B (Statistical Methodology)*, *74*. <https://doi.org/10.2307/41430939>
- Underwood, J., D'AGROSA, C., & Gerber, L. (2010). Identifying Conservation Areas on the Basis of Alternative Distribution Data Sets. *Conservation Biology*, *24*, 162–170. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01303.x>

- Unger F. (Franz), & Kotschy Theodor. (1865). *Die Insel Cypern, ihrer Physischen und Organischen Natur nach mit Rücksicht auf ihre frühere Geschichte.* Wien, W. Braumüller,., <https://www.biodiversitylibrary.org/item/124988>
- United Nations. (2022). *UN Biodiversity Conference (COP 15)*. <https://www.unep.org/events/conference/un-biodiversity-conference-cop-15>
- Vaissi, S., & Sharifi, M. (2021). The least-cost path analysis of landscape genetics identifies two dispersal routes for the threatened Kaiser's mountain newt (Caudata: Salamandridae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*. <https://doi.org/10.1111/JZS.12510>
- Valerio, F., Ferreira, E., Godinho, S., Pita, R., Mira, A., Fernandes, N., & Santos, S. (2020). Predicting Microhabitat Suitability for an Endangered Small Mammal Using Sentinel-2 Data. *Remote Sensing*, 12. <https://doi.org/10.3390/rs12030562>
- Villamarin, F., Moraes, L. J. C. L., Ferrara, C. R., Kaefer, I. L., Werneck, F. P., & de Fraga, R. (2021). Ecology and Conservation of Wetland Amphibians and Reptiles. In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00052-9>
- Villanueva, R. A., & Chen, Z. (2019). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis (2nd ed.). *Measurement: Interdisciplinary Research and Perspectives*, 17, 160–167. <https://doi.org/10.1080/15366367.2019.1565254>
- Wang, I., Savage, W., & Shaffer, H. (2009). Landscape genetics and least-cost path analysis reveal unexpected dispersal routes in the California tiger salamander (*Ambystoma californiense*). *Molecular Ecology*, 18, 1365–1374. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04122.x>
- Warren, D., Glor, R., & Turelli, M. (2010). ENMTools: A toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography*, 33, 607–611. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06142.x>
- Watts, K., Eycott, A., Handley, P., Ray, D., Humphrey, J., & Quine, C. (2010). Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: An approach based on generic focal species and least-cost networks. *Landscape Ecology*, 25, 1305–1318. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9507-9>
- Wen, L., Saintilan, N., Yang, X., Hunter, S., & Mawer, D. (2015). MODIS NDVI based metrics improve habitat suitability modelling in fragmented patchy floodplains. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 1, 85–97. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2015.08.001>
- Wiedl, H., & Böhme, W. (1992). Wiederentdeckung der Ringelnatter (*Natrix natrix* ssp.?) auf Zypern – vorläufiger Bericht. *Herpetofauna*, 14(80), 6–10.
- Wisz, M., Hijmans, R., Li, J., Peterson, A., Graham, C., Guisan, A., Elith, J., Dudík, M., Ferrier, S., Huettmann, F., Leathwick, J., Lehmann, A., Lohmann, L., Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J., & Zimmermann, N. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14, 763–773.
- Wright, A., Schwartz, M., Hijmans, R., & Shaffer, H. (2016). Advances in climate models from CMIP3 to CMIP5 do not change predictions of future habitat suitability for California reptiles and amphibians. *Climatic Change*, 134, 579–591. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1552-6>
- Yu, H., Zhang, Y., Liu, L., Qi, W., Li, S., & Hu, Z. (2015). Combining the least cost path method with population genetic data and species distribution models to identify landscape connectivity during the late Quaternary in Himalayan hemlock. *Ecology and Evolution*, 5, 5781–5791. <https://doi.org/10.1002/ece3.1840>
- Žagar, A., Krofel, M., Govedič, M., & Mebert, K. (2011). Distribution and Habitat Use of Dice Snakes (*Natrix tessellata*) in Slovenia. *Mertensiella*, 18.
- Zhang, Z., Mammola, S., Liang, Z., Capinha, C., Wei, Q., Wu, Y., Zhou, J., & Wang, C. (2020). Future climate change will severely reduce habitat suitability of the Critically Endangered Chinese giant salamander. *Freshwater Biology*, 65, 971–980. <https://doi.org/10.1111/fwb.13483>
- Zotos, S., Stamatiou, M., Naziri, A., Meletiou, S., Demosthenous, S., Perikleous, K., Erotokritou, E., Xenophonos, M., Zavrou, D., Michael, K., & Sergides, L. (2021). New Evidence on the Distribution of the Highly Endangered *Natrix natrix* *cyprica* and Implications for Its Conservation. *Animals*, 11, 1077. <https://doi.org/10.3390/ani11041077>

- Καλλιστώ. (2022). *Οι περιοχές Natura 2000 της Ελλάδας*. <https://www.callisto.gr/blog/oi-periohes-natura-2000-tis-elladas>
- Νικολάου, Χ., Λυμπεράκης, Π., & Παφίλης, Π. (2014). *Τα ερπετά και τα αμφίβια της Κύπρου*. Ερπετολογικός Σύνδεσμος Κύπρου.
- ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ LIFE09 NAT/CY/00247-ICOSTACY. (2013). *Τελική αναφορά των μοριακών αναλύσεων στο πλαίσιο της Δράσης C8.1*. Μουσείο Φυσικής Ιστορίας Κρήτης.
- ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ LIFE09 NAT/CY/00247-ICOSTACY. (2015). *ICOSTACY*. http://www.moa.gov.cy/moa/icostacy/icostacy.nsf/index_gr/index_gr?opendocument
- Τμήμα Δασών. (2012). *Τα φίδια της Κύπρου*. [http://www.moa.gov.cy/moa/fd/fd.nsf/4A7F8163EC9F0B62C2258108001C8DC7/\\$file/Τα Φίδια της Κύπρου.pdf](http://www.moa.gov.cy/moa/fd/fd.nsf/4A7F8163EC9F0B62C2258108001C8DC7/$file/Τα_Φίδια_της_Κύπρου.pdf)
- Τμήμα Περιβάλλοντος. (2015). *Δίκτυο Natura 2000*. <http://www.moa.gov.cy/moa/environment/environmentnew.nsf/All/FCC94221DA188E52C2257FE9003EA173?OpenDocument>
- Τμήμα Περιβάλλοντος. (2022). *Δίκτυο Natura 2000*. http://www.moa.gov.cy/moa/environment/environmentnew.nsf/page12_gr/page12_gr?OpenDocument

Κεφάλαιο 7

Παραρτήματα

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι: ΘΕΣΕΙΣ ΚΑΤΑΓΡΑΦΗΣ ΕΙΔΟΥΣ

Στον πίνακα του παρόντος παραρτήματος παρουσιάζονται οι 35 θέσεις κατανομής του είδους οι οποίες χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα μεταπτυχιακή διπλωματική. Για κάθε καταγραφή αναγράφεται η ημερομηνία, το άτομο ή ο φορέας καταγραφής και οι συντεταγμένες θέσης παρατήρησης του είδους σε παγκόσμιο γεωδαιτικό σύστημα WGS 84. Τα αντίστοιχα στίγματα της κάθε θέσης είναι διαθέσιμα κατόπιν έγκρισης από το Τμήμα Περιβάλλοντος.

A/A	Date	Reference
1	12/10/2020	Zotos et al., 2021
2	15/10/2020	Zotos et al., 2021
3	15/10/2020	Zotos et al., 2021
4	06/11/2020	Zotos et al., 2021
5	06/11/2020	Zotos et al., 2021
6	06/11/2020	Zotos et al., 2021
7	06/11/2020	Zotos et al., 2021
8	06/11/2020	Zotos et al., 2021
9	06/11/2020	Zotos et al., 2021
10	06/11/2020	Zotos et al., 2021
11	09/06/2020	Athina Papatheodoulou (Zotos et al., 2021)
12	04/07/2020	Tassos Shiallis (Zotos et al., 2021)
13	03/01/2021	Christina Kakkouli (Zotos et al., 2021)
14		DofE
15		DofE
16		DofE
17		DofE
18		DofE
19		DofE
20		DofE
21		DofE
22		DofE
23		DofE
24		DofE
25		DofE
26		DofE
27		DofE
28		DofE
29		DofE
30		DofE

31	27/06/2021	Antaia Christou & Zoltan Tolgyesi
32	13/06/2021	Giorgos Spyridakis
33	25/07/2021	Antaia Christou, Martha Petrou, Markos Charalambides
34	25/07/2021	Antaia Christou, Martha Petrou, Markos Charalambides
35	08/08/2021	Markos Charalambides, Mairi Mixhailidou, Ntinou Konis, Zoi Makridou

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙ: ΚΩΔΙΚΕΣ ΜΟΝΤΕΛΩΝ ΚΑΤΑΝΟΜΗΣ ΕΙΔΩΝ

ΚΩΔΙΚΑΣ ΠΑΡΟΝΤΙΚΩΝ ΜΟΝΤΕΛΩΝ ΚΑΤΑΝΟΜΗΣ

```
#####
```

```
##### Stamatiou Marilena 20220416
```

```
##### Troodos Bioclimatic
```

```
#####
```

```
###Set working directory
```

```
setwd("C:/Users/maril/Desktop/Thesis")
```

```
###Install packages
```

```
install.packages("sdm")
```

```
install.packages("raste")
```

```
install.packages("dismo")
```

```
install.packages("ggplot2")
```

```
install.packages("ggpubr")
```

```
install.packages("ENMTools")
```

```
install.packages("virtualspecies")
```

```
installAll()
```

```
install.extras()
```

```
###Libraries
```

```
library(sdm)
```

```
library(raster)
```

```
library(dismo)
```

```
library(ggplot2)
```

```

library(ggpubr)
library(ENMTools)
library(virtualspecies)

#####
#####
#####

###Adding points

# We need to transform our data to spatial point dataframe before start working with
them.

# some time the system is not recognizing names so its better to number the various
species

NTpoints <- read.csv("Natrix_points_Troodos.csv")
NTpoints <- NTpoints[5:7]
coordinates(NTpoints) <- ~Long + Lat
class(NTpoints)
head(NTpoints)

WClim <- getData(name='worldclim', var='bio', res=2.5)
WClim <- crop(WClim, extent(32.45, 33.4, 34.74, 35.18))
plot(WClim[[1]])
plot(NTpoints, pch=10, add=T) # pch is setting the visual of the points

NTpoints@proj4string = WClim@crs
NTpoints

#####
#####
#####

###Adding layers

```

```
### Upload and clear/crop the layers
```

```
envlist <- list.files("EnvPred_1Km_all_corrects", pattern='tif$', full.names=TRUE )
```

```
envlist
```

```
envclim <- stack(envlist)
```

```
envclim
```

```
envclim@layers
```

```
envclim@extent
```

```
envclim <- crop(envclim, WClim)
```

```
plot(envclim)
```

```
plot(envclim[[1:10]])
```

```
plot(envclim$bio19)
```

```
plot(NTpoints, add=T)
```

```
envlist <- list.files("EnvPred_250_corrected", pattern='tif$', full.names=TRUE )
```

```
envlist
```

```
envphy <- stack(envlist)
```

```
envphy
```

```
envphy@layers
```

```
envphy <- crop(envphy, WClim)
```

```
envphy <- projectRaster (envphy, envclim)
```

```
renvclim <- writeRaster(envclim, filename = names(envclim),
```

```
          bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)
```

```

renvphy <- writeRaster(envphy, filename = names(envphy),
                      bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)

### Check correlation

envlist <- list.files("Present_layers", pattern='tif$', full.names=TRUE)
envlist

Penv <- stack(envlist)
Penv
plot(Penv$bio02)

Collin_Penv <- removeCollinearity (
  Penv,
  multicollinearity.cutoff = 0.75,
  select.variables = F,
  sample.points = F,
  plot = F,
  method = "spearman"
)

raster.cor.plot (Penv)
Collin_Penv

PenvClear <- Penv[[c("bio01", "bio02", "bio04", "bio12", "bio15", "slopes")]]

raster.cor.plot (PenvClear)

PenvClear

```

```
#####  
#####
```

```
#####
```

```
### Models P - Present
```

```
#####
```

```
### Pseudo absence data
```

```
Pd1k <- sdmData(Species~., NTpoints, predictors = PenvClear, bg=list(n=1000))
```

```
Pd1k
```

```
#####
```

```
#### Run all available models for P
```

```
### P2 is Maxent only
```

```
getmethodNames() ### to see all available models
```

```
P1 <- sdm(Species~., Pd1k, methods = c("bioclim", "BioclimDismo", "mahal.dismo",  
"domain.dismo",
```

```
      "brt", "cart", "fda", "gam", "glm", "glmnet", "ranger",
```

```
      "maxlike", "glmpoly", "mars", "mda", "mlp", "rbf", "rf",
```

```
      "rpart", "svm"),
```

```
      replication = "cv", test.p=80, n=10)
```

```
P1
```

```
P2 <- sdm (Species~., Pd1k, methods = c("Maxent"),
```

```
      replication = "cv", test.p=80, n=10)
```

```
P2
```

```
##### Plotting the Maxent maps for P
```

```
P2_Predict<- predict(P2, PenvClear) # plotting the results of model mmax on a map
```

```
P2_Predict
```

```
plot(P2_Predict)
```

```
#####  
##
```

```
##### Running Dismo for 8 models with highest AUC
```

```
#### mahal dismo is out, ranger is out
```

```
P_ens <- sdm(Species~., Pd1k, methods = c("brt", "gam", "glmpoly",  
                                         "mars", "domain.dismo", "mlp", "rf",  
                                         "Maxent"),  
            replication = "cv", test.p=80, n=10)
```

```
P_ens
```

```
#####
```

```
##### Variable importance
```

```
sdm::gui(P2)
```

```
VI_P <- getVarImp(P2, id=1:10, wtest="training")
```

```
plot(VI_P, "auc", main="Relative Variable Importance (Maxent)")
```

```

sdm::gui(P_ens)

VI_P_ens <- getVarImp(P_ens, id=1:80, wtest="training") # for model mmax and first
run

plot(VI_P_ens, "auc", main="Relative Variable Importance (Ensemble)") # this is to get
barplot with Variable importance

#####

##### Creating response curves for P

rcurve(P_ens, id=1:1000)

RC_P_bio15 <- rcurve(P_ens, "bio15", id=1:100)
RC_P_bio12 <- rcurve(P_ens, "bio12", id=1:100)
RC_P_bio04 <- rcurve(P_ens, "bio04", id=1:100)
RC_P_bio02 <- rcurve(P_ens, "bio02", id=1:100)
RC_P_bio01 <- rcurve(P_ens, "bio01", id=1:100)

PGG <- ggarrange (RC_P_bio15, RC_P_bio12,
                  RC_P_bio04, RC_P_bio02, RC_P_bio01)
plot(PGG)

#####

##### Merging all map results into Ensemble P

P_max_map <- sdm::Ensemble (P2, PenvClear, filename = "Maxent_P.img",
                           setting = list(method="weighted", stat= "AUC"),
                           overwrite=TRUE)

P_max_map
plot(P_max_map, main = "Maxent P predictors")
plot(NTpoints, add=T)

```

```

gc()
dev.off()

P_ens_map <- sdm::Ensemble (P_ens, PenvClear, filename = "Ensemble_P.img",
                           setting = list(method="weighted", stat= "AUC"),
                           overwrite=TRUE)

P_ens_map
plot(P_ens_map, main = "Ensemble P predictors")
plot(NTpoints, add=T)

#####

##### Evaluation for P Ensemble map

DF_P <- as.data.frame(Pd1k)
DF_P <- data.frame(species=DF_P$Species, coordinates(Pd1k))
DF_P

XY_P <- as.matrix(DF_P[,c("Long","Lat")])
head(XY_P)
XY_P

#### Probable value of each pixel of P Ensemble
PR_P_ens <- raster::extract(P_ens_map,XY_P)
PR_P_ens

###base on xy coordinates of the animal positions
head(PR_P_ens)
nrow(DF_P)      # we can see that the nrows of dataframe
length(PR_P_ens) #is the same as the lenght of the propapility table

```

```
#### Evaluate Ensemble map for the Climate raster
```

```
EV_ens_P <- evaluates(DF_P$species,PR_P_ens)
```

```
EV_ens_P@statistics
```

```
EV_ens_P@observed
```

```
EV_ens_P@predicted
```

```
EV_ens_P@threshold_based
```

```
#### Printing the models I need
```

```
EnsembleMapP <- writeRaster(P_ens_map, filename = names(P_ens_map),  
                             bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)
```

```
MaxentMapP <- writeRaster(P_max_map, filename = names(P_max_map),  
                           bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)
```

**ΚΩΔΙΚΑΣ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ ΚΑΤΑΝΟΜΗΣ
ΓΙΑ ΤΟ ΣΕΝΑΡΙΟ SSP1-2.6**

```
#####  
##### Stamatiou Marilena 20220416  
##### Troodos Future predictions  
#####
```

```
###Set working directory  
setwd("C:/Users/maril/Desktop/Thesis")
```

```
###Install packages  
install.packages("sdm")  
install.packages("raste")  
install.packages("dismo")  
install.packages("ggplot2")  
install.packages("ggpubr")  
install.packages("ENMTools")  
install.packages("virtualspecies")  
install.packages("rasterDT")
```

```
###Libraries  
library(sdm)  
library(raster)  
library(dismo)  
library(ggplot2)  
library(ggpubr)  
library(ENMTools)  
library(virtualspecies)  
library(rasterDT)
```

```
#####  
#####  
#####
```

```
###Adding points
```

```
NTpoints <- read.csv("Natrix_points_Troodos.csv")
```

```
NTpoints <- NTpoints[5:7]
```

```
coordinates(NTpoints) <- ~Long + Lat
```

```
class(NTpoints)
```

```
NTpoints
```

```
head(NTpoints)
```

```
plot(NTpoints)
```

```
WClim <- getData(name='worldclim', var='bio', res=2.5)
```

```
WClim <- crop(WClim, extent(32.45, 33.4, 34.74, 35.18))
```

```
plot(WClim[[1]])
```

```
plot(NTpoints, pch=10, add=T) # pch is setting the visual of the points
```

```
NTpoints@proj4string = WClim@crs
```

```
NTpoints
```

```
envlist <- list.files("EnvPred_250_corrected", pattern='tif$', full.names=TRUE )
```

```
envlist
```

```
envphy <- stack(envlist)
```

```
envphy@layers
```

```
envphy <- crop (envphy, WClim)
```

```
envphy
```

```
plot(envphy)
```

```
#####  
#####  
#####
```

```
###Adding future predictions layers
```

```
### https://envicloud.wsl.ch/#/?prefix=chelsa%2Fchelsa_V2%2FGLOBAL%2F
```

```
30 seconds (~1*1 km)
```

```
##### 2071-2100  
#####
```

```
#### Load, clear and prepare our data ####
```

```
### SSP126 ###
```

```
### MPI_126
```

```
MPI_126 <- list.files("./MPI-ESM1-2-HR_2071_2100/ssp126", pattern='tif$',  
full.names=TRUE )
```

```
MPI_126 <- stack(MPI_126)
```

```
MPI_126 <- crop(MPI_126, WCLim)
```

```
envphy <- projectRaster (envphy, MPI_126)
```

```
MPI_126 <- addLayer(envphy$dem, envphy$slopes, MPI_126)
```

```
Collin_MPI_126 <- removeCollinearity (
```

```
  MPI_126,
```

```
  multicollinearity.cutoff = 0.75,
```

```
  select.variables = F,
```

```

sample.points = F,
plot = F,
method = "spearman"
)

Collin_MPI_126
raster.cor.plot (MPI_126)

MPI_126 <- MPI_126[[c("CHELSA_bio1_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp126_V.2.1",
"slopes",
"CHELSA_bio14_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp126_V.2.1",
"CHELSA_bio8_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp126_V.2.1",
"CHELSA_bio12_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp126_V.2.1",
"CHELSA_bio15_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp126_V.2.1" )]]

plot (MPI_126)

#####
##### MODELING #####
#####

#### F126 MPI_126

### Pseudo absence data
F126d1k <-sdmData(Species~, NTpoints, predictors = MPI_126, bg=list(n=1000))
F126d1k

#### Run all available models fOR F126
### F126.2 is Maxent only

```

```
F126.1 <- sdm(Species~., F126d1k, methods = c("bioclim", "BioclimDismo",
"mahal.dismo", "domain.dismo",
      "brt", "cart", "fda", "gam", "glm", "glmnet", "ranger",
      "maxlike", "glmpoly", "mars", "mda", "mlp", "rbf", "rf",
      "rpart", "svm"),
      replication = "cv", test.p=80, n=10)
```

F126.1

```
F126.2 <- sdm (Species~., F126d1k, methods = c("Maxent"),
      replication = "sub", test.p=80, n=10)
```

F126.2

```
sdm::gui(F126.2)
```

```
##### Plotting the Maxent maps for F126
```

```
F126.2_predict <- predict(F126.2, MPI_126) # plotting the results of model mmax on a
map
```

```
F126.2_predict
```

```
plot(F126.2_predict)
```

```
##### Running Dismo for models F126 with highest AUC (<=90)
```

```
F126_ens <- sdm(Species~., F126d1k, methods = c("domain.dismo", "brt", "gam", "glm"
      , "glmpoly", "mars", "mlp", "Maxent"),
      replication = "cv", test.p=80, n=10)
```

F126_ens

```
##### Variable importance F126
```

```

sdm::gui(F126.2)

VI_F126 <- getVarImp(F126.2, id=1:10, wtest="training")
# for model mmax and first run

plot(VI_F126, "auc", main="Relative Variable Importance (Maxent)")
# this is to get barplot with Variable importance

sdm::gui(F126_ens)
VI_F126_ens <- getVarImp(F126_ens, id=1:80, wtest="training")
plot(VI_F126_ens, "auc", main="Relative Variable Importance (Ensemble)")

#####
##### Creating response curves for F126

rcurve(F126_ens, id=1:1000)

RC_F126_slopes <- rcurve(F126_ens, "slopes", id=1:100)
RC_F126_bio8 <- rcurve(F126_ens,
"CHELSA_bio8_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp126_V.2.1", id=1:100)
RC_F126_bio15 <- rcurve(F126_ens,
"CHELSA_bio15_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp126_V.2.1", id=1:100)
RC_F126_bio14 <- rcurve(F126_ens,
"CHELSA_bio14_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp126_V.2.1", id=1:100)
RC_F126_bio12 <- rcurve(F126_ens,
"CHELSA_bio12_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp126_V.2.1", id=1:100)
RC_F126_bio1 <- rcurve(F126_ens,
"CHELSA_bio1_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp126_V.2.1", id=1:100)

F126GG <- ggarrange (RC_F126_slopes,RC_F126_bio8, RC_F126_bio15,
RC_F126_bio14, RC_F126_bio12, RC_F126_bio1 )
plot(F126GG)

```

```
#####
```

```
##### Merging all map results into Ensemble F126
```

```
###
```

```
F126_max_map <- sdm::Ensemble (F126.2, MPI_126, filename = "Maxent_F126.img",  
                             setting = list(method="weighted", stat= "AUC"),  
                             overwrite=TRUE)
```

```
F126_max_map
```

```
plot(F126_max_map, main = "Maxent F126 predictors")
```

```
plot(NTpoints, add=T)
```

```
F126_ens_map <- sdm::Ensemble (F126_ens, MPI_126, filename = "Ensemble_F126.img",  
                              setting = list(method="weighted", stat= "AUC"),  
                              overwrite=TRUE)
```

```
F126_ens_map
```

```
plot(F126_ens_map, main = "Ensemble F126 predictors")
```

```
plot(NTpoints, add=T)
```

```
#####
```

```
##### Evaluation for F126 Ensemble map
```

```
DF_F126 <- as.data.frame(F126d1k)
```

```
DF_F126 <- data.frame(species=DF_F126$Species, coordinates(F126d1k))
```

```
DF_F126
```

```
XY_F126 <- as.matrix(DF_F126[,c("Long","Lat")])
```

```
head(XY_F126)
```

```
XY_F126
```

```

#### Probable value of each pixel of F126 Ensemble
PR_F126_ens <- raster::extract(F126_ens_map,XY_F126)
PR_F126_ens

####base on xy coordinates of the animal positions
head(PR_F126_ens)
nrow(DF_F126)      # we can see that the nrows of dataframe
length(PR_F126_ens)  #is the same as the lenght of the propapility table

#### Evaluate Ensemble map for the Climate raster
EV_ens_F126 <- evaluates(DF_F126$species,PR_F126_ens)
EV_ens_F126@statistics
EV_ens_F126@observed
EV_ens_F126@predicted
EV_ens_F126@threshold_based

#### Printing the models I need

EnsembleMapF126 <- writeRaster(F126_ens_map, filename = names(F126_ens_map),
                             bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)

MaxentMapF126 <- writeRaster(F126_max_map, filename = names(F126_max_map),
                             bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)

```

**ΚΩΔΙΚΑΣ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ ΚΑΤΑΝΟΜΗΣ
ΓΙΑ ΤΟ ΣΕΝΑΡΙΟ SSP5-8.5**

```
#####  
##### Stamatiou Marilena 20220417  
##### Troodos Future predictions 585  
#####
```

```
###Set working directory  
setwd("C:/Users/maril/Desktop/Thesis")
```

```
###Install packages  
install.packages("sdm")  
install.packages("raste")  
install.packages("dismo")  
install.packages("ggplot2")  
install.packages("ggpubr")  
install.packages("ENMTools")  
install.packages("virtualspecies")  
install.packages("rasterDT")
```

```
###Libraries  
library(sdm)  
library(raster)  
library(dismo)  
library(ggplot2)  
library(ggpubr)  
library(ENMTools)  
library(virtualspecies)  
library(rasterDT)
```

```
###Adding points
```

```
NTpoints <- read.csv("Natrix_points_Troodos.csv")
```

```
NTpoints <- NTpoints[5:7]
```

```
coordinates(NTpoints) <- ~Long + Lat
```

```
class(NTpoints)
```

```
NTpoints
```

```
head(NTpoints)
```

```
plot(NTpoints)
```

```
WClim <- getData(name='worldclim', var='bio', res=2.5)
```

```
WClim <- crop(WClim, extent(32.45, 33.4, 34.74, 35.18))
```

```
plot(WClim[[1]])
```

```
plot(NTpoints, pch=10, add=T) # pch is setting the visual of the points
```

```
NTpoints@proj4string = WClim@crs
```

```
NTpoints
```

```
envlist <- list.files("EnvPred_250_corrected", pattern='tif$', full.names=TRUE )
```

```
envlist
```

```
envphy <- stack(envlist)
```

```
envphy@layers
```

```
envphy <- crop (envphy, WClim)
```

```
envphy
```

```
plot(envphy)
```

```
### MPI_585
```

```
MPI_585 <- list.files("./MPI-ESM1-2-HR_2071_2100/ssp585", pattern='tif$',  
full.names=TRUE )
```

```
MPI_585 <- stack(MPI_585)
```

```
MPI_585 <- crop(MPI_585, WClim)
```

```
envphy <- projectRaster (envphy, MPI_585)
```

```
MPI_585 <- addLayer(envphy$dem, envphy$slopes, MPI_585)
```

```
Collin_MPI_585 <- removeCollinearity (
```

```
  MPI_585,
```

```
  multicollinearity.cutoff = 0.75,
```

```
  select.variables = F,
```

```
  sample.points = F,
```

```
  plot = F,
```

```
  method = "spearman"
```

```
)
```

```
Collin_MPI_585
```

```
raster.cor.plot (MPI_585)
```

```
MPI_585 <- MPI_585[[c("CHELSA_bio1_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp585_V.2.1",  
"slopes",
```

```
  "CHELSA_bio12_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp585_V.2.1",
```

```
  "CHELSA_bio17_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp585_V.2.1",
```

```
  "CHELSA_bio14_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp585_V.2.1",
```

```
  "CHELSA_bio15_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp585_V.2.1" )]]
```

```
plot(MPI_585)
```

```

#### F585 MPI_585

### Pseudo absence data
F585d1k <-sdmData(Species~., NTpoints, predictors = MPI_585, bg=list(n=1000))
F585d1k

#####

#### Run all available models for F585
### F585.2 is Maxent only

getmethodNames()

F585.1 <- sdm(Species~., F585d1k, methods = c("bioclim", "BioclimDismo",
"mahal.dismo", "domain.dismo",
          "brt", "cart", "fda", "gam", "glm", "glmnet", "ranger",
          "maxlike", "glmpoly", "mars", "mda", "mlp", "rbf", "rf",
          "rpart", "svm"),
          replication = "cv", test.p=80, n=10)
F585.1

F585.2 <- sdm (Species~., F585d1k, methods = c("Maxent"),
          replication = "sub", test.p=80, n=10)

F585.2
sdm::gui(F585.2)

##### Plotting the Maxent maps for F585

F585.2_predict <- predict(F585.2, MPI_585) # plotting the results of model mmax on a
map
F585.2_predict

```

```

plot(F585.2_predict)

#####
##
##### Running Dismo for models F585 with highest AUC (<=90)

F585_ens <- sdm(Species~., F585d1k, methods = c("domain.dismo", "brt", "gam", "mars",
      "mlp", "glmpoly", "rf", "Maxent"),
      replication ="cv", test.p=80, n=10)

F585_ens

#####
##### Variable importance F585

sdm::gui(F585.2)

VI_F585 <- getVarImp(F585.2, id=1:10, wtest="training")
# for model mmax and first run

plot(VI_F585, "auc", main="Relative Variable Importance (Maxent)")
# this is to get barplot with Variable importance

sdm::gui(F585_ens)

VI_F585_ens <- getVarImp(F585_ens, id=1:80, wtest="training") # for model mmax and
first run

plot(VI_F585_ens, "auc", main="Relative Variable Importance (Ensemble)") # this is to
get barplot with Variable importance

##### Creating response curves for F585

```

```

rcurve(F585_ens, id=1:1000)

RC_F585_slopes <- rcurve(F585_ens, "slopes", id=1:1000)

RC_F585_bio1          <-          rcurve(F585_ens,
"CHELSA_bio1_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp585_V.2.1", id=1:1000)

RC_F585_bio12        <-          rcurve(F585_ens,
"CHELSA_bio12_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp585_V.2.1", id=1:1000)

RC_F585_bio17        <-          rcurve(F585_ens,
"CHELSA_bio17_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp585_V.2.1", id=1:1000)

RC_F585_bio14        <-          rcurve(F585_ens,
"CHELSA_bio14_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp585_V.2.1", id=1:1000)

RC_F585_bio15        <-          rcurve(F585_ens,
"CHELSA_bio15_2071.2100_mpi.esm1.2.hr_ssp585_V.2.1", id=1:1000)

F585GG <- ggarrange (RC_F585_slopes, RC_F585_bio1, RC_F585_bio12, RC_F585_bio17,
                    RC_F585_bio14, RC_F585_bio15 )

plot(F585GG)

#####

##### Merging all map results into Ensemble F585
###
F585_max_map <- sdm::Ensemble (F585.2, MPI_585, filename = "Maxent_F585.img",
                             setting = list(method="weighted", stat= "AUC"),
                             overwrite=TRUE)

F585_max_map
plot(F585_max_map, main = "Maxent F585 predictors")
plot(NTpoints, add=T)

F585_ens_map <- sdm::Ensemble (F585_ens, MPI_585, filename = "Ensemble_F585.img",
                             setting = list(method="weighted", stat= "AUC"),

```

```

        overwrite=TRUE)
F585_ens_map
plot(F585_ens_map, main = "Ensemble F585 predictors")
plot(NTpoints, add=T)

#####
##### Evaluation for F585 Ensemble map

DF_F585 <- as.data.frame(F585d1k)
DF_F585 <- data.frame(species=DF_F585$Species, coordinates(F585d1k))
DF_F585

XY_F585 <- as.matrix(DF_F585[,c("Long","Lat")])
head(XY_F585)
XY_F585

#### Probable value of each pixel of F585 Ensemble
PR_F585_ens <- raster::extract(F585_ens_map,XY_F585)
PR_F585_ens

###base on xy coordinates of the animal positions
head(PR_F585_ens)
nrow(DF_F585)      # we can see that the nrow of dataframe
length(PR_F585_ens) #is the same as the length of the propapility table

#### Evaluate Ensemble map for the Climate raster
EV_ens_F585 <- evaluates(DF_F585$species,PR_F585_ens)
EV_ens_F585@statistics
EV_ens_F585@observed
EV_ens_F585@predicted

```

```
EV_ens_F585@threshold_based
```

```
#### Printing the models I need
```

```
EnsembleMapF585 <- writeRaster(F585_ens_map, filename = names(F585_ens_map),  
                               bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)
```

```
MaxentMapF585 <- writeRaster(F585_max_map, filename = names(F585_max_map),  
                              bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)
```

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙΙ: ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΑΛΓΟΡΙΘΜΩΝ ΜΟΝΤΕΛΩΝ ΚΑΤΑΝΟΜΗΣ

Στατιστική αξιολόγηση των παροντικών μοντέλων κατανομής (P)

	<i>Models P - Present</i>			
	AUC	COR	TSS	DEV
bioclim	0.82	0.36	0.63	0.33
BioclimDismo	0.87	0.47	0.73	0.21
mahal.dismo	0.96	0.14	0.86	0.38
domain.dismo	0.93	0.34	0.81	0.5
brt	0.95	0.44	0.86	0.2
cart	0.73	0.33	0.56	0.32
fda	0.84	0.12	0.72	0.28
gam	0.95	0.45	0.9	0.18
glm	0.8	0.12	0.7	0.27
glmnet	0.81	0.17	0.71	0.47
ranger	0.93	nan	0.85	nan
maxlike	0.82	0.24	0.65	4.66
glm-poly	0.95	0.42	0.88	0.19
mars	0.93	0.43	0.87	0.32
mda	0.91	0.32	0.8	0.22
mlp	0.94	0.45	0.84	0.19
rbf	0.93	0.32	0.84	0.23
rf	0.94	0.48	0.85	0.18
rpart	0.8	0.38	0.66	0.26
svm	0.91	0.31	0.79	0.24
Maxent	0.95	0.46	0.88	0.38
	0.889048			0.5005
<i>Ensemble P</i>				
Ensemble P	0.98	-	-	0.17

Στατιστική αξιολόγηση των μελλοντικών μοντέλων κατανομής του σεναρίου SSP1-2.6 (F126)

	<i>Models F126</i>			
	AUC	COR	TSS	DEV
bioclim	0.8	0.38	0.6	0.31
BioclimDismo	0.88	0.4	0.76	0.22
mahal.dismo	0.95	0.16	0.85	0.4
domain.dismo	0.93	0.37	0.85	0.4
brt	0.93	0.42	0.84	0.2
cart	0.78	0.32	0.55	0.31
fda	0.91	0.33	0.79	0.21
gam	0.95	0.46	0.88	0.2
glm	0.94	0.39	0.86	0.19
glmnet	0.92	0.22	0.84	0.47
ranger	0.93	NaN	0.82	NaN
maxlike	0.84	0.26	0.69	4.22
glmpoly	0.94	0.43	0.86	0.24
mars	0.94	0.47	0.88	0.22
mda	0.92	0.32	0.83	0.21
mlp	0.95	0.47	0.87	0.18
rbf	0.91	0.29	0.82	0.28
rf	0.93	0.43	0.82	0.2
rpart	0.8	0.32	0.6	0.27
svm	0.89	0.28	0.77	0.25
Maxent	0.94	0.4	0.82	0.55
	0.90381			0.4765
<i>Ensemble F126</i>				
Ensemble F126	0.97	-	-	0.16

Στατιστική αξιολόγηση των μελλοντικών μοντέλων κατανομής του σεναρίου SSP5-8.5 (F585)

	<i>Models F585</i>			
	AUC	COR	TSS	DEV
bioclim	0.79	0.39	0.58	0.31
BioclimDismo	0.89	0.46	0.79	0.2
mahal.dismo	0.95	0.09	0.85	0.41
domain.dismo	0.94	0.4	0.86	0.38
brt	0.95	0.49	0.86	0.19
cart	0.7	0.34	0.52	0.32
fda	0.84	0.22	0.73	0.24
gam	0.96	0.54	0.9	0.19
glm	0.88	0.3	0.75	0.22
glmnet	0.86	0.21	0.75	0.47
ranger	0.94	NaN	0.83	NaN
maxlike	0.84	0.26	0.71	3.91
glmpoly	0.95	0.52	0.89	0.24
mars	0.97	0.53	0.91	0.18
mda	0.92	0.32	0.85	0.22
mlp	0.96	0.54	0.88	0.16
rbf	0.94	0.31	0.86	0.5
rf	0.94	0.48	0.82	0.19
rpart	0.78	0.34	0.6	0.27
svm	0.93	0.43	0.86	0.21
Maxent	0.95	0.4	0.84	0.69
	0.899048			0.475
<i>Ensemble F585</i>				
Ensemble F585	0.98	-	-	0.14

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ IV: ΚΩΔΙΚΑΣ HABITAT SUITABILITY/RESISTANCE

```
#####  
##### Stamatiou Marilena 20220417  
##### Natrix distribution - Resistance layer  
#####
```

```
###Set working directory  
setwd("C:/Users/maril/Desktop/Thesis")
```

```
###Install packages  
install.packages("sdm")  
install.packages("raste")  
install.packages("dismo")  
install.packages("ggplot2")  
install.packages("ggpubr")  
install.packages("ENMTools")  
install.packages("virtualspecies")  
install.packages("rasterDT")  
install.packages("lme4")
```

```
###Libraries  
library(lme4)  
library(sdm)  
library(raster)  
library(dismo)  
library(ggplot2)  
library(ggpubr)  
library(ENMTools)
```

```
library(virtualspecies)
```

```
library(rasterDT)
```

```
library(rgdal)
```

```
#####  
#####  
#####
```

```
###Adding points
```

```
NTpoints <- read.csv("Natrix_points_Troodos.csv")
```

```
NTpoints <- NTpoints[5:7]
```

```
coordinates(NTpoints) <- ~Long + Lat
```

```
class(NTpoints)
```

```
NTpoints
```

```
head(NTpoints)
```

```
plot(NTpoints)
```

```
WClim <- getData(name='worldclim', var='bio', res=2.5)
```

```
WClim <- crop(WClim, extent(32.45, 33.4, 34.74, 35.18))
```

```
plot(WClim[[1]])
```

```
plot(NTpoints, pch=10, add=T) # pch is setting the visual of the points
```

```
NTpoints@proj4string = WClim@crs
```

```
NTpoints
```

```
#### Preparing the data
```

```
Aspect <- raster("./Resistance_Layer/Aspect.tif")
```

```
Aspect <- crop(Asspect, WClim)
```

```
Aspect
```

```
Dem <- raster("./Resistance_Layer/dem.tif")
```

```
Dem <- crop (Dem,WClim)
```

```
Dem
```

```
Dirt_roads <- raster("./Resistance_Layer/Dirt_roads_250.tif")
```

```
Dirt_roads <- crop(Dirt_roads, WClim)
```

```
Dirt_roads
```

```
Forest_density <- raster("./Resistance_Layer/forestdensity.tif")
```

```
Forest_density <- crop(Forest_density, WClim)
```

```
Forest_density
```

```
Highways <- raster("./Resistance_Layer/Highways_250.tif")
```

```
Highways <- crop(Highways, WClim)
```

```
Highways
```

```
River_main <- raster("./Resistance_Layer/rivenmain.tif")
```

```
River_main <- crop (River_main, Wclim)
```

```
River_main <- projectRaster(River_main, Aspect)
```

```
River_main
```

```
River_sec <- raster("./Resistance_Layer/riversec.tif")
```

```
River_sec <- crop(River_sec, WClim)
```

```
River_sec
```

```
Main_roads <- raster("./Resistance_Layer/Roads_Main_250.tif")
```

```
Main_roads <- crop(Main_roads, WClim)
```

```
Main_roads
```

```
Secondary_roads <- raster("./Resistance_Layer/Secondary_Roads_250.tif")
```

```
Secondary_roads <- crop (Secondary_roads, WClim)
```

```
Secondary_roads
```

```
Slopes <- raster("./Resistance_Layer/slopes.tif")
```

```
Slopes <- crop(Slopes, WClim)
```

```
Slopes
```

```
Wetlands <- raster("./Resistance_Layer/wetlands.tif")
```

```
Wetlands <- crop (Wetlands, WClim)
```

```
Wetlands
```

```
### Loading and preparing our data
```

```
Reslist <- addLayer(Aspect, Dem, Dirt_roads, Forest_density, Highways, River_main,  
River_sec, Main_roads, Secondary_roads, Slopes, Wetlands )
```

```
plot(Reslist)
```

```
Reslist
```

```
Collin_resl <- removeCollinearity (
```

```
  Reslist,
```

```
  multicollinearity.cutoff = 0.75,
```

```
  select.variables = F,
```

```
  sample.points = F,
```

```
  plot = F,
```

```
  method = "spearman"
```

```
)
```

```
Collin_resl
```

```

#####
### Maxent model
#####

ResD <- sdmData(Species~., NTpoints, predictors = Reslist, bg=list(n=1000))

ResD

ResMax <- sdm (Species~., ResD, methods = c("Maxent"),
              replication = "cv", test.p=80, n=10)

ResMax

sdm::gui(ResMax)

ResMaxMap <- sdm::Ensemble (ResMax, Reslist, filename = "Resistance.img",
                           setting = list(method="weighted", stat= "AUC"), overwrite=TRUE)

MaxentSDM <- writeRaster(ResMaxMap, filename = names(ResMaxMap),
                         bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)

ResMaxMap

plot(ResMaxMap)

VI_Res <- getVarImp(ResMax, id=1:80, wtest="training") # for model mmax and first run
plot(VI_Res, "auc", main="Relative Variable Importance (Habitat Suitability Model)") #
this is to get barplot with Variable importance

RC_rivermain <- rcurve(ResMax, "rivenmain", id=1:1000)
RC_roadsmain <- rcurve(ResMax, "Roads_Main_250", id=1:1000)
RC_highways <- rcurve(ResMax, "Highways_250", id=1:1000)
RC_roadsec <- rcurve(ResMax, "Secondary_Roads_250", id=1:1000)

```

RC_rivermain

RC_roadsmain

RC_highways

RC_roadsec

```
MaxentMapResistance <- writeRaster(ResMaxMap, filename = names(ResMaxMap),  
                                   bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)
```

```
ResistanceLayer <- 100-99* ((1-exp(-8 * ResMaxMap)) / (1-exp(-8)))
```

ResistanceLayer

```
plot(ResistanceLayer)
```

ResMaxMap

```
plot(ResistanceLayer, main = "Resistance Layer")
```

```
ResistanceLayerP <- writeRaster(ResistanceLayer, filename = names(ResistanceLayer),  
                                bylayer=T, format("GTiff"), overwrite=TRUE)
```

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ V: ΚΟΣΤΗ ΚΑΙ ΑΠΟΣΤΑΣΕΙΣ ΑΝΑΛΥΣΗΣ ΔΙΑΔΡΟΜΩΝ

LCRA μεταξύ των κέντρων κατανομής του παρόντος περιβαλλοντικού φακέλου P

Διαδρομή	Κόστος	Απόσταση (m)	Διαδρομή	Κόστος	Απόσταση (m)
P0_P1	674.483	52017.96717	P2_P9	381.895	15191.48338
P0_P2	765.956	35223.85465	P3_P4	298.177	15094.04699
P0_P3	702.997	41393.95178	P3_P5	850.16	32135.2636
P0_P4	523.018	49325.13645	P3_P6	495.216	8967.185963
P0_P5	1075.001	66366.35305	P3_P7	436.773	9882.450496
P0_P6	630.004	16558.85521	P3_P8	1134.141	66153.54015
P0_P7	661.614	44113.53995	P3_P9	290.913	14162.11846
P0_P8	435.603	26672.40151	P4_P5	568.651	20405.88109
P0_P9	417.7	27552.82281	P4_P6	375.796	21229.1984
P1_P2	627.488	38887.97926	P4_P7	227.504	9796.930284
P1_P3	449.642	17786.87772	P4_P8	954.162	74084.72481
P1_P4	168.133	6057.495213	P4_P9	110.935	22093.30312
P1_P5	702.265	18224.09315	P5_P6	927.779	38270.41501
P1_P6	527.261	23922.02913	P5_P7	779.487	26838.14689
P1_P7	378.969	12489.76101	P5_P8	1506.145	91125.94142
P1_P8	1105.627	76777.55554	P5_P9	662.918	39134.51973
P1_P9	262.399	24786.13385	P6_P7	514.391	16017.6019
P2_P3	656.002	28263.96387	P6_P8	1061.148	41318.44358
P2_P4	476.023	36195.14853	P6_P9	332.571	11480.06684
P2_P5	1028.006	53236.36514	P7_P8	1092.757	68873.12832
P2_P6	697.66	25581.91225	P7_P9	249.53	16881.70662
P2_P7	614.619	30983.55204	P8_P9	848.843	52312.41118
P2_P8	1197.1	59983.44302	Average	641.72	33863.33

LCRA μεταξύ των κέντρων κατανομής
του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP1-2.6

Διαδρομή	Κόστος	Απόσταση (m)		Διαδρομή	Κόστος	Απόσταση (m)
F126_0_F126_1	513.931	20679.37807		F126_2_F126_9	377.304	48963.01523
F126_0_F126_2	543.13	27075.21172		F126_3_F126_4	416.824	40398.47606
F126_0_F126_3	568.413	17034.23496		F126_3_F126_5	320.095	23450.13948
F126_0_F126_4	333.204	10475.58349		F126_3_F126_6	532.812	19789.78916
F126_0_F126_5	387.662	17659.29465		F126_3_F126_7	267.117	11696.31813
F126_0_F126_6	600.378	13998.94434		F126_3_F126_8	328.039	8529.96829
F126_0_F126_7	345.213	8424.361731		F126_3_F126_9	402.587	38922.03846
F126_0_F126_8	444.013	14599.98491		F126_4_F126_5	157.793	22733.85861
F126_0_F126_9	397.262	18991.3854		F126_4_F126_6	378.412	23196.85981
F126_1_F126_2	327.554	16243.25617		F126_4_F126_7	193.625	31788.60284
F126_1_F126_3	397.958	14609.35701		F126_4_F126_8	292.424	37964.22602
F126_1_F126_4	362.342	44043.61917		F126_4_F126_9	68.967	10606.95339
F126_1_F126_5	265.613	27095.28259		F126_5_F126_6	293.519	7181.490211
F126_1_F126_6	478.33	23434.93227		F126_5_F126_7	96.896	14840.26625
F126_1_F126_7	212.635	15341.46123		F126_5_F126_8	195.695	21015.88943
F126_1_F126_8	261.013	8756.418847		F126_5_F126_9	143.555	21257.42101
F126_1_F126_9	348.105	42567.18157		F126_6_F126_7	309.612	11179.91594
F126_2_F126_3	427.158	21005.19067		F126_6_F126_8	408.412	17355.53912
F126_2_F126_4	391.542	50439.45283		F126_6_F126_9	364.175	21720.42221
F126_2_F126_5	294.813	33491.11624		F126_7_F126_8	142.717	9262.068079
F126_2_F126_6	507.529	29830.76593		F126_7_F126_9	179.387	30312.16524
F126_2_F126_7	241.835	21737.29489		F126_8_F126_9	278.187	36487.78842
F126_2_F126_8	290.212	15152.2525		Average	335.28	22696.43

LCPA μεταξύ των κέντρων κατανομής
του μελλοντικού περιβαλλοντικού φακέλου SSP5-8.5

Διαδρομή	Κόστος	Απόσταση (m)	Διαδρομή	Κόστος	Απόσταση (m)
F585_0_F585_1	457.088	54839.66778	F585_2_F585_9	459.293	7546.36952
F585_0_F585_2	332.087	15469.68091	F585_3_F585_4	194.722	14482.08082
F585_0_F585_3	326.37	38506.94097	F585_3_F585_5	91.536	17624.3812
F585_0_F585_4	267.731	8761.655564	F585_3_F585_6	151.307	11911.84964
F585_0_F585_5	237.705	23184.95412	F585_3_F585_7	79.82	11868.40488
F585_0_F585_6	409.854	44131.69414	F585_3_F585_8	131.143	6634.262126
F585_0_F585_7	338.367	44088.24938	F585_3_F585_9	324.561	16834.09204
F585_0_F585_8	355.331	32555.78632	F585_4_F585_5	170.029	13958.49967
F585_0_F585_9	420.677	15186.73876	F585_4_F585_6	278.206	20106.83399
F585_1_F585_2	407.549	42658.09193	F585_4_F585_7	206.719	20063.38923
F585_1_F585_3	198.541	22619.82328	F585_4_F585_8	223.683	8530.926169
F585_1_F585_4	325.44	30814.80762	F585_4_F585_9	169.778	6790.551109
F585_1_F585_5	222.255	33957.108	F585_5_F585_6	175.02	23249.13437
F585_1_F585_6	236.904	19837.49885	F585_5_F585_7	103.533	23205.68961
F585_1_F585_7	119.331	10973.1879	F585_5_F585_8	120.497	11673.22655
F585_1_F585_8	251.954	20217.9832	F585_5_F585_9	299.868	16310.51088
F585_1_F585_9	455.279	33166.81884	F585_6_F585_7	118.182	9086.080452
F585_2_F585_3	276.831	26325.36513	F585_6_F585_8	204.719	9510.009567
F585_2_F585_4	355.324	22659.4836	F585_6_F585_9	408.044	22458.84521
F585_2_F585_5	188.166	11003.37828	F585_7_F585_8	133.233	9466.564805
F585_2_F585_6	360.314	31950.1183	F585_7_F585_9	336.558	22415.40045
F585_2_F585_7	288.828	31906.67354	F585_8_F585_9	353.521	10882.93739
F585_2_F585_8	305.791	20374.21048	Average	263.81	21106.67

LCRA μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P και του μελλοντικού SSP1-2.6

Διαδρομή	Κόστος	Απόσταση (m)	Διαδρομή	Κόστος	Απόσταση (m)
P0_F126_0	645.8	15907.27167	P5_F126_0	947.052	38584.12901
P0_F126_1	641.88	48461.60211	P5_F126_1	731.477	27752.17346
P0_F126_2	671.079	54857.43576	P5_F126_2	520.925	12805.47299
P0_F126_3	696.362	44816.459	P5_F126_3	831.08	32514.10796
P0_F126_4	317.001	7113.535062	P5_F126_4	795.464	61948.37012
P0_F126_5	437.33	27151.84155	P5_F126_5	698.735	45000.03353
P0_F126_6	657.95	27614.84275	P5_F126_6	911.451	41339.68321
P0_F126_7	473.162	36206.58577	P5_F126_7	645.757	33246.21218
P0_F126_8	571.962	42382.20895	P5_F126_8	694.134	26661.16979
P0_F126_9	348.504	15024.93633	P5_F126_9	781.226	60471.93252
P1_F126_0	546.534	24235.74313	P6_F126_0	265.233	1061.629474
P1_F126_1	330.958	13403.78758	P6_F126_1	494.657	20365.66406
P1_F126_2	298.343	6715.175858	P6_F126_2	523.857	26761.49772
P1_F126_3	430.562	18165.72208	P6_F126_3	549.139	16720.52095
P1_F126_4	394.946	47599.98424	P6_F126_4	317.408	11127.16703
P1_F126_5	298.217	30651.64765	P6_F126_5	368.389	17345.58065
P1_F126_6	510.933	26991.29734	P6_F126_6	581.105	13685.23033
P1_F126_7	245.238	18897.8263	P6_F126_7	325.94	8110.647727
P1_F126_8	293.616	12312.78391	P6_F126_8	424.739	14286.27091
P1_F126_9	380.708	46123.54664	P6_F126_9	381.466	19642.96894
P2_F126_0	716.933	25895.62626	P7_F126_0	533.665	16331.31591
P2_F126_1	594.885	35331.61419	P7_F126_1	346.365	8933.395949
P2_F126_2	624.084	41727.44785	P7_F126_2	375.565	15329.2296
P2_F126_3	649.367	31686.47109	P7_F126_3	417.692	10261.29485
P2_F126_4	486.419	30805.87171	P7_F126_4	382.076	39695.55701
P2_F126_5	381.207	9899.092312	P7_F126_5	285.347	22747.22043
P2_F126_6	622.145	15253.50331	P7_F126_6	498.064	19086.87011
P2_F126_7	426.167	23076.59786	P7_F126_7	232.369	10993.39908
P2_F126_8	524.967	29252.22104	P7_F126_8	284.954	5047.049556
P2_F126_9	472.181	29329.43411	P7_F126_9	367.839	38219.11941
P3_F126_0	511.012	8315.602425	P8_F126_0	1076.944	40666.86004
P3_F126_1	417.039	14230.51265	P8_F126_1	1073.023	73221.19048
P3_F126_2	446.238	20626.34631	P8_F126_2	1102.223	79617.02413
P3_F126_3	471.521	10585.36955	P8_F126_3	1127.505	69576.04737
P3_F126_4	408.338	10555.06981	P8_F126_4	748.145	31873.12343
P3_F126_5	326.73	20027.63226	P8_F126_5	868.474	51911.42992
P3_F126_6	539.447	16367.28194	P8_F126_6	1089.094	52374.43112
P3_F126_7	273.752	8273.810908	P8_F126_7	904.306	60966.17414
P3_F126_8	347.121	8151.119498	P8_F126_8	1003.106	67141.79732

P3_F126_9	409.222	35499.53124		P8_F126_9	779.648	39784.52469
P4_F126_0	395.069	21542.9124		P9_F126_0	351.845	11793.78085
P4_F126_1	179.494	10710.95685		P9_F126_1	229.796	21229.76878
P4_F126_2	164.729	8896.963803		P9_F126_2	258.996	27625.60244
P4_F126_3	279.097	15472.89135		P9_F126_3	284.278	17584.62567
P4_F126_4	243.481	44907.15351		P9_F126_4	138.162	23134.83987
P4_F126_5	146.752	27958.81692		P9_F126_5	53.269	7119.470274
P4_F126_6	359.468	24298.46661		P9_F126_6	254.15	2526.152971
P4_F126_7	93.774	16204.99557		P9_F126_7	61.078	8974.752446
P4_F126_8	142.151	9619.953183		P9_F126_8	159.878	15150.37563
P4_F126_9	229.243	43430.71591		P9_F126_9	123.925	21658.40227
				Average	482.7413	26525.74

LCRA μεταξύ των κέντρων κατανομής του παροντικού περιβαλλοντικού φακέλου P και του μελλοντικού SSP5-8.5

Διαδρομή	Κόστος	Απόσταση (m)	Διαδρομή	Κόστος	Απόσταση (m)
P0_F585_0	252.063	4166.138919	P5_F585_0	897.318	62395.39374
P0_F585_1	634.771	58810.62709	P5_F585_1	440.252	7508.888781
P0_F585_2	509.77	19440.64023	P5_F585_2	847.779	50213.8179
P0_F585_3	504.053	42477.90029	P5_F585_3	638.771	30175.54924
P0_F585_4	445.414	12732.61488	P5_F585_4	765.67	38370.53359
P0_F585_5	415.389	27155.91344	P5_F585_5	662.485	41512.83397
P0_F585_6	587.537	48102.65346	P5_F585_6	677.134	27393.22481
P0_F585_7	516.05	48059.2087	P5_F585_7	559.561	18528.91386
P0_F585_8	533.014	36526.74563	P5_F585_8	692.184	27773.70916
P0_F585_9	598.36	19157.69808	P5_F585_9	895.509	40722.54481
P1_F585_0	496.8	48047.00786	P6_F585_0	452.321	12587.8959
P1_F585_1	262.035	10668.36718	P6_F585_1	487.549	30714.68904
P1_F585_2	447.261	35865.43202	P6_F585_2	517.433	22559.36501
P1_F585_3	238.253	15827.16336	P6_F585_3	356.831	14381.96224
P1_F585_4	365.152	24022.14771	P6_F585_4	201.422	4191.708243
P1_F585_5	261.966	27164.44809	P6_F585_5	332.138	13858.38108
P1_F585_6	276.615	13044.83893	P6_F585_6	440.315	20006.71541
P1_F585_7	159.042	4180.527982	P6_F585_7	368.828	19963.27065
P1_F585_8	291.665	13425.32328	P6_F585_8	385.792	8430.807587
P1_F585_9	494.991	26374.15893	P6_F585_9	327.871	3878.379952
P2_F585_0	588.273	31252.89534	P7_F585_0	483.93	40142.58064
P2_F585_1	587.777	45680.63917	P7_F585_1	339.257	19282.42093
P2_F585_2	538.733	19071.31949	P7_F585_2	434.391	27961.00479
P2_F585_3	457.058	29347.91237	P7_F585_3	225.383	7922.736139
P2_F585_4	535.551	25682.03084	P7_F585_4	352.282	16117.72049
P2_F585_5	365.575	11686.69826	P7_F585_5	249.097	19260.02086
P2_F585_6	540.542	34972.66554	P7_F585_6	292.022	8574.447297
P2_F585_7	469.055	34929.22078	P7_F585_7	220.536	8531.002535
P2_F585_8	486.019	23396.75772	P7_F585_8	276.129	5080.619931
P2_F585_9	665.39	28034.04206	P7_F585_9	482.121	18469.73171
P3_F585_0	525.314	37422.99247	P8_F585_0	683.207	28925.72729
P3_F585_1	409.93	24579.53763	P8_F585_1	1065.915	83570.21546
P3_F585_2	475.774	25241.41663	P8_F585_2	940.914	44200.22859
P3_F585_3	279.212	8246.810831	P8_F585_3	935.197	67237.48866
P3_F585_4	310.626	5140.945628	P8_F585_4	876.558	37492.20325
P3_F585_5	290.48	16540.4327	P8_F585_5	846.532	51915.5018
P3_F585_6	362.696	13871.564	P8_F585_6	1018.681	72862.24183
P3_F585_7	291.209	13828.11924	P8_F585_7	947.194	72818.79706
P3_F585_8	333.102	8136.502958	P8_F585_8	964.158	61286.334

P3_F585_9	463.572	11566.02883		P8_F585_9	1029.504	43917.28645
P4_F585_0	345.335	45354.17713		P9_F585_0	240.016	23581.8635
P4_F585_1	128.421	12850.15513		P9_F585_1	222.688	31578.79376
P4_F585_2	295.796	33172.60129		P9_F585_2	190.477	11400.28765
P4_F585_3	86.788	13134.33263		P9_F585_3	91.969	15246.06696
P4_F585_4	213.687	21329.31698		P9_F585_4	170.462	11580.18542
P4_F585_5	110.502	24471.61736		P9_F585_5	31.328	7123.542161
P4_F585_6	125.151	10352.0082		P9_F585_6	175.453	20870.82013
P4_F585_7	9.09	1891.121313		P9_F585_7	103.966	20827.37537
P4_F585_8	140.201	10732.49255		P9_F585_8	120.93	9294.912307
P4_F585_9	343.526	23681.3282		P9_F585_9	300.301	13932.19664
				Average	443.22	25770.2

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ VI: ΥΓΡΟΒΙΟΤΟΠΟΙ ΤΗΣ ΠΕΡΙΟΧΗΣ ΜΕΛΕΤΗΣ

OBJECTID	Name	Type
29	ASBESTOS ABANDONED MINE LAKE	Artificial
30	PANO PLATRES RESERVOIR	Artificial
56	EPTAGONEIA IRRIGATION TANK No.2	Artificial
57	EPTAGONEIA IRRIGATION TANK No.1	Artificial
58	ARAKAPAS IRRIGATION TANK No.3	Artificial
59	ARAKAPAS IRRIGATION TANK No.2	Artificial
60	ARAKAPAS RESERVOIR	Artificial
61	ARAKAPAS IRRIGATION TANK No.1	Artificial
62	TRIMIKLINI RESERVOIR	Artificial
81	KLIROU-MALOUNTA-AKAKI RESERVOIR	Artificial
82	AGROKIPIA ABANDONED MINE LAKE	Artificial
83	KOKINOPEZOULA (KOKKINOLIMNI) ABANDONED MINE LAKE MITSERO	Artificial
84	HADJIKYRIAKOU PIG FARM LAKE- KATO MONI	Artificial
86	TAILING POND ABANDONED MINERAL ENRICHMENT PLANT HCM MITSERO No.2	Artificial
87	TAILING POND ABANDONED MINERAL ENRICHMENT PLANT HCM MITSERO No.1	Artificial
91	EPTAGONEIA IRRIGATION TANK No.3	Artificial
92	AKAPNOU IRRIGATION TANK	Artificial
93	ACHERA RESERVOIR (AGROKIPIA)	Artificial
94	LAGOUDERA IRRIGATION TANK	Artificial
95	KYPEROUNTA IRRIGATION TANK No.1	Artificial
96	CHANDRIA IRRIGATION TANK (STAVROS TOU KAMPOU)	Artificial
97	KYPEROUNTA IRRIGATION TANK No2	Artificial
98	RECYCLED WATER TANKS, KYPEROUNTA WASTEWATER TREATMENT PLANT	Artificial
99	AGRIDIA RESERVOIR	Artificial
100	AGROS RESERVOIR	Artificial
101	KATO MYLOS IRRIGATION TANK	Artificial
102	RECYCLED WATER TANKS, PELENTRI WASTEWATER TREATMENT PLANT	Artificial
105	TAMASOS RESERVOIR	Artificial
106	LYTHRODONTAS RECHARGE WEIR 'PANO DIMMA'	Artificial
110	AGIOI VAVATSINIAS RESERVOIR	Artificial
111	AGIOI VAVATSINIAS IRRIGATION TANK	Artificial
112	ORA IRRIGATION TANK No.3	Artificial
113	ORA IRRIGATION TANK No.2	Artificial
114	ORA IRRIGATION TANK No.1	Artificial
115	ODOU IRRIGATION TANK No.2	Artificial
116	ODOU IRRIGATION TANK No.1	Artificial
117	MELINI IRRIGATION TANK No.2	Artificial
118	MELINI IRRIGATION TANK No.1	Artificial
119	LEFKARA RESERVOIR	Artificial
130	KOURTELLARIS LAKE	Artificial
146	KAPEDES ABANDONED MINE LAKE	Artificial

147	ANGEL'S HILLS ABANDONED MINE LAKE KAMPIA	Artificial
159	XYLIATOS LAKE	Artificial
160	MEMI ABANDONED MINE LAKE	Artificial
161	XYLIATOS RESERVOIR	Artificial
162	KALO HORIO RESERVOIR	Artificial
163	VYZAKIA RESERVOIR	Artificial
165	LAZANIAS ABANDONED QUARRY LAKE	Artificial
166	FARMAKAS QUARRY LAKE	Artificial
167	FARMAKAS IRRIGATION TANK No.2	Artificial
168	FARMAKAS IRRIGATION TANK No.1	Artificial
169	PALAICHORI, KAMPI (APLIKI) RESERVOIR	Artificial
182	PETRA RECHARGE WEIR KATO DIMMA	Artificial
183	PETRA RECHARGE WEIR 'PANO DIMMA'	Artificial
223	SOLEA RESERVOIR	Artificial
259	ALMIROLIVADO	Natural
316	ARAKAPAS RECHARGE WEIR	Artificial
323	POLITIKO RECHARGE WEIR	Artificial
324	PERA RECHARGE WEIR	Artificial
325	EPISKOPIO RECHARGE WEIR	Artificial
326	ANAGIA RECHARGE WEIR No.1	Artificial
327	ANAGIA RECHARGE WEIR No.2	Artificial
328	ANAGIA RECHARGE WEIR No.3	Artificial
329	PANO DEFTERA RECHARGE WEIR	Artificial
332	MITSERO RECHARGE WEIR	Artificial
333	TAILING POND ABANDONED MINERAL ENRICHMENT PLANT HCM AGIOI ILIOFOTI	Artificial
341	VIZAKIA RECHARGE WEIR No.1	Artificial
343	FLASOU IRRIGATION TANK	Artificial
349	LAND OF DREAMS FISHING POND	Artificial
366	EPISKOPEIO RECHARGE	Artificial
368	ERGATES RECHARGE WEIR	Artificial
369	GIALIAS RECHARGE WEIR - LYTHRODONTAS	Artificial