ΑΝΟΙΚΤΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΚΥΠΡΟΥ

ΣΧΟΛΗ ΘΕΤΙΚΩΝ ΚΑΙ ΕΦΑΡΜΟΣΜΕΝΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ

Μεταπτυχιακό Πρόγραμμα

ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΚΑΙ ΠΡΟΣΤΑΣΙΑ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΔΙΑΤΡΙΒΗ ΕΠΙΠΕΔΟΥ ΜΑΣΤΕΡ

Μοντελοποίηση της δυνητικής κατανομής του ενδημικού επαπειλούμενου φυτού *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στην Κύπρο

Ανδρέας Νίκου Μουσικός

Επιβλέπων Καθηγητής

Δρ. Ιωάννης Βογιατζάκης

Δεκέμβριος, 2015

Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου

ΣΧΟΛΗ ΘΕΤΙΚΩΝ ΚΑΙ ΕΦΑΡΜΟΣΜΕΝΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ

ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΚΑΙ ΠΡΟΣΤΑΣΙΑ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

Μοντελοποίηση της δυνητικής κατανομής του ενδημικού επαπειλούμενου φυτού *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στην Κύπρο

Ανδρέας Νίκου Μουσικός

Επιβλέπων Καθηγητής

Δρ. Ιωάννης Βογιατζάκης

Δεκέμβριος, 2015

Περιεχόμενα

Περιεχόμενα 3

Ευχαριστίες 7

Περίληψη 8

Abstract 9

Κατάλογος Εικόνων 10

Κατάλογος Πινάκων 10

Συντομογραφίες 11

Εισαγωγή 13

1.1 Σκοπός και Στόχοι 14

1.2 Ερευνητική Προσέγγιση 15

1.3 Αναμενόμενα Αποτελέσματα 15

1.4 Δομή της Μεταπτυχιακής Διατριβής 16

2. Βιβλιογραφική Ανασκόπηση 17

2.1 Ιδιότητες του Πληθυσμού 17

2.1.1. Η πυκνότητα 17

2.1.2. Κατανομή στο χώρο 18

2.1.3. Διασπορά και Κατανομή 18

2.1.4. Συμπεριφορά και επιλογή ενδιαιτήματος 19

2.1.4.1.Βιοτικοί παράγοντες 19

2.1.4.2.Αβιοτικοί παράγοντες 19

2.2. Βιβλιογραφική ανασκόπηση των μοντέλων πρόβλεψης κατανομής ειδών 21

2.2.1. Τι είναι τα μοντέλα κατανομής ειδών (SDM) και πως λειτουργούν 22

2.2.2. Οικολογική θεωρία και οι παραδοχές πίσω από τα μοντέλα κατανομής των ειδών 24

2.2.3. Υποθέσεις πίσω από τα μοντέλα κατανομής των ειδών και την έννοια της θέσης 25

2.2.3.1. Το αξίωμα της ισορροπίας (Equilibrium postulate) 25

2.2.3.2. Η έννοια της οικοθέσης (niche concept) 25

2.2.4. Ο ανταγωνισμός και άλλες βιοτικές αλληλεπιδράσεις 26
2.2.5. Επιλογή της κατάλληλης χωρικής κλίμακας 27
2.2.5.1. Τα Μοντέλα για οργανισμούς με υψηλή κινητικότητα 28
2.2.5.2. Μοντέλα για οργανισμούς με πολύ περιορισμένη/τοπική κινητικότητα 29
2.2.6. Προσαρμογή και αξιολόγηση των μοντέλων κατανομής ειδών (SDM) 29
2.2.6.1. Η επιλογή μοντέλου και οι αλληλεπιδράσεις των προγνωστικών παραγόντων 29
2.2.6.2. Η αντιμετώπιση της χωρικής εξάρτησης 30
2.2.6.3. Αξιόπιστες προβλέψεις και αξιολόγηση 30
2.2.7. Οι δυνατότητες εφαρμογής των SDM 31
2.2.7.1. Προβλέψεις των SDM σε μελλοντικές κλιματικές συνθήκες 32
2.2.7.2. Εφαρμογή των SDM στο σχεδιασμό της διατήρησης/προστασίας 33
2.2.8. Οι νέες προκλήσεις στην έρευνα των SDM 33
2.2.8.1. Η Διαδικασία Μετανάστευσης 34
2.2.8.2. Μεγαλύτερη εμπλοκή της Δυναμικής Πληθυσμού 34
2.2.8.3. Η Ενσωμάτωση βιοτικών αλληλεπιδράσεων 34
2.2.8.4. Η μοντελοποίηση λειτουργικών ομάδων και Κοινοτήτων 35
2.3. Παρουσίαση και Εφαρμογές του λογισμικού Maxent 35
2.3.1. Πως λειτουργεί το Maxent 37
2.3.2. Διαφορετικά παράγωγα του μοντέλο Maxent 38
2.3.3. Η εφαρμογή του Maxent 39
2.3.4. Ρυθμίσεις του μοντέλου 41
2.3.4.1. Δεδομένα υπόβαθρου (Background data) 41
2.3.4.2. Λειτουργίες 42
2.3.4.3. Η Κανονικοποίηση/Ρύθμηση 43
2.3.4.4. Απόκλιση δειγματοληψίας (Sampling bias) 44
2.3.4.5. Τύποι δεδομένων εξόδου 45
2.3.4.6. Αξιολόγηση των μοντέλων 46
3. Μεθοδολογία 48

3.1 Γενικά τοπογραφικά και γεωμορφολογικά στοιχεία 48
3.1.1.Θέση και έκταση 48
3.1.2. Μορφολογία εδάφους 48
3.1.3. Κλίμα 49
3.1.4. Κυπριακή χλωρίδα 50
3.1.4.1. Σπάνια και απειλούμενα φυτά της Κύπρου 52
3.1.4.2. Ευρωπαϊκό και Διεθνές Καθεστώς 53
3.1.5. Κυπριακή Πανίδα 53
3.2. Το υπό μελέτη είδος 54
3.2.1. Γεωγραφική κατανομή, μέγεθος και πυκνότητα πληθυσμών 56
3.2.2. Συνθήκες προστασίας 56
3.2.3. Οικότοπος – Φυτοκοινωνία 57
3.2.4. Φαινολογία/Βιολογία 58
3.2.5. Εκτιμώμενες απειλές 58
3.2.6. Προτάσεις για τη διατήρηση του φυτού 59
3.3 Δεδομένα 60
3.3.1. Προετοιμασία Δεδομένων 60
3.3.2. Περιβαλλοντικές Μεταβλητές 61
3.3.3. Κατασκευή του Μοντέλου (Model Building) 62
3.3.3.1.Μοντελοποίηση με τη χρήση του Maxent 62
3.3.3.2. Ρυθμίσεις (Advanced Settings) 64
3.3.3.3. Κατώτατα Όρια (Thresholds) 65
3.4. Δεδομένα Εξόδου του Maxent 66
3.4.1. Μορφές εκροών του Maxent 66
3.4.2. Ερμηνεία των εκροών του Maxent (Outputs) 66
4. Αποτελέσματα 71
4.1. Η Αξιοπιστία των προβλέψεων του μοντέλου 71
4.2. Αξιολόγηση της ποιότητας των μοντέλων 74

4.3. Αξιολόγηση των Περιβαλλοντικών Μεταβλητών στο Maxent 76

4.3.1. Δοκιμή jackknife για το Μοντέλο I 76

4.3.2. Δοκιμή jackknife για το Μοντέλο II 79

4.3.3. Δοκιμή jackknife για το Μοντέλο III 80

4.4. Μελλοντικές εφαρμογές 82

5. Συμπεράσματα 84

5.1. Συμπεράσματα για τα μοντέλα κατανομής των ειδών 84

5.2. Συμπεράσματα για τη χρήση του Maxent 85

Βιβλιογραφία 89

Παράρτημα 1. Θέσεις κατανομής του υποείδους 103

Παράρτημα 2. Maxent model for Phlomis_cypria_occidentalis 106

Ευχαριστίες

Αποφάσισα να γίνω περιβαλλοντολόγος από αγάπη και πόνο, αγάπη για τον κόσμο και την ομορφιά του, και πόνο που τον βλέπω να καταστρέφετε. Επειδή ήμουν σε επαφή με τα συναισθήματα αυτά, μπόρεσα να κατανοήσω τι συμβαίνει στον κόσμο μας. Πιστεύω ότι αυτή η αγάπη και αυτός ο πόνος είναι έμφυτα σε κάθε άνθρωπο. Και όταν ξυπνήσουν, το άτομο αυτό γίνεται περιβαλλοντολόγος.

Θα ήθελα να ευχαριστήσω τον ακαδημαϊκό υπεύθυνο του προγράμματος Δρ. Ιωάννη Βογιατζάκη για την επιστημονική καθοδήγηση κατά τη διάρκεια της συγγραφής της διατριβής μου.

Θα ήθελα επίσης να ευχαριστήσω τον κ. Βασίλη Τρίγκα, για την πολύτιμη βοήθειά του σε ότι αφορά θέματα τεχνικής φύσης.

Ευχαριστίες οφείλω ακόμα στον Φιλοδασικό Σύνδεσμο Κύπρου, γα την παροχή των δεδομένων κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis.*

Περίληψη

Στη μελέτη αυτή έχουμε επιλέξει να χρησιμοποιήσουμε το Maxent ως τεχνική μοντελοποίησης της δυνητικής κατανομής του ενδημικού επαπειλούμενου φυτού *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στην Κύπρο. Παράλληλα εξετάζεται η αξιοπιστία και η ακρίβεια του λογισμικού. Το ενδημικό είδος *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* επιλέχθηκε για τη μελέτη αυτή λόγω της πληθώρας των διαθέσιμων πληροφοριών και δεδομένων για την εμφάνιση και την βιολογία του. Επίσης η περιορισμένη κατανομή του είδους, στο Βορειοδυτικό κυρίως τμήμα του νησιού, επιτρέπει μια επικεντρωμένη και στοχευόμενη σύγκριση ανάμεσα στα δεδομένα παρουσίας και στα μοντέλα κατανομής που θα παραχθούν από το λογισμικό Maxent.

Τα γεωγραφικά δεδομένα των θέσεων καταγραφής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* (125 θέσεις) που λήφθηκαν από τον Φιλοδασικό Σύνδεσμο Κύπρου, οι βιοκλιματικές και οι βιοφυσικές μεταβλητές έχουν χρησιμοποιηθεί ως εισροές στο λογισμικό Maxent. Εξετάσαμε την ακρίβεια της μοντελοποίησης, συγκρίνοντας τις προβλεπόμενες πιθανότητες παρουσίας πληθυσμών του είδους έναντι των θέσεων καταγραφής του.

Για την αύξηση της ακρίβειας των προβλέψεων, χρησιμοποιήθηκαν και συγκρίθηκαν τρία διαφορετικά μοντέλα που παράχθηκαν από τη χρήση δυο διαφορετικών συνόλων από περιβαλλοντικές μεταβλητές (βιοκλιματικές και βιοφυσικές). Ακολούθως αξιολογήθηκε η συμβολή των περιβαλλοντικών μεταβλητών στην πρόβλεψη της κατανομής του υπό μελέτη είδους.

Διαπιστώσαμε ότι το Maxent είναι αρκετά αξιόπιστο στις προβλέψεις του. Μεγαλύτερη συμβολή στην ακριβή πρόβλεψη της κατανομής του είδους είχαν οι βιοκλιματικές μεταβλητές, που συνδέονται άμεσα με τον βιολογικό κύκλο του είδους, δίνοντας πιο αξιόλογα μοντέλα. Γεγονός που επιβεβαιώνει ότι η κατανομή ενός είδους χαρακτηρίζεται περισσότερο από τον βιοκλιματικό του χώρο, παρά τον βιοφυσικό του.

Abstract

In this study Maxent software has been chosen as a modeling technique for the potential distribution of the endemic threatened plant *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* in Cyprus. Furthermore the reliability and the accuracy of the software is been evaluated. The endemic species *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* was chosen for this study because of the number of available information and data on its occurrence and biology. Also, the limited distribution of the species, mainly in the Northwest part of the Island, permits a focused and targeted comparison between the presence-only data of the species and the distribution models that will be generated by Maxent software.

The geographic data of the species locations (125 positions) that were obtained from the Cyprus Association of Friends of Forests and the bioclimatic and biophysical environmental variables have been used as inputs in the Maxent software. We examined the accuracy of Maxent modeling, comparing the predicted probabilities of specie's populations presence versus the recent data from specie's detection.

To increase the accuracy of the predictions, three models were produced with the use of two different sets of environmental variables, biophysical and bioclimatic. The models were used and compared and subsequently the contribution of the environmental variables to the prediction of the distribution of the studied specie was evaluated.

We concluded that Maxent is reliable enough on its forecasts. The bioclimatic variables had a higher contribution to the accurate prediction of the distribution of the species, probably because they are directly related to the biological cycle of the species thus giving more reliable models. This confirms that specie's distribution is designated more from the bioclimatic space rather than the biophysical space.

Κατάλογος Εικόνων

Εικόνα 3.1: *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*. Φωτογραφία παρμένη από Flora of Cyprus. Available at: http://www.flora-of-cyprus.eu/], Photo: (c) jan.stefka, some rights reserved (CC BY-NC) 54

Εικόνα 3.2: Κατανομή του *Phlomis cypria* σύμφωνα με τα δεδομένα του Meikle (1985). Κύκλοι: ssp. *Cypria*, κουκίδες: ssp. *Occidentalis*, οι κατά το ήμισυ μαυρισμένοι κύκλοι αναφέρονται σε μεταγενέστερες παρατηρήσεις από τους Tsintides, 1998 και Tsintides, et al., 2002..... 55

Εικόνα 3.3: Ανάλυση παράλειψης (Analysis of Omission/Commission)..... 67

Εικόνα 3.4: Ευαισθησία vs Ειδικότητας (Sensitivity vs 1 –Specificity)..... 68

Εικόνα 3.5: Αναπαράσταση του μοντέλου Maxent για το είδος *Phlomis cypria* ssp. *Occidentalis*..... 69

Εικόνα 3.6: Η καμπύλη απόκρισης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για τη βιοκλιματική μεταβλητή bio_1 (μέση ετήσια θερμοκρασία)..... 70

Εικόνα 4.1: Κατανομή του Phlomis cypria σύμφωνα με τα δεδομένα του Meikle (1985). Κύκλοι: ssp. c*ypria*, κουκίδες: ssp. *occidentalis*, οι κατά το ήμισυ μαυρισμένοι κύκλοι αναφέρονται σε μεταγενέστερες παρατηρήσεις από τους Tsintides 1998 και Tsintides et al. 2002. Προσαρμογή από Εικ.3.2. 72

Εικόνα 4.2: Μοντέλο ΙΙ: Αναπαράσταση του μοντέλου Maxent για το είδος Phlomis cypria ssp. Occidentalis με τη χρήση των βιοφυσικών μεταβλητών. 73

Εικόνα 4.3: Μοντέλο ΙΙΙ: Αναπαράσταση του μοντέλου Maxent για το είδος *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* Μοντελοποίηση με τη χρήση των βιοκλιματικών μεταβλητών..... 73

Εικόνα 4.4: Jackknife για το κέρδος των δεδομένων εκπαίδευσης (training gain) του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο Ι, περιλαμβάνονται όλες (7) οι μεταβλητές. 77

Εικόνα 4.5: Η καμπύλη απόκρισης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για τη βιοκλιματική μεταβλητή bio_16 (βροχόπτωση υγρότερου τριμήνου) από το Μοντέλο Ι. 78

Εικόνα 4.6: Η καμπύλη απόκρισης του *Phlomis cypria* ssp. o*ccidentalis* για τη βιοκλιματική μεταβλητή bio_1 (μέση ετήσια θερμοκρασία) από το Μοντέλο Ι. 79

Εικόνα 4.7: Jackknife για το κέρδος των δεδομένων εκπαίδευσης (training gain) του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο ΙΙ, περιλαμβάνονται οι βιοφυσικές μεταβλητές (3). 80

Εικόνα 4.8: Jackknife για το AUC του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο ΙΙ, περιλαμβάνονται οι βιοφυσικές μεταβλητές (3). 80

Εικόνα 4.9: Jackknife για το κέρδος των δεδομένων εκπαίδευσης (training gain) του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο ΙΙΙ, περιλαμβάνονται οι βιοκλιματικές μεταβλητές (4). 81

Εικόνα 4.10: Jackknife για το AUC του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο ΙΙΙ, περιλαμβάνονται οι βιοκλιματικές μεταβλητές (4)..... 81

Εικόνα 4.11: Jackknife για το AUC του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο Ι, περιλαμβάνονται όλες (7) οι μεταβλητές..... 82

Κατάλογος Πινάκων

Πίνακας 2.1: Μελέτες που αφορούν άγρια ζωή όπου χρησιμοποιήθηκε μοντελοποίηση με Maxent για να συσχετιστούν τα πρότυπα κατανομής με τους δεδηλωμένους στόχους. 36

Πίνακας 3.1: Το ποσοστό ενδημισμού σε διάφορες περιοχές της Μεσογείου. Προσαρμογή από Καδής (1995). 51

Πίνακας 3.2: Χαρακτηριστικά του είδους *Phlomis cypria*. Προσαρμογή από Meikle (1985). 55

Πίνακας 3.3: Οι περιοχές καταγραφής του υποείδους *Phlomis cypria ssp. occidentalis* εντός του Δάσους Πάφου. Π*ροσαρμογή από* Κωνσταντινίδης και Τσιουρλής (2010). 56

Πίνακας 3.4: Η Κλίμακα των Βιοφυσικών Μεταβλητών..... 61

Πίνακας 3.5: Βιοκλιματικές μεταβλητές. Προσαρμογή από WorldClim..... 61

Πίνακας 3.6: Περιβαλλοντικές Μεταβλητές που χρησιμοποιήθηκαν στην κατασκευή του κάθε μοντέλου για την πρόβλεψη κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στην Κύπρο 62

Πίνακας 3.7: Ανάλυση της Συμβολής των Μεταβλητών (Analysis of Variable Contributions) 70

Πίνακας 4.1: Μετρικές Αξιολόγησης της ποιότητας των Μοντέλων 75

Πίνακας 4.2: Προστατευόμενες Περιοχές του Δικτύου Natura 2000, όπου φύεται το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*..... 83

Συντομογραφίες

ASCII American Standard Code for Information Interchange

AUC Area Under the receiver operator Curve

CR (Critically Endangered) Κρισίμως Κινδυνεύοντα

CSV Comma-separated values

DD (Inadequate Data-Data Deficient) Ανεπαρκώς Γνωστά

DEM Digital Elevation Models

EN (Endangered) Κινδυνεύοντα

HTML Hypertext markup language

IUCN International Union for Conservation of Nature

LC (Least Concern) Ελάχιστα Ανησυχητικά

Maxent Maximum Entropy Model

NT (Near Threatened) Εγγύς Απειλούμενα

PO Presence Only data

RE (Regionally Extinct) Τοπικά Εξαφανισθέντα

ROC Receiver operator characteristics

ROR Relative Occurrence Rate

SAC Special Area of Conversation

SCI (Scientific Community of Interest) Τόπος Κοινοτικής Σημασίας

SD (Standard Deviation) Τυπική Απόκλιση

SDM Species Distribution Models

SPA (Special Protected Area) Ειδική Περιοχή Προστασίας

UTM Universal Transverse Mercator

VU (Vulnerable) Εύτρωτα

WGS World Geodetic System

Κεφάλαιο Πρώτο

Εισαγωγή

Η διαθεσιμότητα περιβαλλοντικών δεδομένων και η ταχεία ανάπτυξη των ηλεκτρονικών υπολογιστών έχουν οδηγήσει στην ανάπτυξη μοντέλων ικανών να προβλέψουν την πιθανή γεωγραφική κατανομή ενός είδους με βάση τις περιβαλλοντικές του προτιμήσεις. Στην παρούσα εργασία χρησιμοποιήθηκαν τα δεδομένα παρουσίας του ενδημικού είδους *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* σε συνδυασμό με δορυφορικά περιβαλλοντικά δεδομένα σαν εισροές στο λογισμικό Maxent, με σκοπό την πρόβλεψη των περιοχών της δυνητικής κατανομής του είδους στην Κύπρο.

Η δημιουργία μοντέλων πρόβλεψης της κατανομής ενός είδους βρίσκει εφαρμογή σε διάφορα πεδία όπως είναι ο σχεδιασμός μεθόδων ορθολογικής διαχείρισης των αποθεμάτων, ο σχεδιασμός επιστημονικών δειγματοληψιών ή ο καθορισμός προστατευόμενων περιοχών (Giannoulaki, et al., 2007).

Τα μοντέλα κατανομής των ειδών έχουν χρησιμοποιηθεί για την πρόβλεψη κατανομής μιας μεγάλης ποικιλίας ειδών (Guisan and Thuiller, 2005; Araujo and Guisan, 2006), και χρησιμοποιούνται όλο και περισσότερο στην μελέτη επαπειλούμενων ειδών (Guarino, 1995). Τα δεδομένα εισόδου του Maxent περιλαμβάνουν τα δεδομένα γεωγραφικής κατανομής του είδους, καθώς και τη στατιστική αντιπροσώπευση του γεωφυσικού περιβάλλοντος και του πραγματικού κλίματος, δηλαδή ένα σύνολο βιοκλιματικών (π.χ. θερμοκρασίας και βροχόπτωσης) και βιοφυσικών παραμέτρων. Οι παραγόμενοι χάρτες κατανομής του Maxent σκοπό έχουν να δώσουν μια ένδειξη των θέσεων όπου μπορεί να είναι παρόν το είδος.

Ενδιαφερθήκαμε για ένα φυτό με γνωστή κατανομή και περιορισμένη εξάπλωση όπως το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis,* για το οποίο μπορούν να συλλεχθούν δεδομένα από συγκεκριμένες περιοχές. Στα μοντέλα κατανομής του Maxent, δεχόμαστε έμμεσα την υπόθεση ότι τα δεδομένα παρουσίας του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* που έχουμε λάβει από το Τμήμα Δασών, παρέχουν πλήρη κάλυψη της περιοχής κατανομής του είδους. Στην πράξη όμως τα ελλιπή δεδομένα παρουσίας του είδους και η απόκλιση δειγματοληψίας μπορεί να οδηγήσουν σε συστηματικό αποκλεισμό ορισμένων περιοχών κατανομής του είδους από τα δεδομένα παρουσίας.

Το είδος μελέτης *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* είναι ενδημικό της Κύπρου, και έχει καταταχθεί στα εύτρωτα είδη στην κατηγορία VU B1ab(iii,v)+2ab(iii,v), σύμφωνα με το Κόκκινο Βιβλίο της

Χλωρίδας της Κύπρου (Tsintides, et al., 2007). Περιλαμβάνεται τόσο στο Παράρτημα ΙΙ της Οδηγίας των Οικοτόπων (92/43/ΕΟΚ), όσο και στο Παράρτημα Ι της Σύμβασης της Βέρνης για τη Διατήρηση της Άγριας Ζωής και του Φυσικού Περιβάλλοντος της Ευρώπης. Ένας αριθμός των υπο-πληθυσμών του *Phlomis cypria* sup. *occidentalis* βρίσκονται σε περιοχές Natura 2000 (Bilz, 2013; Tsintides, *et al.*, 2007).

Στην εργασία αυτή χρησιμοποιούμε την κατανομή του ενδημικού είδους *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*, για να διερευνηθεί το κατά πόσο τα μοντέλα πρόβλεψης κατανομής από το λογισμικό Maxent συμπίπτουν με τις περιοχές παρουσίας του είδους. Επιπλέον, συγκρίνουμε τις προβλέψεις κατανομής του Maxent, έναντι της πραγματικής κατανομή του είδους, όπως αυτή πηγάζει από τα δεδομένα παρουσίας του είδους που χρησιμοποιήθηκαν. Τα αποτελέσματα χρησιμοποιούνται για να συζητηθεί η εφαρμοσιμότητα του Maxent.

1.1. Σκοπός και Στόχοι

1. Να αποτυπωθούν οι περιοχές δυνητικής κατανομής του είδους *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στην Κύπρου με την εξαγωγή των χαρτών πρόβλεψης κατανομής.

2. Να προσδιοριστεί ο ρόλος των κλιματικών και περιβαλλοντικών παραγόντων που καθορίζουν την χωρική κατανομή του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στην Κύπρο.

3. Να αξιολογηθεί η ακρίβεια της μοντελοποίησης κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* με τη βοήθεια του λογισμικού Maxent, μέσω των διαθέσιμων δεδομένων παρουσίας του.

Η αξιολόγηση αυτή μπορεί να έχει πρακτική εφαρμογή σε είδη με λιγοστά δεδομένα παρουσίας, ή και είδη η συλλογή (δειγματοληψία) των οποίων γίνεται με δυσκολία.

Στα πλαίσια της παρούσας διατριβής, ως δυνητική κατανομή του είδους ορίζεται η γεωγραφική περιοχή που ικανοποιεί όλες τις συνιστώσες της θεμελιώδους οικοθέσης του, όπως ο βιοκλιματικός χώρος, οι χρήσεις γης, ο τύπος των εδαφών και το υψόμετρο.

1.2 Ερευνητική Προσέγγιση

Για την υλοποίηση των ερευνητικών στόχων θα ακολουθηθεί η εξής διαδικασία:

1. Για την υλοποίηση του 1ου στόχου: θα μοντελοποιηθεί η κατανομή του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*, με τη βοήθεια του λογισμικού Maxent και στη συνέχεια θα επικυρωθούν οι προβλέψεις του μοντέλου, μέσω άμεσης σύγκρισης με τα δεδομένα παρουσίας του είδους. Το Maxent προέβλεψε περιοχές κατανομής του είδους παρόμοιες με τις περιοχές εμφάνισης του, στην δυτική Κύπρο.

2. Για την υλοποίηση του 2ου στόχου: Μέσω της μοντελοποίηση της κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* με τη βοήθεια του λογισμικού Maxent, θα προσδιοριστούν οι περιβαλλοντικοί παράγοντες που επηρεάζουν περισσότερο την κατανομή του είδους.

1.3 Αναμενόμενα Αποτελέσματα

1. Προσδιορισμός των περιοχών κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* όπως αυτές θα καθοριστούν από το μοντέλο κατανομής Maxent.

2. Η χρήση της μοντελοποίησης (με παρουσία ειδών) αποτελεί απαραίτητο εργαλείο για τον σχεδιασμό μιας έρευνας, μέσω των αποτελεσμάτων αναμένεται η ανακάλυψη πληθυσμών του είδους *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* έξω από την προηγουμένως γνωστή για το είδος περιοχή.

3. Το Maxent ταιριάζει στον καθορισμό της πραγματικής κατανομής ενός είδους, αναμένεται να προβλέψει με επιτυχία εμφάνιση του είδους σε περιοχές που δεν μελετήθηκαν στο παρελθόν και συνιστάται ως μια τεχνική για τον προσδιορισμό μιας συντηρητικής κατανομής ενός είδους. Η μοντελοποίηση με την χρήση Maxent αναμένεται να βοηθήσει σε μεγάλο βαθμό τη διατήρηση της βιοποικιλότητας, ιδιαίτερα στην ανάπτυξη σχεδίων/ έρευνας ή στην πρώτη εκτίμηση της κατανομής ενός είδους.

1.4 Δομή της Μεταπτυχιακής Διατριβής

Η διατριβή ακολουθεί την παρακάτω δομή:

Στο δεύτερο κεφάλαιο παρουσιάζεται το θεωρητικό υπόβαθρο, περιλαμβάνοντας βιβλιογραφική ανασκόπηση των μοντέλων κατανομής των ειδών. Ακολουθεί ανασκόπηση της δομής και λειτουργίας του λογισμικού μοντελοποίησης Maxent, το οποίο θα χρησιμοποιηθεί για την μοντελοποίηση του ενδημικού είδους *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* .

Στο τρίτο κεφάλαιο παρουσιάζεται η περιοχή και το είδος μελέτης, καθώς επίσης τα δεδομένα και η μεθοδολογία που χρησιμοποιήθηκε. Στη συνέχεια, γίνεται επεξήγηση της μεθοδολογίας που ακολουθήθηκε.

Στο τέταρτο κεφάλαιο παρουσιάζονται τα αποτελέσματα που προέκυψαν, τόσο για την κατανομή του είδους όσο και για την αποτελεσματικότητα του λογισμικού Maxent.

Στο πέμπτο κεφάλαιο συζητούνται και αξιολογούνται πολλές από τις εκροές (outputs) του Maxent, και γίνεται μια σύντομη κριτική αξιολόγηση της μεθοδολογίας. Τέλος, συνοψίζονται τα κυριότερα συμπεράσματα που προέκυψαν και διατυπώνονται εισηγήσεις για μελλοντική έρευνα.

Κεφάλαιο Δεύτερο

2. Βιβλιογραφική Ανασκόπηση

2.1 Ιδιότητες του Πληθυσμού

Η βιοκοινότητα αποτελείτε από διάφορους πληθυσμούς φυτών και ζώων. Πληθυσμός είναι μια ομάδα ατόμων ενός συγκεκριμένου είδους, τα οποία διαβιούν σ' ένα ορισμένο βιότοπο και διακρίνονται από ορισμένες ιδιότητες, οι οποίες όμως, είναι χαρακτηριστικές του πληθυσμού και όχι των ατόμων (Silvertown and Charlesworth, 2009:122). Ο πληθυσμός έχει και ορισμένες κοινές με το άτομο ιδιότητες, όπως για παράδειγμα, την αύξηση, τη διαφοροποίηση, τη συντήρηση, την οργάνωση και τη δομή. Στις πιο βασικές, όσο και χαρακτηριστικές ιδιότητες του πληθυσμού, συγκαταλέγονται η πυκνότητα, η γεννητικότητα, η θνησιμότητα, η κατανομή ηλικιών, η κατανομή στο χώρο, το βιοτικό δυναμικό, η μορφή αύξησης.

2.1.1. Η πυκνότητα

Το πρωταρχικό μέγεθος που μας επιτρέπει την ανάλυση του πληθυσμού ενός είδους είναι ο αριθμός των φυτών ή των ζώων που τον απαρτίζουν. Αν και το μέγεθος αυτό δεν επαρκεί πάντοτε, για να παρουσιάσει με ακρίβεια και σαφήνεια τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ της πυκνότητας του πληθυσμού και του βιοτόπου (Danserau, 1957).

Η πυκνότητα είναι η πρώτη ιδιότητα που μετράται κατά την μελέτη ενός πληθυσμού. Με τον όρο πυκνότητα πληθυσμού ορίζεται το μέγεθος του πληθυσμού ανά μονάδα χώρου (Danserau, 1957). Σαν μονάδα χώρου μπορεί ληφθεί το εμβαδόν μιας χερσαίας ή υδάτινης επιφανείας, ή ο όγκος του εδάφους, του ύδατος ή του αέρα. Διακρίνονται δύο ξεχωριστοί τύποι πυκνότητας πληθυσμού: α) η συνολική πυκνότητα, που ορίζεται σαν ο αριθμός των ειδών ή η ολική βιομάζα ανά μονάδα χώρου και β) η ειδική ή οικολογική πυκνότητα, που ορίζεται σαν ο αριθμός των ειδών ή η βιομάζα ανά μονάδα χώρου, ο οποίος να είναι κατάλληλος για το είδος και να χρησιμοποιείται από αυτό(Allendorf and Lundquist, 2003).

Η πυκνότητα ενός πληθυσμού σε μια συγκεκριμένη βιοκοινότητα ορίζεται από ανώτερο και κατώτερο όριο, τα οποία δεν μπορεί να υπερβεί. Το ανώτερο όριο είναι βιοχημικά πιο σαφές και καθορίζεται από τη ροή ενέργειας του οικοσυστήματος, το τροφικό επίπεδο στο οποίο ανήκει το

είδος καθώς και από τον μεταβολισμό του. Εν αντιθέσει με το κατώτερο όριο που δεν είναι σαφώς καθορισμένο, με εξαίρεση τα σταθερά οικοσυστήματα, στα οποία η δράση των διάφορων ομοιοστατικών μηχανισμών επιβάλλει ένα κατώτερο όριο (Allendorf and Lundquist, 2003).

2.1.2. Κατανομή στο χώρο

Στους φυσικούς πληθυσμούς, τα είδη καθώς και τα άτομα που τα απαρτίζουν βρίσκονται κατανεμημένα στο χώρο σε διάφορες μορφές. Η κατανομή των ατόμων ενός πληθυσμού αυτή μπορεί να είναι ομοιόμορφη, τυχαία, ή συσσωματωμένη (Danserau, 1957).

Προϋπόθεση της τυχαίας κατανομής είναι ο βιότοπος να εμφανίζει μεγάλη ομοιογένεια και η θέση του κάθε ατόμου να είναι ανεξάρτητη από τη θέση του άλλου, γεγονός που την καθιστά σπάνια στην φύση. Η ομοιόμορφη κατανομή παρουσιάζεται συνήθως στις περιπτώσεις όπου ανάμεσα στα άτομα ενός είδους ασκούνται ισχυρές αλληλεπιδράσεις. Η ομοιόμορφη κατανομή απαντάται κυρίως στους πληθυσμούς των καλλιεργούμενων φυτών όπου και επιβάλλεται, με σκοπό την αποτελεσματική αξιοποίηση των πόρων (Maschinski and Whitham, 1989).

Η συνηθέστερα παρατηρούμενη κατανομή στη φύση είναι η συσσωματωμένη. Η συσσωμάτωση κατανομή επιδρά δυσμενώς ή ευμενώς στην επιβίωση ενός πληθυσμού. Σαν δυσμενής επίδραση χαρακτηρίζεται ο ανταγωνισμός που θα προκληθεί ανάμεσα στα άτομα, για τη χρήση ζωτικών πόρων, οι οποίοι ίσως βρίσκονται σε χαμηλή διαθεσιμότητα. Αντιθέτως, η επίδραση θα είναι ευνοϊκή όταν ο πληθυσμός καταφέρει να χρησιμοποιήσει αποτελεσματικότερα τους ζωτικούς πόρους και να μεταβάλει προς όφελος του κάποιον περιβαλλοντικό παράγοντα μέσω της προσαρμογής (Allendorf and Lundquist, 2003).

2.1.3. Διασπορά και Κατανομή

Με τον όρο διασπορά ορίζεται η μετακίνηση και η απομάκρυνση των ατόμων ενός είδους από την περιοχή προέλευσής τους ή από τα σημεία κέντρα μεγάλης/υψηής πληθυσμιακής πυκνότητας τους. Η διασπορά είχε πρωταρχικό ρόλο στην κατανομή των ειδών σε ολόκληρο τον πλανήτη. Η σημασία της διασποράς είναι εμφανέστερη όταν οι οργανισμοί φτάνουν σε μια καινούργια περιοχή, κατά την διαδικασία αυτή διακρίνεται και η επίδραση της διασποράς στην κατανομή ενός είδους (Silvertown and Charlesworth, 2009).

2.1.4. Συμπεριφορά και επιλογή ενδιαιτήματος

Όπως είναι γνωστό ορισμένοι οργανισμοί δεν καταλαμβάνουν ολόκληρη την εν δυνάμει περιοχή εξάπλωσής τους, αν και μπορεί να μην υπάρχουν φυσικά εμπόδια που να αποτρέπουν τη διασπορά τους σε περιοχές που δεν έχουν καταλάβει. Όταν ένα είδος περιορίζει την κατανομή του πληθυσμού του, αποφεύγοντας κάποιους βιοτόπους παρόλο που είναι κατάλληλοι για τη διαβίωσή του, η κατανομή του περιορίζεται μέσω της συμπεριφοράς του για την επιλογή ενδιαιτήματος (Allendorf and Lundquist, 2003; Eliane, et al., 2010; Wiens, et al., 1985).

Η κατανομή ενός είδους στον φυσικό χώρο καθορίζεται από διάφορους βιοτικούς και αβιοτικούς παράγοντες. Στους *βιοτικούς* παράγοντες περιλαμβάνονται όλοι οι οργανισμοί που ανήκουν στο περιβάλλον του είδους. Στους *αβιοτικούς* παράγοντες περιλαμβάνονται όλοι οι φυσικοί και χημικοί παράγοντες που επηρεάζουν την κατανομή και την αφθονία των οργανισμών, όπως η θερμοκρασία, η ηλιοφάνεια, το νερό και τα θρεπτικά συστατικά (Fletcher, 1987; Martin, 2001)

2.1.4.1.Βιοτικοί παράγοντες

Αρκετές φορές οι βιοτικοί παράγοντες, δηλαδή οι άλλοι οργανισμοί, ευθύνονται για τον περιορισμό της κατανομής ενός είδους. Οι αρνητικές αλληλεπιδράσεις με άλλους οργανισμούς (όπως για παράδειγμα η θήρευση, ο παρασιτισμούς ή ο ανταγωνισμός), ενδέχεται να μην επιτρέπουν στο είδος να ολοκληρώσει πλήρως τις βιολογικές του λειτουργίες, παρουσιάζοντας δηλαδή αδυναμία επιβίωσης και αναπαραγωγής (Fletcher, 1987; Martin, 2001).

Εν αντιθέσει η μετοίκηση σε ένα νέο ενδιαίτημα όπου απουσιάζουν άλλοι οργανισμοί από τους οποίους εξαρτάται το είδος ίσως περιορίσει την επιβίωση και την αναπαραγωγή του. Για παράδειγμα η επιβίωση πολλών ανθοφόρων φυτών εξαρτάτε από τους επικονιαστές τους. Οι θηρευτές και οι φυτοφάγοι οργανισμοί αποτελούν τους συνήθεις βιοτικούς παράγοντες που περιορίζουν την κατανομή ενός είδους. Άλλοι βιοτικοί παράγοντες που επηρεάζουν την κατανομή ενός είδους είναι η παρουσία ή η απουσία αποθεμάτων τροφής, οι ανταγωνιστές, η ύπαρξη παρασίτων και παθογόνων (Martin, 2001).

2.1.4.2.Αβιοτικοί παράγοντες

Η κατανομή ενός είδους περιορίζεται και από αβιοτικούς παράγοντες, όπως για παράδειγμα η θερμοκρασία, το νερό, το ηλιακό φως και το έδαφος. Εάν οι φυσικές συνθήκες μιας περιοχής δεν επιτρέπουν την επιβίωση και την αναπαραγωγή ενός είδους, τότε αυτό δεν πρόκειται να μετοικήσει στην περιοχή αυτή (Benton, 2009; Wiens, et al., 1985). Οι περισσότεροι αβιοτικοί παράγοντες

χαρακτηρίζονται τόσο από χωρική όσο και από χρονική ετερογένεια, δηλαδή εμφανίζουν διακύμανση στον χώρο και τον χρόνο (Wiens, et al., 1985).

Θερμοκρασία: Η θερμοκρασία του περιβάλλοντος αποτελεί σημαντικό παράγοντα για την κατανομή των οργανισμών, διότι επηρεάζει τις βιολογικές τους διεργασίες. Οι περισσότεροι οργανισμοί είναι αδύνατο να διατηρήσουν ενεργό μεταβολισμό σε ιδιαίτερα χαμηλές ή υψηλές θερμοκρασίες. Για τους περισσότερους οργανισμούς υπάρχει ένα συγκεκριμένο εύρος θερμοκρασιών του περιβάλλοντος στο οποίο αυτοί λειτουργούν βέλτιστα (Benton, 2009).

Νερό: Η διαθεσιμότητα νερού είναι ίσως ο κυριότερος παράγοντας που επηρεάζει την κατανομή ενός είδους και ποικίλλει σημαντικά μεταξύ των διαφόρων βιοτόπων. Για τους χερσαίους οργανισμούς, η απειλή της αφυδάτωσης είναι σχεδόν μόνιμη και η κατανομή τους στους διάφορους τύπους βιοτόπων αντανακλά την ικανότητά τους να εξασφαλίζουν νερό και να το διατηρούν στο εσωτερικό του σώματός τους (Eliane, et al., 2010).

Ηλιακό φως: Η ενέργεια στα πλείστα οικοσυστήματα προέρχεται από το ηλιακό φως, το οποίο απορροφάται από τους φωτοσυνθετικούς οργανισμούς. Η έλλειψη ηλιακού φωτός μπορεί να περιορίσει την κατανομή των φωτοσυνθετικών ειδών. Ο ανταγωνισμός για φως εντείνετε ιδιαίτερα στα δάση, λόγω της σκιάς που ρίχνουν τα φύλλα της κορυφής των δέντρων, ιδίως όσον αφορά τα σπέρματα που φυτρώνουν στον δασικό τάπητα. Παράλληλα η παρουσία υπερβολικής ποσότητας φωτός μπορεί να περιοριστεί την επιβίωση των οργανισμών (Benton, 2009; Eliane, et al.,2010).

Πετρώματα και έδαφος: Η κατανομή των φυτικών ειδών περιορίζεται από παράγοντες όπως το pH, τα ανόργανα συστατικά και η φυσική δομή των πετρωμάτων και του εδάφους. Οι παράγοντες αυτοί καθορίζουν εν μέρη την μωσαϊκότητα των χερσαίων οικοσυστημάτων. Το pH του εδάφους και του νερού ενδέχεται να περιορίσει την κατανομή των οργανισμών, τόσο άμεσα λόγω των ακραίων όξινων ή βασικών συνθηκών που δημιουργούνται, όσο και έμμεσα επηρεάζοντας τη διαλυτότητα θρεπτικών ουσιών και τοξινών (Christien, et al., 2002).

Κλίμα: Με τον όρο κλίμα καθορίζονται οι καιρικές συνθήκες που επικρατούν μακροπρόθεσμα σε μια περιοχή. Οι κύριες συνιστώσες του κλίματος είναι τέσσερεις αβιοτικοί παράγοντες, η θερμοκρασία, η βροχόπτωση, ο άνεμος και η ηλιοφάνεια. Οι κλιματικοί παράγοντες, κυρίως η θερμοκρασία και η βροχόπτωση, επιδράσουν σημαντικά στην κατανομή των χερσαίων οργανισμών (Benton, 2009).

2.2. Βιβλιογραφική ανασκόπηση των μοντέλων πρόβλεψης κατανομής ειδών

Κατά τις τελευταίες δεκαετίες, το ενδιαφέρον για τα μοντέλα πρόβλεψης κατανομής ειδών (SDM - species distribution models), τόσο φυτικών όσο και ζωικών, έχει αυξηθεί κατακόρυφα. Οι πρόσφατες εξελίξεις στα μοντέλα προσομοίωσης της κατανομής των ειδών επιτρέπουν δυνητικές προβλέψεις των ανθρωπογενών επιδράσεων στα μοτίβα της βιοποικιλότητας σε διαφορετικές χωρικές κλίμακες. Ωστόσο, ορισμένοι περιορισμοί εξακολουθούν να αποκλείουν τη χρήση των SDM σε πολλές θεωρητικές και πρακτικές εφαρμογές.

Παρακάτω, παραθέτετε μια βιβλιογραφική ανασκόπηση των πρόσφατων εξελίξεων στον τομέα αυτό. Αναλύονται οι οικολογικές αρχές και οι παραδοχές στις οποίες στηρίζονται τα SDM, και επισημαίνονται οι περιορισμοί και οι επιλογές που συνδέονται με την κατασκευή και την αξιολόγηση των SDM. Δίνετε ιδιαίτερη έμφαση στην χρήση των SDM σε θέματα διαχείρισης και διατήρησης.

Το ερώτημα του πώς τα φυτά και τα ζώα είναι κατανεμημένα στη Γη, στο χώρο και στο χρόνο, έχει εμπνεύσει πολλούς βιογεωγράφους και οικολόγους που αναζητούν απαντήσεις. Οι περισσότερες προσεγγίσεις μοντελοποίησης, που αναπτύχθηκαν για την πρόβλεψη της κατανομής φυτικών ή ζωικών ειδών, βασίστηκαν στην ποσοτικοποίηση της σχέσης είδους - περιβάλλοντος.

Τρεις φάσεις φαίνεται να έχουν σημαδέψει την ιστορία των μοντέλων κατανομής των ειδών: (i) η μη-χωρική στατιστική ποσοτικοποίηση των σχέσεων ειδών-περιβάλλοντος που βασίστηκε σε εμπειρικά δεδομένα, (ii) η ειδική (μη στατιστική, μη εμπειρική), βασισμένη στην χωρική μοντελοποίηση της κατανομής των ειδών, και (iii) η χωρικά σαφής στατιστική και εμπειρική μοντελοποίηση της κατανομής των ειδών (Ferrier, et al., 2004).

Τα πρώτα παραδείγματα, όπου χρησιμοποιήθηκε ο συσχετισμός ανάμεσα στην κατανομή των ειδών και του κλίματος στη διαδικασία της μοντελοποίησης, είναι εκείνα του Johnston (1924), που προέβλεπαν την επεμβατική εξάπλωση ενός είδους κάκτου στην Αυστραλία και του Hittinka (1963) όπου αξιολογούσε τους κλιματικούς παράγοντες που καθορίζουν την κατανομή των διαφόρων ευρωπαϊκών ειδών.

Κατά την δεκαετία του 1970 έγινε η πρώτη απόπειρα μοντελοποίησης της κατανομής ενός είδους βασισμένη σε υπολογιστή από τον Henry Nix και τους συνεργάτες του στην Αυστραλία (Nix, et al., 1977). Αυτό εν τέλει επιτεύχθηκε στις αρχές της δεκαετίας του 1980 από τον Ferrier (1984) και συνέβαλε σε μεγάλο βαθμό στην προώθηση αυτής της νέας προσέγγισης. Οι εξελίξεις αυτές έγιναν παράλληλα με τις εξελίξεις στην πληροφορική και στην στατιστική, παροτρύνοντας έτσι και την μετακίνηση από της οικολογίας από μια καθαρά θεωρητική βάση προς μια προγνωστική και πιο επιστημονική βάση, μια πιο κατατοπιστική και χρήσιμη οικολογία. Ως αποτέλεσμα, ο αριθμός των σχετικών δημοσιεύσεων αυξήθηκε σημαντικά κατά την δεκαετία του 1990. Η πρώτη σύνθετη ανασκόπηση της βιβλιογραφίας για την περίοδο πριν το 2000 έγινε από τους Guisan και Zimmerman (Guisan και Zimmerman, 2000).

Κατά τα τελευταία χρόνια, η προγνωστική μοντελοποίηση της κατανομής των ειδών είναι πλέον ένα σημαντικό εργαλείο για την επίλυση διαφόρων ζητημάτων στην οικολογία, την βιογεωγραφία, την εξέλιξη και, πιο πρόσφατα, στην έρευνα για την διατήρηση και την κλιματική αλλαγή.

Στο κεφάλαιο αυτό θα εξεταστούν οι πρόσφατες επιτυχίες στην ανάπτυξη των μοντέλων κατανομής των ειδών και θα παρουσιαστούν ορισμένοι από τους περιορισμούς τους. Στη συνέχεια θα συζητηθούν κάποια μεθοδολογικά ζητήματα, όπως οι αποφάσεις που πρέπει να ληφθούν κατά τη διαδικασία του σχεδιασμού και της αξιολόγησης των μοντέλων, καθώς και η χρήση τους στη διατήρηση και τη διαχείριση του περιβάλλοντος.

2.2.1. Τι είναι τα μοντέλα κατανομής ειδών (SDM) και πως λειτουργούν

Τα μοντέλα κατανομής ειδών (SDM) είναι εμπειρικά μοντέλα που συνδέουν τις παρατηρήσεις πεδίου με τις μεταβλητές των περιβαλλοντικών προβλέψεων, και βασίζονται σε επιφάνειες απόκρισης (response surfaces) με στατιστική ή/και θεωρητική προέλευση (Guisan and Zimmermann, 2000). Τα δεδομένα για ένα είδος μπορεί να είναι απλή παρουσία, παρουσία-απουσία ή παρατηρήσεις αφθονίας που βασίζονται σε δειγματοληψία (Graham, et al., 2004a).
Οι περιβαλλοντικές προβλέψεις επιδρούν άμεσα ή έμμεσα στην κατανομή των ειδών, και διατάσσονται σε διαβάθμιση από τους πιο εγγύς προς τους πιο απομακρυσμένους παράγοντες πρόβλεψης (Austin, 2002), και επιλέγετε η βέλτιστη πρόβλεψη που αντανακλά τους τρεις κύριους τύπους επίδρασης στα είδη (Guisan and Zimmermann, 2000; Huston, 2002):

i. Οι περιοριστικοί παράγοντες ή ρυθμιστές, ορίζονται ως οι παράγοντες που ελέγχουν την οικο-φυσιολογία ενός είδους (π.χ. η θερμοκρασία, το νερό, η σύνθεση του εδάφους)

ii. Οι διαταραχές, ορίζονται ως όλοι οι τύποι διαταραχών που επηρεάζουν τα οικολογικά συστήματα (φυσικές ή ανθρωπογενείς), και
iii. Οι πόροι, ορίζονται ως όλες οι ενώσεις που μπορούν να αφομοιωθούν από τους οργανισμούς (π.χ. ενέργεια και νερό).

Οι σχέσεις αυτές μεταξύ του είδους και του περιβάλλοντος του οδηγούν στην παρατήρηση διάφορων χωρικών μοτίβων σε διαφορετικές κλίμακες, συχνά με έναν ιεραρχικό τρόπο (Pearson, et al., 2004). Για παράδειγμα, μια βαθμιαία κατανομή που παρατηρείται σε μεγάλο βαθμό και σε coarse resolution ανάλυση είναι πιθανότερο να ελέγχεται από κλιματικούς ρυθμιστές, ενώ μια ανομοιογενής κατανομή που παρατηρείται σε μικρότερη περιοχή και σε υψηλή ανάλυση είναι πιθανότερο να προκύπτει από μια ετερόκλητη κατανομή των πόρων, που οφείλεται σε μικρο-τοπογραφική διαφοροποίηση ή τον κατακερματισμό των ενδιαιτημάτων (Pearson, et al., 2004).

Η διαδικασία δημιουργίας ενός SDM ιδανικά ακολουθεί τα εξής έξι βήματα (Guisan and Zimmermann, 2000): (1) σύλληψη (conceptualization), (2) προετοιμασία δεδομένων, (3) δοκιμή μοντέλου (model fitting), (4) αξιολόγηση μοντέλου (model evaluation), (5) χωρικές προβλέψεις (spatial predictions), και (6) αξιολόγηση της δυνατότητας εφαρμογής του μοντέλου (assessment of model applicability).

Πολλές σημαντικές αποφάσεις λαμβάνονται κατά τη διάρκεια της πρώτης φάσης (conceptual phase), η οποία διαιρείτε σε δύο υπό-φάσεις: (α) στη φάση θεωρίας και δεδομένων, όπου θα οριστεί ένα εννοιολογικό μοντέλο του συστήματος που θα προσομοιωθεί βάση ορθής οικολογικής σκέψης και με σαφείς προσδιορισμένους στόχους (Austin, 2002; Huston, 2002), θα αξιολογηθούν τα διαθέσιμα δεδομένα και η συνάφεια των περιβαλλοντικών προγνωστικών παραγόντων για το εξεταζόμενο είδος και την δεδομένη κλίμακα (Thuiller, et al., 2004), θα προσδιοριστεί η κατάλληλη δειγματοληπτική στρατηγική για τη συλλογή νέων δεδομένων (Hirzel and Guisan, 2002), ή για τη συμπλήρωση των υφιστάμενων δεδομένων, και θα επιλεγεί η κατάλληλη χώρο-χρονική ανάλυση και γεωγραφική έκταση της μελέτης και (β) στις μεθόδους μοντελοποίησης (Modelling methods): προσδιορισμός της πιο κατάλληλης μεθόδου για τη μοντελοποίηση της δεδομένης μεταβλητής (response variable), και τον καθορισμό τόσο του πλαισίου (π.χ. τεχνικές επανα-δειγματοληψίας έναντι πραγματικών ανεξάρτητων παρατηρήσεων) όσο και των στατιστικών στοιχείων που απαιτούνται για την αξιολόγηση της ακρίβειας πρόβλεψης του μοντέλου (Pearce and Ferrier, 2000; Fielding, 2002).

Στην πράξη όμως λίγες αποφάσεις λαμβάνονται κατά την έναρξη της μελέτης, κυρίως λόγω της ελλιπούς γνώσης για το υπό μελέτη είδος ή για την περιοχή μελέτης. Για παράδειγμα, η επιλογή κατάλληλης ανάλυσης ενδέχεται να εξαρτάται από το μέγεθος του ενδιαιτήματος του είδους και τον τρόπο που αυτό χρησιμοποιεί τους πόρους της περιοχής αυτής (Austin, 2002). Για να απαντηθούν τα ερωτήματα αυτά συνήθως απαιτείται η συλλογή προκαταρκτικών δεδομένων από το πεδίο, η εκτέλεση ανάλυσης ευαισθησίας, και η διεξαγωγή πειραμάτων (Kearney and Porter, 2004).

Πολλά άλλα μεθοδολογικά χαρακτηριστικά, στατιστικά ή θεωρητικά, πρέπει να ελέγχονται επιπρόσθετα ή να εξετάζονται σε κάθε στάδιο του σχεδιασμού του SDM. Πρέπει να χρησιμοποιείται διάφορα κριτήρια για την ανίχνευση πιθανών προβλημάτων, όπως το overfitting (όταν ο αριθμός των προβλέψεων είναι ≥ του αριθμού των παρατηρήσεων), το overdispersion (δηλαδή μεγαλύτερη διασπορά από ό, τι αναμενόταν από την πιθανότητα κατανομής), ή πολυσυγγραμμικότητα – multicolinearity (δηλαδή υψηλές συσχετίσεις μεταξύ διαφόρων προβλέψεων). Πρέπει να γίνεται προσεκτική εξέταση των παραγόντων αυτών ούτως ώστε να εξασφαλίζονται επιτυχής προβλέψεις.

2.2.2. Οικολογική θεωρία και οι παραδοχές πίσω από τα μοντέλα κατανομής των ειδών

Παρά τη ραγδαία βελτίωση των μοντέλων κατανομής των ειδών υπάρχουν ακόμη αρκετοί θεωρητικοί περιορισμοί. Οι περιορισμοί αυτοί συνήθως εμφανίζονται όταν η οικολογική θεωρία δεν είναι πλήρως ενσωματωμένη στη διαδικασία μοντελοποίησης (Austin, 2002; Huston, 2002; Wiens, 2002).

Παρόλο που τα SDM είναι χρήσιμα εργαλεία για την επίλυση πρακτικών ζητημάτων στην εφαρμοσμένη οικολογία και στην περιβαλλοντική προστασία, είναι επίσης πολύ σχετικά με τις θεμελιώδεις επιστήμες (όπως η βιογεωγραφία και η φυλογεωγραφία), λόγω της οικολογικής και εξελικτικής θεωρίας και λόγω των παραδοχών στις οποίες στηρίζονται. Οι γνώσεις της οικολογικής θεωρίας θα έπρεπε να χρησιμοποιούνται πιο συστηματικά σε όλα τα στάδια της διαδικασίας κατασκευής των μοντέλων (Austin, 2002). Για παράδειγμα στην επιλογή των πιο συναφή προγνωστικών περιβαλλοντικών παραγόντων (Pearson, et al., 2004; Thuiller, et al., 2004), στην επιλογή των πιο οικολογικά ρεαλιστικών καμπύλων απάντησης (response curves) για κάθε προγνωστικό παράγοντα (Austin and Gaywood, 1994), για την ανάλυση των πιθανών αιτίων και του κόστους των λαθών πρόβλεψης, ή στην αξιολόγηση της εγκυρότητας των βασικών παραδοχών του μοντέλου (Araujo, et al., 2005).

2.2.3. Υποθέσεις πίσω από τα μοντέλα κατανομής των ειδών και την έννοια της θέσης

2.2.3.1. Το αξίωμα της ισορροπίας (Equilibrium postulate)

Δεδομένου ότι η συλλογή των περιβαλλοντικών δεδομένων και των δεδομένων για το υπό μελέτη είδος γίνεται σε ένα περιορισμένο χρονικό ή/και χωρικό διάστημα, τα μοντέλα που χρησιμοποιούν τα δεδομένα αυτά αντανακλούν μόνο μια στιγμιαία εικόνα της αναμενόμενης σχέσης. Μια πρώτη παραδοχή είναι να υποθέσουμε ότι το είδος για το όποιο γίνετε το μοντέλο κατανομής είναι σε ψευδο-ισορροπία με το περιβάλλον του (Guisan and Theurillat, 2000). Παρόλο που αυτή είναι μια απαραίτητη παραδοχή, υπάρχουν αμφιβολίες σχετικά με το πόσο πραγματικά κοντά είναι ένα σύστημα σε μια ισορροπία, και πόσος χρόνος θα χρειαστεί για να επιτευχθεί μια νέα ισορροπία, για παράδειγμα μετά από μια περιβαλλοντική αλλαγή. Η χρήση μοντέλων που ταιριάζουν πολύ με την παρατηρούμενη κατανομή μπορεί να οδηγήσει στην υποτίμηση του πραγματικού εύρους του είδους (Svenning and Skov, 2004).

2.2.3.2. Η έννοια της οικοθέσης (niche concept)

Ένα κύριο χαρακτηριστικό των SDM είναι η εξάρτησή τους από την έννοια της οικοθέσης (niche concept) (Guisan and Zimmermann, 2000). Η έννοια της οικοθέσης καθορίζεται από τις περιβαλλοντικές απαιτήσεις των ειδών, και από την επίδραση που έχουν τα είδη στο περιβάλλον τους (environmental niche, βλέπε Austin, 1992; Silvertown, 2004).

Ο Pulliam (2000) κάνει διάκριση μεταξύ της άποψης ότι τα είδη καταλαμβάνουν το σύνολο των κατάλληλων για αυτά βιοτόπων - τη θεμελιώδη οικοθέση (fundamental niche) - και της άποψης ότι τα είδη που αποκλείονται από ένα τμήμα της θεμελιώδους οικοθέσης τους λόγω βιοτικών αλληλεπιδράσεων, καταλήγουν στην πραγματοποιημένη οικοθέση (realized niche) που παρατηρείται στη φύση.

Η πιο συχνή εξήγηση στη βιβλιογραφία αναφέρει ότι, η παρατηρούμενη κατανομή ήδη περιορίζεται από βιοτικές αλληλεπιδράσεις και περιορισμούς των πόρων, και ως εκ τούτου τα SDM χρησιμοποιούν σαν ποσοτικό προσδιορισμό την πραγματοποιημένη οικοθέση (realized niche). Μια άλλη απλούστευση είναι η αντικατάσταση μίας από τις κλασικές έννοιες της οικοθέσης με μία επιπλέον έννοια, το δυναμικό οικοθέσης ή την πιθανή οικοθέση (potential niche). Η πιθανή οικοθέση αρχικά είχε οριστεί ως το τμήμα της θεμελιώδους οικοθέσης που είναι διαθέσιμο στα είδη, όπως περιορίζεται από το πραγματοποιημένο περιβάλλον (realized environment) (Ackerly, 2003).

Ο Pulliam (2000) πρότεινε τέσσερις θεωρητικές απόψεις για τη σχέση μεταξύ οικοθέσης και κατανομής: (α) Grinellian niche, όπου ένα είδος απαντάται εκεί όπου οι περιβαλλοντικές συνθήκες είναι κατάλληλες για αυτό (π.χ. βασική οικοθέση, με ποσοστό αύξησης του πληθυσμού ≥ 1), (β) η πραγματοποιημένη οικοθέση (realized niche), όπου ένα είδος εκδιώκετε από ένα τμήμα της θεμελιώδους οικοθέσης του από έναν ανταγωνιστικό είδος ή από ένα αρπακτικό, (γ) η δυναμική πηγής - δεξαμενής (source - sink dynamics), όπου ένα είδος απαντάται συνήθως σε ένα βιότοπο (δεξαμενή) όπου ο ρυθμός αύξησης του πληθυσμού του είναι <1, και όπου συνεπώς θα εξαφανιστεί αν δεν μεταναστεύσει από το ενδιαίτημα, και (δ) η κατάσταση περιορισμού της διασποράς (dispersal limitation situation), όπου ένα είδος συχνά απουσιάζει από τα κατάλληλα για αυτό ενδιαιτήματα, εξαιτίας επανάληψης των γεγονότων που οδηγούν στην εξαφάνιση του και στον περιορισμό της διασποράς του, εμποδίζοντας τον πλήρη επαν-αποικισμό του (Svenning and Skov, 2004). Παραδοσιακά, οι φυτό - οικολόγοι στηρίζονται στις έννοιες οικοθέσης (α) και (β), ενώ οι ζωολόγοι προτιμούν τις (γ) και (δ).

Η οικοθέση ενός είδους πρέπει να ορίζεται από εμπειρικές παρατηρήσεις ατόμων του είδους αυτού που αναπαράγονται επιτυχώς, στηρίζοντας έτσι ένα θετικό ρυθμό ανάπτυξης για ολόκληρο τον πληθυσμό. Στην περίπτωση των SDM, τα περισσότερα μοντέλα βασίζονται σε απλές παρατηρήσεις παρουσίας-απουσίας του είδους, ή μερικές φορές στην αφθονία του είδους. Είναι προτιμότερο οι παρατηρήσεις πεδίου να μην χρησιμοποιούνται σαν δεδομένα στα SDM, αλλά στην πράξη είναι δύσκολο να μετρηθούν οι παράμετροι αναπαραγωγικής δραστηριότητας ενός είδους από μία και μόνο επίσκεψη πεδίου.

Οι σύγχρονοι μοντελιστές έχουν συμπεριλάβει και άλλες παραμέτρους, όπως η διασπορά και η δυναμική πληθυσμού (Peng, 2000), για να εξηγήσουν και να προβλέψουν παρατηρούμενα βιογεωγραφικά πρότυπα. Αν αυτές οι παράμετροι δεν ληφθούν υπόψη, τότε τα SDM βασίζονται σαφώς είτε στην υπόθεση της θεμελιώδους (Grinellian) οικοθέσης ή της πραγματοποιημένης (Hutchinsonian) οικοθέσης.

2.2.4. Ο ανταγωνισμός και άλλες βιοτικές αλληλεπιδράσεις

Ο ανταγωνισμός είναι ένας σημαντικός μηχανισμός που απουσιάζει από την έρευνα για τα SDM. Μία κλασική θεωρία προβλέπει ότι σε μια βασική περιβαλλοντική βαθμίδα, τα είδη φαίνεται να βρίσκουν τη μία κατεύθυνση να είναι φυσικά αγχωτική (physically stressful) και την άλλη να είναι

βιολογικά αγχωτική (biologically stressful) (Brown, et al., 1996). Οι θεμελιώδεις καμπύλες απόκρισης περιορίζονται λόγω του ανταγωνισμού (Austin, et al., 1990).

Η προσθήκη επιπλέον περιβαλλοντικών μεταβλητών πρόβλεψης που θα αντιπροσωπεύουν την παρουσία-απουσία γνωστών ανταγωνιστικών ειδών μπορεί να αυξήσει σημαντικά την ικανότητα πρόβλεψης των μοντέλων (Anderson, et al., 2002). Αυτό υποδηλώνει ότι η παρουσία ή η απουσία ενός δεδομένου ανταγωνιστή θα μπορούσε να επηρεάσει την κατανομή ενός άλλου είδους, αλλά δεν παρέχει σαφή απόδειξη ότι το παρατηρούμενο αποτέλεσμα του ανταγωνισμού συμβαίνει πραγματικά στη φύση. Θα πρέπει επίσης να ληφθούν υπόψη και άλλες βιοτικές αλληλεπιδράσεις, όπως η διευκόλυνση (facilitation), η επικονίαση, η φυτοφαγία, η θήρευση, ο παρασιτισμός ή η συμβίωση (Maschinski and Whitham, 1989).

2.2.5. Επιλογή της κατάλληλης χωρικής κλίμακας

Ένα κύριο και επαναλαμβανόμενο πρόβλημα στον σχεδιασμό των SDM είναι ο καθορισμός της κατάλληλης χωρικής κλίμακας μοντελοποίησης (Wiens, 2002). Η κλίμακα συνήθως εκφράζεται καλύτερα ως το εύρος της περιοχής μελέτης, επειδή η μοντελοποίηση μιας μεγάλης περιοχής δεν συνεπάγεται κατ 'ανάγκη με εξέταση αδρή ανάλυσης (coarse resolution) (Wiens, 2002).

Η πρώτη πιθανώς εσφαλμένη αντιστοιχία (mismatch) ενδέχεται να προκύψει μεταξύ της ανάλυσης, στην οποία έγινε η δειγματοληψία και συλλέχθηκαν τα δεδομένα για το είδος (π.χ. μέγεθος δειγματοληπτικής επιφάνειας σε έρευνες πεδίου) και της ανάλυσης στην οποία οι περιβαλλοντικοί προγνωστικοί παράγοντες είναι διαθέσιμοι. Ιδανικά, θα πρέπει και οι δύο να είναι ταυτόσημες αλλά δεν είναι πάντα εφικτή μια τέτοια συνεκτικότητα. Περαιτέρω, πολλά περιβαλλοντικά δεδομένα όντως παρέχονται σε μορφή δικτυωτού πλέγματος παρά σε μια πραγματική ψηφιδωτή μορφή (raster), γεγονός που περιπλέκει κάπως την διαδικασία. Αυτό συμβαίνει για παράδειγμα στην περίπτωση πολλών ψηφιακών μοντέλων εδάφους (DEM - digital elevation models) και στα δεδομένα που προκύπτουν από αυτά (π.χ. τοπογραφικών και κλιματικών χαρτών). Το πρόβλημα είναι να συνδυαστούν όλοι αυτοί οι διαφορετικοί τύποι δεδομένων σε ένα ενιαίο μοντέλο.

Τα πρότυπα που παρατηρήθηκαν σε μια κλίμακα μπορεί να μην είναι εμφανείς σε μια άλλη κλίμακα. Ένας μεγάλος βαθμός περιορισμού μπορεί να οδηγήσει σε μια λανθασμένη ερμηνεία εάν γίνει δειγματοληψία μόνο σε ένα μέρος μιας σημαντικής περιβαλλοντικής διαβάθμισης, για παράδειγμα κατά τη χρήση των πολιτικών αντί των φυσικών συνόρων. Μία ανάλογη λογική ισχύει και για την διακριτική ικανότητα (resolution). Παραδείγματος χάριν, ο ανταγωνισμός ανάμεσα στα

είδη μπορεί να ανιχνευθεί μόνο σε μια ανάλυση όπου οι οργανισμοί αλληλεπιδρούν και ανταγωνίζονται για τους ίδιους πόρους. Έτσι η δειγματοληψία της ίδιας περιβαλλοντικής παραμέτρου σε διαφορετικές διακριτικές ικανότητες μπορεί να έχει πολύ διαφορετική σημασία για ένα είδος (Huston, 2002).

Η επιλογή της διακριτικής ικανότητας (resolution) και του εύρους (extent) είναι ένα κρίσιμο βήμα στην δημιουργία του μοντέλου, και μια ακατάλληλη επιλογή μπορεί να δώσει εσφαλμένα αποτελέσματα. Αυτό το πρόβλημα μεταστοιχείωσης, του πώς μπορούν να χρησιμοποιηθούν οικογεωγραφικοί προγνωστικοί παράγοντες που μετρήθηκαν σε μία κλίμακα σε μια άλλη κλίμακα (Wiens 2002), μπορεί να επιλυθεί με την ένταξή τους σε ένα ιεραρχικό πλαίσιο μοντελοποίησης πολλαπλής κλίμακας, δίνοντας λύση σε αυτό το χωροταξικό πρόβλημα κλιμάκωσης (Pearson, et al., 2004).

Ο Pearson et al. (2004) ανέπτυξε μια καινοτόμο προσέγγιση για την αξιολόγηση των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής στα φυτικά είδη του Ηνωμένου Βασίλειου. Δεδομένου ότι τα είδη για τα οποία σχεδιαζόταν η μοντελοποίηση, δεν ήταν ενδημικά στο Ηνωμένο Βασίλειο, πρώτα ανέπτυξε SDM για όλη την Ευρώπη σε μια αρκετά αδρή ανάλυση (coarse resolution) για να διασφαλιστεί η παρουσία ολόκληρου του κλιματικού φάσματος των επιλεγμένων ειδών. Στη συνέχεια η κατανομή των ειδών στο Ηνωμένο Βασίλειο προβλήθηκε σε πλέγμα ενός χιλιόμετρου ενσωματώνοντας προηγουμένως τα δεδομένα για την εδαφοκάλυψη. Έδειξε ότι η ενσωμάτωση της εδαφοκάλυψης στην λεπτότερη ανάλυση βελτίωνε την προγνωστική ακρίβεια των μοντέλων, σε σύγκριση με αυτό που είχε φανεί στην αδρότερη Ευρωπαϊκή ανάλυση. Αυτή η προσέγγιση θα μπορούσε να επεκταθεί στο συνδυασμό περιβαλλοντικών πληροφοριών από διαφορετικές χωρικές κλίμακες.

Η επιλογή της κλίμακας εξαρτάται από το υπό εξέταση είδος, δηλαδή από την ικανότητα ανίχνευσης του και τη συχνότητα εμφάνισης του στο τοπίο. Εδώ, διακρίνονται δύο βασικές περιπτώσεις.

2.2.5.1. Τα Μοντέλα για οργανισμούς με υψηλή κινητικότητα

Στην περίπτωση αυτή, σε κάθε κελί πρέπει να περιλαμβάνονται διάφοροι τύποι οικοτόπων, που να πληρούν τις διάφορες ανάγκες του είδους αυτού, όπως για παράδειγμα την αναζήτηση τροφής, την αναπαραγωγή και την φωλεοποίηση. Αυτό μπορεί είτε να απαιτεί τη χρήση μεγαλύτερων κελιών μοντελοποίησης που αντιπροσωπεύουν μεγαλύτερα τμήματα του τοπίου (για να διασφαλιστεί ότι θα συμπεριληφθούν όλοι οι τύποι οικοτόπων, Jaberg and Guisan, 2001), είτε την εστίαση σε

περιβαλλοντικούς προγνωστικούς παράγοντες που συνοψίζουν τα δεδομένα σχετικά με το γειτονικό τοπίο εντός του εστιακού κελιού (focal cell), ή την προσαρμογή (fitting) ενός ξεχωριστού μοντέλου για κάθε τύπο χρήσης του ενδιαιτήματος ή για διάφορους τύπους ατόμων (νέων ή ενηλίκων).

2.2.5.2. Μοντέλα για οργανισμούς με πολύ περιορισμένη/τοπική κινητικότητα

Η λεπτομερής ανάλυση συνήθως παρέχει καλύτερες προβλέψεις για σταθερούς οργανισμούς ή οργανισμούς με πολύ περιορισμένη τοπική κινητικότητα. Οι τοπικοί προγνωστικοί παράγοντες (local predictors) επομένως είναι πιο ουσιαστικοί ενώ οι εστιακοί προγνωστικοί παράγοντες (focal predictors) είναι πιθανόν να έχουν χαμηλότερη προβλεπτική ικανότητα εκτός και εάν παρέχεται κάποια οικολογική λογική (εξαίρεση αποτελούν η κλίση/πλαγιά και η τοπογραφική θέση για φυτά που προέρχονται από εστιακές αναλύσεις). Ως εκ τούτου, η ακριβής χωρική αντιστοίχιση (spatial matching) είναι σημαντική στην περίπτωση αυτή. Σε αντίθεση με τους οργανισμούς υψηλής κινητικότητας, η έγκυρη απουσία πραγματικά μπορεί να αποδειχθεί εδώ, επιτρέποντας έτσι την χρήση μοντέλων παρουσίας-απουσίας (Brotons, et al., 2004).

2.2.6. Προσαρμογή και αξιολόγηση των μοντέλων κατανομής ειδών (SDM)

Μια εντυπωσιακή ποικιλία εργαλείων είναι πλέον διαθέσιμη για την μοντελοποίηση της κατανομής των ειδών, ανάλογα με τον τύπο των μεταβλητών απόκρισης και των προγνωστικών παραγόντων που είναι διαθέσιμοι.

2.2.6.1. Η επιλογή μοντέλου και οι αλληλεπιδράσεις των προγνωστικών παραγόντων

Η επιλογή μοντέλου αποτελεί την διαδικασία επιλογής των περιβαλλοντικών παραγόντων πρόβλεψης με την μεγαλύτερη σημασία (Johnson and Omland, 2004). Στις νέες προσεγγίσεις επιλογής περιλαμβάνονται η πολύ-μοντελική συναγωγή (inference), η ενίσχυση και ο μέσος όρος μοντέλου και οι μέθοδοι συρρίκνωσης (δηλαδή δίνοντας σε ασήμαντους συντελεστές τιμή κοντά ή ίση με το μηδέν) ή ο ιεραρχικός διαχωρισμός (partitioning) (δηλαδή μετριάζοντας την επίδραση ενός προγνωστικού παράγοντα στο υποσύνολο των μοντέλων στα οποία επιλέχθηκε) σε συνδυασμό με μια διαδικασία τυχαιοποίησης (Wintle, et al., 2003).

Η (πολύ)συγγραμικότητα (multicolinearity) μπορεί επίσης να επηρεάσει την επιλογή μοντέλου και επομένως πρέπει να εξετάζεται προσεκτικά. Αυτό μπορεί να διορθωθεί αφαιρώντας ένα περιβαλλοντικό προγνωστικό παράγοντα όταν δύο από αυτούς έχουν πάρα πολύ υψηλή συσχέτιση (Rushton, et al., 2004).

2.2.6.2. Η αντιμετώπιση της χωρικής εξάρτησης

Η ανεξαρτησία των παρατηρήσεων αποτελεί θεμελιώδη προϋπόθεση στην εφαρμογή των πλείστων στατιστικών μεθόδων. Ωστόσο, η χωρική εξάρτηση της πραγματικής βιολογικής προέλευσης (διασπορά, δημογραφία, συμπεριφορά) παρατηρείται στα οικολογικά δεδομένα. Υπάρχουν διάφορες λύσεις για αυτό το πρόβλημα, όπως για παράδειγμα η διόρθωση του βαθμού ελευθερίας που χρησιμοποιείτε στις δοκιμές μοντέλου συναγωγής (inference), η προσθήκη του όρου χωρικής αυτοσυσχέτισης (autocorrelation) στο γραμμικό προγνωστικό παράγοντα (Lichstein, et al., 2002) και ο καθορισμός νέων τομέων δειγματοληψίας σε επαρκή χωρική απόσταση προς αποφυγή της αυτοσυσχέτισης (autocorrelation) (Guisan and Theurillat, 2000).

Η προσθήκη του όρου SAC (ειδική περιοχή διατήρησης) είναι σίγουρα η πιο ελκυστική λύση για πολλούς οικολόγους καθώς πιθανόν να ενσωματώνει πρόσθετες χρήσιμες οικολογικές πληροφορίες στο μοντέλο.

2.2.6.3. Αξιόπιστες προβλέψεις και αξιολόγηση

Τα SDM είναι χρήσιμα μόνο εάν είναι αξιόπιστα (robust). Εάν αναλύουμε οικολογικά θέματα με ένα μοντέλο που είναι στατιστικά σημαντικό, αλλά εξηγεί μόνο ένα μικρό ποσοστό της διασποράς (variance), αυτό ενδεχομένως να οδηγήσει σε εσφαλμένα συμπεράσματα. Παρόμοια προβλήματα μπορεί να προκύψουν και σε αντίθετη περίπτωση, όταν ένα μοντέλο είναι overfitted. Όντως, δεν υπάρχει απόλυτο μέτρο αξιοπιστίας και το γεγονός αυτό θα πρέπει πάντα να λαμβάνεται υπόψη σε σχέση με την προβλεπόμενη χρήση του μοντέλου (Fielding, 2002; Araujo, et al., 2005). Για παράδειγμα ένα μοντέλο που βασίζεται στους κλιματολογικούς δείκτες πρόβλεψης ενδέχεται να έχει χαμηλή ικανότητα προσαρμογής, αλλά ενδεχομένως μπορεί να επεξηγήσει όλες τις κλιματικές διακυμάνσεις που αφορούν το είδος-στόχο. Ένα τέτοιο μοντέλο ίσως μπορεί να εκτιμήσει τη συνολική επίδραση της κλιματικής αλλαγής στην παγκόσμια κατανομή του είδους, αλλά να είναι ανεπαρκές για να απαντήσει σε συγκεκριμένες ερωτήσεις διαχείρισης και διατήρησης σε τοπική κλίμακα.

Για την αξιολόγηση των μοντέλων χρησιμοποιείται μια μεγάλη ποικιλία από μετρικές για τη σύγκριση των προβλέψεων με τις παρατηρήσεις, είτε βασιζόμενες σε ένα εντελώς ανεξάρτητο σύνολο δεδομένων δοκιμής, ή στις παρατηρήσεις νέας δειγματοληψίας έντος του συνόλου μελέτης, όπως στην περίπτωση διασταυρούμενης επικύρωσης (Fielding, 2002; Pearce, et al., 2002).

Το μικρό δείγμα είναι μια σημαντική πηγή αστάθειας και σφάλματος στα μοντέλα. Η συλλογή νέων δεδομένων είναι δαπανηρή και πρέπει να βελτιστοποιείται. Ορισμένες εργασίες επιχείρησαν να προσδιορίσουν τις ελάχιστες δειγματοληπτικές απαιτήσεις των μοντέλων, και έχουν αποδείξει ότι οι διαφορετικές μέθοδοι μοντελοποίησης απαιτούν διαφορετικό ελάχιστο δείγμα (Stockwell and Peterson, 2002).

Στα μοντέλα παρουσίας-απουσίας, είναι πιθανά δύο είδη σφαλμάτων πρόβλεψης. Τα σφάλματα προσθήκης (commission errors) που προκύπτουν από την πρόβλεψη παρουσίας ενός είδους εκεί όπου αυτό δεν υπάρχει, και τα σφάλματα παράλειψης που οφείλονται στην αποτυχία πρόβλεψης της παρουσίας ενός είδους εκεί όπου αυτό υπάρχει. Εκτιμάται ότι ένα μέρος του συνολικού συντελεστή σφάλματος (παράλειψης και προσθήκης) οφείλεται σε περιβαλλοντικά σφάλματα (αποτυχία να συμπεριληφθούν σχετικοί περιβαλλοντικοί προγνωστικοί παράγοντες στο μοντέλο), αλγοριθμικά σφάλματα και βιολογικά σφάλματα (όπως η θεωρία της ισορροπίας και η αναποτελεσματική δειγματοληψία).

Τα μέτρα ακριβείας που χρησιμοποιούνται για την αξιολόγηση της ποιότητας και της προβλεπτικής ικανότητας ενός μοντέλου, συνήθως εξετάζουν μόνο τα περιβαλλοντικά και τα αλγοριθμικά σφάλματα. Κατά την εξέταση των βιολογικών σφαλμάτων προκύπτουν δύο σημαντικά ερωτήματα (Pulliam, 2000; Huston, 2002), πρώτον γιατί και πόσο συχνά κάποια είδη παρατηρούνται σε ακατάλληλους για αυτά οικοτόπους, και δεύτερον γιατί και πόσο συχνά κάποια είδη απουσιάζουν από κατάλληλους για αυτά οικοτόπους. Σε περιπτώσεις όπου τίθεται θέμα διατήρησης, ο σχεδιασμός μιας προστατευόμενης περιοχής (reserve) για τη διατήρηση επαπειλούμενων ειδών, που να διακρίνει τα πραγματικά κατάλληλα από τα ακατάλληλα ενδιαιτήματα είναι πρωταρχικής σημασίας (Pulliam, 2000). Οι εκτιμήσεις θα πρέπει επομένως να έχουν σχέση με την προβλεπόμενη χρήση του μοντέλου και τη βιολογία του υπό μελέτη είδους (Fielding, 2002).

2.2.7. Οι δυνατότητες εφαρμογής των SDM

Τα SDM μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την επίλυση πολλών προβλημάτων στην βιολογία της διατήρησης (conservation biology) και στην εφαρμοσμένη οικολογία (applied ecology). Παρακάτω παρουσιάζετε η εφαρμογή των SDM στον σχεδιασμό της διατήρησης και προστασίας του φυσικού περιβάλλοντος, και στις προβλέψεις της κλιματικής αλλαγής.

2.2.7.1. Προβλέψεις των SDM σε μελλοντικές κλιματικές συνθήκες

Ακολουθώντας την ανάπτυξη των σεναρίων για την κλιματική αλλαγή, κατά τις τελευταίες δεκαετίες, πολυάριθμες μελέτες των SDM έχουν παρουσιάσει τις πιθανές επιπτώσεις της στην κατανομή των ειδών σε παγκόσμιο επίπεδο (Peterson, et al., 2002; Midgley, et al., 2003). Ο Thomas και οι συνεργάτες του μέσα από την μελέτη τους για τις εφαρμογές των SDM στην ανάλυση της κλιματικής αλλαγής εκτίμησαν τους κινδύνους εξαφάνισης πολλών ειδών σε παγκόσμιο επίπεδο (Thomas, et al., 2004).

Παρ 'όλα αυτά, τα SDM παρουσιάζουν ορισμένους περιορισμούς στο πλαίσιο αυτό. Καταρχάς, επειδή τα SDM για πολλά είδη είναι πιθανόν να βασίζονται στην πραγματοποιηθείσα παρά στη θεμελιώδη οικοθέση, οι προβλέψεις σε μελλοντικές κλιματικές συνθήκες, όπου οι βιοτικές αλληλεπιδράσεις ενδέχεται να έχουν αλλάξει (π.χ. λόγω των διαφορετικών ρυθμών μετανάστευσης), είναι πιθανό να οδηγήσουν σε σφάλματα (Davis, et al., 1998).

Επιπλέον, στις πλείστες προβλέψεις, η διασπορά των ειδών λαμβάνεται υπόψη με ακατάλληλο τρόπο, στηριζόμενη είτε σε ένα σενάριο έλλειψης διασποράς, είτε σε ένα σενάριο απεριόριστης διασποράς, ή και στα δύο (Thomas, et al., 2004; Thuiller, 2004). Με το σενάριο “έλλειψης διασποράς”, ένα είδος μπορεί να χάσει το ενδιαίτημα του μόνο καθώς αλλάζει το κλίμα, ενώ στο σενάριο “απεριόριστης διασποράς”, όλα τα ενδιαιτήματα που καθίστανται κατάλληλα μπορούν να αποικιστούν, δύο μάλλον απίθανες και ακραίες περιπτώσεις. Δεδομένου ότι οι μεταναστευτικές ικανότητες των οργανισμών εξαρτώνται από τα χαρακτηρίστηκα της διασπορά και τη γονιμότητα, και τα δύο πρέπει να λαμβάνονται υπόψη για κάθε είδος ξεχωριστά όταν γίνονται προβλέψεις. Η πιο απλή προσέγγιση είναι να αποδοθεί μια εκτίμηση του ρυθμού μετανάστευσης ανά μονάδα χρόνου, σύμφωνα με το μέσο διασποράς (dispersal agent) των επιλεγμένων ειδών.

Επιπλέον, η αβεβαιότητα από το συνδυασμό αναλύσεων με διαφορετικές χωρικές κλίμακες (spatial resolutions), τεχνικές μοντελοποίησης και μεθόδους αξιολόγησης ήταν μεγαλύτερη από τη μεταβλητότητα χρησιμοποιώντας διαφορετικά σενάρια κλιματικής αλλαγής (Thuiller, 2004). Αυτό αποδεικνύει ότι οι διάφορες αναλύσεις που χρησιμοποιούν διαφορετικά μοντέλα και διακρίσεις δεν είναι συγκρίσιμες διότι ο τρόπος με τον οποίο κατασκευάζονται τα μοντέλα ποικίλλει και αυτό επηρεάζει έντονα τα αποτελέσματα τους (Thuiller, et al., 2004). Οι υπερπροβλέψεις (overpredictions) επηρεάζουν σημαντικά τα μοντέλα ,αυτό εξηγεί γιατί δύο SDM βαθμονομημένα για τα ίδια είδη μπορούν να παράγουν διαφορετικές προβλέψεις (Thuiller, 2004).

Τα SDM παραμένουν από τα λίγα εργαλεία για την εκτίμηση των επιπτώσεων της προβλεπόμενης κλιματικής αλλαγής σε ένα ευρύ φάσμα ειδών (Huntley, et al., 2004).

2.2.7.2. Εφαρμογή των SDM στο σχεδιασμό της διατήρησης/προστασίας

Ο σημαντικότερος ίσως ρόλος του προγραμματισμού της διατήρησης και της προστασίας είναι ο σχεδιασμός δικτύων προστατευόμενων περιοχών (reserve networks) για την προστασία της βιοποικιλότητας εντός τόπου (in situ). Η έρευνα στον τομέα του προγραμματισμού της διατήρησης έχει επικεντρωθεί στην ανάπτυξη θεωριών και εργαλείων για τον σχεδιασμό δικτύων προστατευόμενων περιοχών που θα προστατεύουν τη βιοποικιλότητα με αποτελεσματικό και αντιπροσωπευτικό τρόπο (Araujo, et al., 2002; Ferrier, 2002; Cabeza, et al., 2004). Τα δεδομένα από τα SDM για την αναμενόμενη κατανομή των ειδών χρησιμοποιούνται ευρέως στον σχεδιασμό της διατήρησης επειδή οι εναλλακτικές επιλογές (π.χ. ερευνητικά δεδομένα) είναι συνήθως χωρικά ελλιπείς ή περιέχουν συστηματικό σφάλμα (biased) (Andelman and Willig, 2002). Ωστόσο, η χρήση των δεδομένων της αναμενόμενης κατανομής των ειδών ενδέχεται να εμπεριέχει αβεβαιότητα, κυρίως λόγω του πλήθους των προσεγγίσεων που χρησιμοποιούνται για την παράγωγη των προβλέψεων που θα χρησιμοποιηθούν στο σχεδιασμό της διατήρησης (Wilson, et al., 2005).

Η ανάγκη να βασιζόμαστε σε αξιόπιστες προβλέψεις από τα SDM για το σχεδιασμό της διατήρησης τονίζεται ιδιαίτερα όταν τα SDM χρησιμοποιούνται μαζί με αλγόριθμους επιλογής προστατευόμενων περιοχών (reserve selection algorithms) για να διερευνηθεί η καταλληλότητα των δικτύων προστατευόμενων περιοχών σε μελλοντικές κλιματικές αλλαγές. Ο Araujo et al., (2004) αξιολόγησε τις δυνατότητες των υφισταμένων μεθόδων επιλογής προστατευόμενων περιοχών για την διασφάλιση των ειδών υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής χρησιμοποιώντας τα μοντέλα κατανομής των ειδών, και κατέληξε στο συμπέρασμα ότι υπάρχουν δυνατότητες για ελαχιστοποίηση της εξαφάνισης αρκετών ειδών στο εσωτερικό των προστατευόμενων περιοχών, αλλά οι νέες προσεγγίσεις πρέπει να λαμβάνουν υπόψη τις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στα είδη, ιδιαίτερα για εκείνα (τα είδη) που προβλέπεται να έχουν προσωρινά μη επικαλυπτόμενες (non-overlapping distributions) κατανομές.

2.2.8. Οι νέες προκλήσεις στην έρευνα των SDM

Παρόλο που πρόσφατα πολλές εφαρμογές των SDM σχετίζονται με την κλιματική αλλαγή και τις μελέτες διατήρησης, η χρήση τους στην θεωρητική οικολογία και την εξέλιξη έχει ξαναέρθει στην επιφάνεια. Πολλές από τις προκλήσεις που αντιμετωπίζει η έρευνα των SDM αφορούν την ένταξη

των σχετικών οικολογικών παραμέτρων και μια βελτιωμένη εκτίμηση των σφαλμάτων για να δοθούν πιο αξιόπιστες προβλέψεις.

2.2.8.1. Η Διαδικασία Μετανάστευσης

Η συμπερίληψη των διαδικασιών μετανάστευσης στα SDM θα βοηθήσει την αντιμετώπιση οικολογικών ζητημάτων, όπως το φαινόμενο της σπανιότητας (έχουν τα σπάνια είδη χαμηλότερη διασπορά ή δυνατότητες αποικισμού από τα κοινά είδη;) ή στο πλαίσιο της κλιματικής αλλαγής, να παρέχει πιο ρεαλιστική εκτίμηση των μελλοντικών κατανομών των ειδών (θα είναι σε θέση τα είδη να μεταναστεύσουν αρκετά γρήγορα ακολουθώντας τις αλλαγές;). Παρόλο που τέτοιες αναλύσεις απαιτούν εξειδικευμένα δεδομένα για τα είδη όσον αφορά τη διασπορά, είναι ιδιαίτερα υποσχόμενες στο πλαίσιο της παγκόσμιας κλιματικής αλλαγής (Collingham and Huntley, 2000; Collingham, et al., 2000).

2.2.8.2. Μεγαλύτερη εμπλοκή της Δυναμικής Πληθυσμού

Τα SDM δεν σχετίζονται άμεσα με τη θεωρία της δυναμικής πληθυσμού, αν και οι υφιστάμενες μελέτες δείχνουν ότι μπορούν να αποκομιστούν πολλά από τη σύνδεση της (Dullinger, et al., 2004). Τα SDM μπορούν να βελτιωθούν με την ενσωμάτωση θεωρητικών πληροφοριών από τη δυναμική πληθυσμού, επίσης μπορούν να παρέχουν υποστήριξη σε πληθυσμιακές μελέτες. Η γνώση της δυναμικής πληθυσμού ενός είδους μπορεί να βοηθήσει στον καθορισμό του μέγιστου ποσού απόκλισης που μπορεί ενδεχομένως να εξηγηθεί από το SDM του δεδομένου είδους, για παράδειγμα εξαιτίας της ετήσιας στοχαστικής (stochastic fluctuations) διακύμανσης και των περιορισμών της διασποράς (dispersal limitations) σε ένα σύστημα πηγής-δεξαμενής (source-sink system) (δηλαδή οι αιτίες για ένα ποσοστό σφαλμάτων προσθήκης-commission ή παράλειψης-omission μπορεί να είναι βιολογικές) (Ferrier, et al., 2002).

2.2.8.3. Η Ενσωμάτωση βιοτικών αλληλεπιδράσεων

Υπάρχει μια συνεχιζόμενη συζήτηση σχετικά με την ένταξη δια-ειδικών αλληλεπιδράσεων (interspecific interactions) στα SDM, ιδιαίτερα στα πλαίσια της παγκόσμιας αλλαγής και της διατήρησης (Davis, et al., 1998; Pearson and Dawson, 2003). Αρκετές μελέτες στα SDM υποστηρίζουν το ρόλο του ανταγωνισμού στη διαμόρφωση της κατανομής ενός είδους στην κλίμακα τοπίου (Leathwick and Austin, 2001; Anderson, et al., 2002). Ωστόσο, δεν είναι σαφές εάν η χρήση της παρουσίας ενός είδους στο μοντέλο ενός άλλου είδους πραγματικά αντανακλά μια βιοτική αλληλεπίδραση, ή απλώς αντανακλά την απουσία ενός σημαντικού περιβαλλοντικού προγνωστικού παράγοντα στο μοντέλο (Bell, 2001; Hubbell, 2001).

Είναι πλέον γνωστό ότι και άλλες αλληλεπιδράσεις εκτός από τον ανταγωνισμό και την εγκατάσταση/διευκολυνση (συνήθως είναι οι μόνες αλληλεπιδράσεις που αναφέρονται σαφώς στα πλείστα SDM) επίσης διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στην καταγραφή της κατανομή των ειδών (π.χ. τα αρπακτικά για τα θήραμα, τα φυτοφάγα για τα φυτά, τα παθογόνα τα παράσιτα).

2.2.8.4. Η μοντελοποίηση λειτουργικών ομάδων και Κοινοτήτων

Οι χωρικές προβλέψεις για μεμονωμένα είδη θα μπορούσαν θεωρητικά να αναλυθούν σε υψηλότερα επίπεδα οικολογικής πολυπλοκότητας, για παράδειγμα, (α) κατά πόσον ορισμένες λειτουργικές ομάδες ειδών μπορούν να μοντελοποιηθούν καλύτερα από άλλες (Huntley, et al., 2004), και τα πιθανά οικολογικά αίτια για τέτοια μοτίβα, και (β) για την ανακατασκευή συναθροίσεων ειδών και βιολογικές κοινότητες σε μια προσέγγιση κάτω προς τα πάνω (bottom-up approach)(Guisan and Theurillat, 2000; Ferrier, et al., 2002).

Μέχρι στιγμής λίγες μελέτες έχουν προσπαθήσει να ανασυνθέσουν τα σύνολα της κοινότητας από προβλέψεις μεμονωμένων ειδών. Νέες εναλλακτικές προσεγγίσεις επιχειρούν πλέον να οικοδομήσουν σύνολα ειδών σε μια ενιαία διαδικασία, όπως τα δέντρα ταξινόμησης (classification trees) στα οποία μπορούν να τοποθετηθούν πολλαπλά είδη (De’Ath, 2002).

2.3. Παρουσίαση και Εφαρμογές του λογισμικού Maxent

Το Maxent είναι ένα από τα πιο δημοφιλή λογισμικά στην μοντελοποίηση της κατανομής ειδών και της περιβαλλοντικής οικοθέσης, με πέραν των 1000 βιβλιογραφικών αναφορών και εφαρμογών από το 2006 (Πίνακας 2.1). Η δημοτικότητά του πιθανόν να οφείλεται σε δύο λόγους, στο ότι το Maxent κατά κανόνα υπερτερεί άλλων μεθόδων που βασίζονται στην ακρίβεια πρόβλεψης και στο ότι το λογισμικό είναι ιδιαίτερα εύκολο στη χρήση.

Πίνακας 2.1: Μελέτες που αφορούν άγρια ζωή όπου χρησιμοποιήθηκε μοντελοποίηση με Maxent για να συσχετιστούν τα πρότυπα κατανομής με τους δεδηλωμένους στόχους.

Είδος	Τοποθεσία	Στόχος	Βιβλιογραφική Αναφορά
Geckos (*Uroplatus* spp.)	Μαδαγασκάρη	Πρόβλεψη κατανομής του είδους	Pearson et al., 2007
Sage grouse (*Centrocercus urophasianus*)	Νότιο Όρεγκον, ΗΠΑ	Πρόβλεψη και χαρτογράφηση των ενδιαιτημάτων φωλεοποίησης	Yost et al., 2008
Brown-backed bearded sakis (*Chiropotes israelita*) Black uakaris (*Cacajao* spp.)	Δυτικός Αμαζόνιος, Βραζιλία	Μοντελοποίηση γεωγραφικής κατανομής και θεμελιώδους οικοθέσης	Boubli and de Lima, 2009
Mule deer (*Odocoileus hemionus*) Gemsbok (*Oryx gazella*)	Νέο Μεξικό, ΗΠΑ	Αξιολόγηση της χρήσης ενδιαιτήματος	Hoenes and Bender, 2010
Little bustard (*Tetrax tetrax*)	Ισπανία	Μοντελοποίηση των εποχιακών μεταβολών στην κατανομή	Suárez-Seoane et al., 2008

Οι χρήστες του Maxent πρέπει να λάβουν μια σειρά από αποφάσεις, για το πώς θα επιλέξουν τα δεδομένα εισόδου και ποιες από τις ρυθμίσεις του λογισμικού θα επιλέξουν για την κατασκευή μοντέλων από τα δεδομένα αυτά. Συνήθως επιλέγονται οι προεπιλεγμένες ρυθμίσεις, παρόλο που συχνά υπάρχουν καταλληλότερες εναλλακτικές ρυθμίσεις. Η καθοδήγηση σχετικά με τις επιπτώσεις των διαφόρων αποφάσεων στη μοντελοποίηση με Maxent και της βιολογικής αιτιολόγησης τους είναι ελλιπής, με αξιοσημείωτη εξαίρεση τους Elith et al. (2010; 2011). Δεδομένου ότι το Maxent χρησιμοποιείται για την αντιμετώπιση ολοένα και πιο σύνθετων προβλημάτων, είναι σημαντικό οι αποφάσεις της μοντελοποίησης να είναι βιολογικά υποκινούμενες από τις συγκεκριμένες υποθέσεις και τους στόχους της μελέτης, και τις είδο-ειδικές εκτιμήσεις που να αντικατοπτρίζουν τις αναμενόμενες εκ των προτέρων υποθέσεις (Peterson, et al., 2011; Araujo and Peterson, 2012).

Στο μέρος αυτό του 2^{ου} κεφαλαίου παρέχεται μια σύντομη επεξήγηση της μηχανικής του Maxent και των επιλογών μοντελοποίησης. Πιο συγκεκριμένα, παρέχεται ενημέρωση για την επιλογή των δεδομένων υποβάθρου (background data), για το επιτρεπόμενο εύρος των λειτουργικών μορφών των περιβαλλοντικών μεταβλητών, για το βαθμό στον οποίο το Maxent ρυθμίζει την πολυπλοκότητα του μοντέλου, για τον έλεγχο της απόκλισης δειγματοληψίας, για την ερμηνεία των διαφορετικών τύπων μοντέλων που εξάγονται και για την αξιολόγηση τους.

2.3.1. Πως λειτουργεί το Maxent

Στο Maxent εισάγεται ένας κατάλογος με τις θέσεις παρουσίας του είδους (input *.ascii format), που συνήθως ονομάζονται δεδομένα παρουσίας-μόνο (PO - presence only data), καθώς και ένα σύνολο περιβαλλοντικών δεικτών πρόβλεψης (όπως η βροχόπτωση, η θερμοκρασία, τα γεωλογικά χαρακτηριστικά κλπ) κατά μήκος ενός τοπίου που ορίζεται από το χρήστη το οποίο διαιρείται σε ένα πλέγμα (grid cells). Από το τοπίο αυτό, το Maxent εξάγει ένα δείγμα με μη εκτεθειμένες (backround locations) τοποθεσίες το οποίο αντιπαραβάλλει με τις τοποθεσίες παρουσίας. Η παρουσία είναι άγνωστη σε μη εκτεθειμένες τοποθεσίες.

Αρχικά, το Maxent χρησιμοποιήθηκε για την εκτίμηση της πυκνότητας παρουσίας κατά μήκος του τοπίου (Phillips, et al., 2006). Η εκτίμηση της πυκνότητας έμμεσα προϋποθέτει ότι τα δείγματα λήφθηκαν τυχαία από ολόκληρο το τοπίο, δηλαδή τα δείγματα εμφανίζονται σε αναλογία με την πυκνότητα του πληθυσμού. Όταν το συνολικό μέγεθος του πληθυσμού είναι γνωστό, τότε τέτοια μοντέλα προβλέπουν το ρυθμό εμφάνισης σε ένα κελί, που ορίζεται ως ο αναμενόμενος αριθμός ατόμων σε αυτό το κελί (Fithian and Hastie, 2012). Ωστόσο, το μέγεθος του πληθυσμού είναι συνήθως άγνωστο, ως εκ τούτου μόνο σχετικές συγκρίσεις μεταξύ των ρυθμών αυτών έχουν νόημα, καταλήγοντας σε ένα ρυθμό σχετικής εμφάνισης του είδους (Relative Occurrence Rate - ROR, Fithian and Hastie, 2012). Δεδομένου ότι ένα άτομο έχει παρατηρηθεί, ο ROR περιγράφει τη σχετική πιθανότητα το άτομο αυτό να προέρχεται από κάθε κελί στο τοπίο. Με άλλα λόγια, ο ROR αποτελεί την σχετική πιθανότητα ένα κελί να περιέχεται σε μια συλλογή δειγμάτων παρουσίας. Ο ROR, αναλογεί στα πρώτα δεδομένα εξόδου του Maxent.

Το Maxent μπορεί να χρησιμοποιηθεί για να προβλέψει την πιθανότητα παρουσίας-μόνο (PO) χρησιμοποιώντας ένα μετασχηματισμό του ROR, που ονομάζεται logistic output (Phillips and Dudik, 2008). Οι χρήστες του Maxent μπορούν είτε να υποθέσουν ότι τα δεδομένα παρουσίας-μόνο (PO) αποτελούν ένα τυχαίο δείγμα ατόμων (μία αμφισβητούμενη υπόθεση) και να προβλέψουν τους ρυθμούς σχετικής εμφάνισης (Relative Occurrence Rate - ROR) ή μπορούν να θεωρήσουν ότι τα δεδομένα αντιπροσωπεύουν ένα τυχαίο δείγμα του χώρου (μια εύλογη παραδοχή) και να προβλέψουν την πιθανότητα παρουσίας. Παράλληλα οι προβλέψεις του Maxent μπορούν να ερμηνευτούν ως δείκτες καταλληλότητας των οικοτόπων, το οποίο μπορεί να χρησιμεύσει στις ποιοτικές ερευνητικές αναλύσεις.

Το Maxent προβλέπει τους ρυθμούς σχετικής εμφάνισης (ROR) σαν μία συνάρτηση των περιβαλλοντικών προγνωστικών παραγόντων στη θέση αυτή. Έτσι το άθροισμα των ROR ενοποιεί ολόκληρο το τοπίο, διότι ο παρονομαστής είναι ένα άθροισμα των ROR σε όλα τα κελιά (grid cells) της μελέτης, αυτό λέγετε κανονικοποίηση. Η κανονικοποίηση διασφαλίζει ότι οι ρυθμοί εμφάνισης είναι στην πραγματικότητα ρυθμοί σχετικής εμφάνισης.

2.3.2. Διαφορετικά παράγωγα του μοντέλο Maxent

Τα μοντέλα του Maxent περιγράφονται βάση τεσσάρων σχετικών προοπτικών, οι οποίες παρέχουν τη βάση για την κατανόηση των μοντέλων του από στατιστική προοπτική.

1. **Ένα κανονικοποιημένο μοντέλο Poisson**

Οι κανονικοποιημένες εκθετικές συναρτήσεις αποτελούν μια γενική κατηγορία μοντέλων για την πρόβλεψη μετρήσιμων δεδομένων (δηλαδή τον αριθμό των ατόμων, Warton and Shepherd, 2010; Aarts, et al., 2012; Fithian and Hastie, 2012). Όταν στόχος είναι η πρόβλεψη των αριθμών των εμφανίσεων, είναι χρήσιμο να σκεφτούμε το Maxent ως ένα μοντέλο Poisson, όπου ο αριθμός των μετρήσεων αποτελεί συνάρτηση των περιβαλλοντικών μεταβλητών (Keating and Cherry, 2004).

Οι Fithian και Hastie (2012) υποστηρίζουν ότι η καλύτερη πρόβλεψη του ROR μπορεί να γίνει με τυπικά δεδομένα παρουσίας-μόνο σε ένα μοντέλο Poisson. Τα δεδομένα παρουσίας-μόνο σπάνια αντιστοιχούν σε μια μοναδική εγγραφή για κάθε παρατηρούμενο άτομο, και έτσι αν κάποιος έπαιρνε τον διπλάσιο αριθμό εγγραφών σε μια συγκεκριμένη περιοχή, θα ήταν δύσκολο να καθοριστεί αν αυτός ο διπλασιασμός ήταν λόγω της εμφάνισης διπλάσιων ατόμων ή λόγω διπλάσιας δειγματοληψίας.

2. **Ένα πολυωνυμικό μοντέλο**

Οι μετρήσεις που παρατηρούνται σε ένα τοπίο *N* κελιών μπορεί ισοδύναμα να ερμηνευτούν ως μια πολυωνυμική κατανομή (Dudik and Phillips, 2009; He, 2010). Χρησιμοποιώντας ένα πολυωνυμικό μοντέλο, οι ROR αυτόματα αθροίζονται σε ολόκληρο το τοπίο. Τα μοντέλα αυτά αναφέρονται ως «εκτίμηση πυκνότητας» επειδή υπολογίζουν την πυκνότητα των παρουσιών κατά μήκος του τοπίου (Fithian and Hastie, 2012; Royle, et al., 2012).

3. **Μεγιστοποίηση της εντροπίας στο γεωγραφικό χώρο**

Για να ληφθεί η κατανομή με τη μέγιστη εντροπία στο γεωγραφικό χώρο οι προβλέψεις γίνονται για κάθε κελί στο τοπίο (Aarts, et al., 2012). Η αρχή της μέγιστης εντροπίας αξιώνει ότι τα μοντέλα θα πρέπει να επιλέγονται βάση της όσο το δυνατό μεγαλύτερης ομοιότητας τους με προηγούμενες

προσδοκίες, ενώ ταυτόχρονα να είναι σύμφωνα με τα δεδομένα (Dudik, et al., 2004). Η προηγούμενη κατανομή, αντανακλά την προσδοκία του χρήστη σχετικά με την κατανομή πριν ληφθούν υπόψη τα δεδομένα. Η σχετική εντροπία μετρά την ομοιότητα της τελευταίας πρόβλεψης με την προηγούμενη (Phillips and Dudik, 2008). Συνήθως η προηγούμενη είναι μια ομοιόμορφη κατανομή στο γεωγραφικό χώρο, που σημαίνει ότι όλα τα κελιά είναι εκ των προτέρων εξίσου πιθανό να περιέχουν ένα δείγμα. Αυτή η υπόθεση αντιστοιχεί στην εντροπία Shannon.

Για να διασφαλιστεί ότι οι προβλέψεις συμφωνούν με τα δεδομένα, το Maxent περιορίζει τις ροπές της πρόβλεψης (π.χ. τη μέση, τη διακύμανση) για να ταιριάζουν με τις εμπειρικές ροπές των δεδομένων. Για παράδειγμα, μπορεί κανείς να περιορίσει την πρόβλεψη ώστε να έχει την ίδια μέση τιμή ελάχιστης θερμοκρασίας με του Ιουλίου, ή τη μέση ετήσια βροχόπτωση κλπ, όπως στις θέσεις παρουσίας του είδους.

4. **Ελαχιστοποίηση της σχετικής εντροπίας στον περιβαλλοντικό χώρο**

Οι προβλέψεις του Maxent μπορούν να ερμηνευθούν ισοδύναμα για ένα σύνολο περιβαλλοντικών συνθηκών, δηλαδή στον περιβαλλοντικό χώρο, ανεξάρτητα από τη χωρική τους θέση. Οι προβλέψεις στον περιβαλλοντικό χώρο βασίζονται στη σύγκριση εμπειρικών πιθανοτήτων πυκνότητας των προγνωστικών δεικτών (Elith, et al., 2011; Aarts, et al., 2012).

Για να κατανοήσουμε τις προβλέψεις του Maxent στον περιβαλλοντικό χώρο, χρειάζονται τρεις πυκνότητες πιθανότητας του προγνωστικού δείκτη: η πιθανότητα προηγούμενης (prior) πυκνότητας, η πιθανότητα πυκνότητας του στις τοποθεσίες παρουσίας, και ο προβλεπόμενος ROR σε κάθε τοποθεσία του τοπίου. Στον περιβαλλοντικό χώρο, η εφαρμογή της μηδενικής υπόθεσης (null hypothesis) ότι το είδος είναι εξίσου πιθανό να είναι παρόν οπουδήποτε στο τοπίο αντιστοιχεί στην υπόθεση ότι το περιβάλλον χρησιμοποιείται σε αναλογία με τη συχνότητά του. Έτσι η πιθανότητα πυκνότητας του ισοδυναμεί με την πολυπαραγοντική πιθανότητα πυκνότητας των προγνωστικών δεικτών σε ολόκληρο το τοπίο (Elith, et al., 2011).

2.3.3. Η εφαρμογή του Maxent

Στο τμήμα αυτό αναλύονται τα μέσα με τα οποία το λογισμικό Maxent κάνει προβλέψεις. Η επεξεργασία των περιβαλλοντικών προγνωστικών παραγόντων από το Maxent απορρέει από το πεδίο της μηχανικής. Στα πλείστα στατιστικά μοντέλα οι περιβαλλοντικοί προγνωστικοί παράγοντες, για παράδειγμα η θερμοκρασία, η βροχόπτωση κλπ, επιλέγονται εκ των προτέρων από τον χρήστη. Εν αντιθέσει, το Maxent αντλεί ένα αριθμό χαρακτηριστικών για κάθε περιβαλλοντικό

προγνωστικό παράγοντα, το καθένα από τα οποία είναι ένα απλός μαθηματικός μετασχηματισμός του προγνωστικού παράγοντα.

Ο όρος προγνωστικός παράγοντας χρησιμοποιείτε για τις περιβαλλοντικές συμμεταβλητές και με τον όρο χαρακτηριστικά (features) αναφερόμαστε στους μαθηματικούς μετασχηματισμούς των προγνωστικών παραγόντων που δημιουργούνται από το Maxent. Ο ρόλος των χαρακτηριστικών απεικονίζεται στις καμπύλες απόκρισης, οι οποίες παρέχουν ένα σημαντικό εργαλείο για την αξιολόγηση της βιολογική αξιοπιστίας του μοντέλου. Ο χρήστης μπορεί να επιλέξει ποιους τύπους χαρακτηριστικών θα χρησιμοποιήσει και να λάβει είτε τις τυπικές για το Maxent μη γραμμικές καμπύλες απόκρισης, ή τις πιο απλές καμπύλες απόκρισης που αποτελούνται από λιγότερα τυπικά χαρακτηριστικά στατιστικών μοντέλων.

Το Maxent μεγιστοποιεί την επονομαζόμενη συνάρτηση απολαβής (gain function), μια βαθμολογημένη συνάρτηση μέγιστης πιθανοφάνειας. Εκθετικά η συνάρτηση απολαβής δίνει τον λόγο πιθανοφάνειας μιας μέσης παρουσίας σε ένα μέσο σημείο του υπόβαθρου, μεγιστοποιώντας έτσι το κέρδος που αντιστοιχεί στην εύρεση ενός μοντέλου που να μπορεί να διακρίνει καλύτερα τις παρουσίες από τις θέσεις υποβάθρου (Dudik, et al., 2004; Phillips, et al., 2006).

Η επιλογή του τοπίου, και του πώς αυτό διακριτοποιείται (discretized) επηρεάζει τις προβλέψεις. Η προηγούμενη κατανομή μειώνει (down weights) τη σημασία των θέσεων που αναμένεται να περιέχουν τα είδη. Έτσι οι προηγούμενες παραδοχές σχετικά με την κατανομή των ειδών, ή την δειγματοληψία τους, επηρεάζουν σαφώς τις προβλέψεις.

Η κανονικοποίηση χρησιμοποιείται στη στατιστική για να μειώσει την υπερπροσαρμογή (overfitting) του μοντέλου (Hastie, et al., 2009). Η κανονικοποίηση υποχρεώνει πολλούς συντελεστές να είναι μηδενικοί και διατηρεί μόνο εκείνους που την αντισταθμίζουν. Η ποινή κανονικοποίησης είναι ανάλογη με τη διακύμανση του χαρακτηριστικού στις θέσεις παρουσίας, βάση της λογικής ότι τα χαρακτηρίστηκα με μεγαλύτερη διακύμανση πρέπει να επιβαρύνονται με μεγαλύτερη ποινή και να είναι λιγότερο πιθανό να περιλαμβάνονται στο μοντέλο (Phillips and Dudik, 2008). Η επίδραση της κανονικοποίησης μειώνεται με την αύξηση του μεγέθους του δείγματος.

2.3.4. Ρυθμίσεις του μοντέλου

Έχουν προσδιοριστεί έξι βασικές αποφάσεις σχετικά με τα δεδομένα εισόδου και τις ρυθμίσεις που μπορούν να επηρεάσουν τα μοντέλα του Maxent. Στόχος είναι να λαμβάνονται οι αποφάσεις μοντελοποίησης που είναι συγκεκριμένες για τη βιολογία των ειδών, για τους στόχους της μελέτης και τους περιορισμούς των δεδομένων.

2.3.4.1. Δεδομένα υπόβαθρου (Background data)

Το Maxent αντιπαραβάλλει τις παρουσίες έναντι των (εκτεθειμένων) θέσεων υποβάθρου όπου οι παρουσίες / απουσίες δεν είναι μετρήσιμες (Phillips and Dudik, 2008). Το γεγονός ότι τα δείγματα υποβάθρου μερικές φορές αποκαλούνται ψευδείς απουσίες (pseudoabsences) δημιουργεί σύγχυση (Phillips, et al., 2009). Οι απουσίες προτιμώνται επειδή επιτρέπουν στον χρήστη να προβλέψει την πιθανότητα παρουσίας (Peterson, et al., 2011; Anderson, 2012) και χωρίς απουσίες οι προβλέψεις τυπικά περιορίζονται στους ROR (Ward, et al., 2009).

Με προεπιλογή το Maxent χρησιμοποιεί μια προηγούμενη κατανομή, η οποία προϋποθέτει ότι το είδος είναι εξίσου πιθανό να βρίσκετε σε οποιοδήποτε σημείο στο τοπίο. Αυτό προϋποθέτει ότι κάθε εικονοστοιχείο (pixel) έχει την ίδια πιθανότητα να επιλεγεί ως υπόβαθρο στον γεωγραφικό χώρο. Η τροποποίηση του δείγματος υπόβαθρου είναι επομένως, ισοδύναμη με την τροποποίηση των προηγούμενων προσδοκιών για την κατανομή του είδους. Χρησιμοποιώντας μια ομοιόμορφη προηγούμενη κατανομή, το Maxent προβλέπει μια κατανομή που είναι όσο το δυνατόν χωρικά διάχυτη, η οποία τείνει να προβλέπει το μεγαλύτερο δυνατό εύρος σύμφωνο με τα δεδομένα.

Η επιλογή του δείγματος υποβάθρου (backround) μπορεί να αλλοιώσει τα χαρακτηριστικά που επιλέγονται από το Maxent βάση του εύρους των περιβαλλοντικών διαβαθμίσεων όπου επεκτείνεται. Αυτό τονίζει την ανάγκη η επιλογή υποβάθρου να έχει οικολογική αιτιολόγηση (Elith, et al., 2010; Webber, et al., 2011). Το Maxent αντιπαραβάλλει τις περιβαλλοντικές συνθήκες στις θέσεις υποβάθρου με εκείνες που παρατηρήθηκαν στις θέσεις παρουσίας. Τα συμπεράσματα του Maxent εξαρτώνται από το αν τα βιοκλιματικά ή τα βιοφυσικά χαρακτηριστικά κατανέμονται ομοιόμορφα στο υπόβαθρο ή αν η κατανομή τους είναι ασύμμετρη.

Συνιστάται το δείγμα υπόβαθρου να επιλέγετε ώστε να αντικατοπτρίζει τις περιβαλλοντικές συνθήκες για τις οποίες ενδιαφέρετε ο χρήστης, που έρχεται σε αντίθεση έναντι των παρουσιών που βασίζονται στη χωρική κλίμακα των οικολογικών ζητημάτων ενδιαφέροντος (Saupe, et al., 2012). Αν κάποιος χρησιμοποιεί τις προεπιλεγμένες ρυθμίσεις για την επιλογή υπόβαθρου, η

έκταση του υπόβαθρου θα περιλαμβάνει μόνο περιοχές όπου είναι εξίσου πιθανό να φθάσουν τα είδη. Αρκετές μελέτες έχουν τεκμηριώσει την διακύμανση στις προβλέψεις που μπορεί να προκύψει από διαφορετικά δείγματα υπόβαθρου για το Maxent, δίνοντας ιδιαίτερη έμφαση στην έκταση της περιοχής από την οποία έχουν επιλεγεί (Phillips, et al., 2009; Elith, et al., 2010; 2011; Yates, et al., 2010; Barve, et al., 2011).

2.3.4.2. Λειτουργίες

Το Maxent έχει τη δυνατότητα να κατασκευάσει ιδιαίτερα πολύπλοκες, εξαιρετικά μη γραμμικές καμπύλες απόκρισης χρησιμοποιώντας μια ποικιλία από σύνολα λειτουργιών. Για παράδειγμα, αν χρησιμοποιήσουμε την βροχόπτωση σαν περιβαλλοντικό προγνωστικό παράγοντα, η γραμμική κατηγορία (feature class) λειτουργιών διασφαλίζει ότι η μέση τιμή των βροχοπτώσεων στις περιοχές όπου προβλέπεται να υπάρχει το είδος κατά προσέγγιση αντιστοιχεί στη μέση τιμή των περιοχών, όπου παρατηρείται το είδος. Μια λειτουργία περιορίζει τη διακύμανση των βροχοπτώσεων, εκεί όπου προβλέπεται να υπάρχουν το είδος για να αντιστοιχεί με την παρατήρηση.

Μια άλλη λειτουργία περιορίζει τη συνδιακύμανση της βροχόπτωσης με άλλους προγνωστικούς παράγοντες και ισοδυναμεί με όρους αλληλεπίδρασης στην παλινδρόμηση. Οι λειτουργίες του κατώτατου ορίου (threshold) κάνουν ένα συνεχή προγνωστικό παράγοντα δυαδικό (binary) μέσω της παραγωγής ενός χαρακτηριστικού η τιμή του οποίου είναι 0 κάτω από το όριο και 1 πάνω από αυτό (Phillips and Dudik, 2008). Τα κατηγορικά χαρακτηριστικά (categorical features) (π.χ. η χρήση γης) διαιρούν ένα προγνωστικό παράγοντα με κατηγορίες σε ένα με δυαδικά (binary) χαρακτηριστικά, τα οποία λαμβάνουν την τιμή 1 όταν το χαρακτηριστικό είναι παρόν και 0 αν όχι. Όλα τα χαρακτηριστικά ανάγονται στο διάστημα [0,1], καθιστώντας έτσι τους συντελεστές συγκρίσιμους.

Με προεπιλογή το Maxent χρησιμοποιεί τον αριθμό παρουσιών για να καθορίσει ποιες τάξεις χαρακτηριστικών θα χρησιμοποιήσει, περισσότερες παρουσίες επιτρέπουν περισσότερα χαρακτηριστικά και πέραν των 80 παρουσιών οδηγούν στη χρήση όλων των τάξεων χαρακτηριστικών. Εντούτοις, ο χρήστης μπορεί επίσης να καθορίσει εκ των προτέρων τις τάξεις χαρακτηριστικών (Hijmans, et al., 2005). Μια γραμμική και μια τετραγωνική λειτουργία κατασκευάζεται για κάθε προγνωστικό παράγοντα πρόβλεψης. Ο αριθμός των πιθανών τμηματικών χαρακτηριστικών εξαρτάται από τον αριθμό των παρουσιών. Το Maxent επιτρέπει ένα κατώτατο όριο (threshold), και λειτουργία άρθρωσης προόδου, και οπίσθιας άρθρωσης, ανάμεσα σε κάθε

ζεύγος διαδοχικών τιμών ενός παράγοντα πρόβλεψης. Αυτό το σύνολο χαρακτηριστικών διερευνάτε από το Maxent, και τα πιο χρήσιμα χαρακτηριστικά εξάγονται. Τα χαρακτηριστικά που φυλάσσονται μαζί με τους συντελεστές τους (λ) και τις ελάχιστες / μέγιστες τιμές των χαρακτηριστικών, είναι διαθέσιμα σε ένα αρχείο στον κατάλογο εξόδου του Maxent με επέκταση αρχείου «lambdas».

Συνιστάται να ελαχιστοποιηθεί η συσχέτιση μεταξύ των προγνωστικών παραγόντων και να προσδιοριστούν τα κατάλληλα σχήματα χαρακτηριστικών πριν από την δημιουργία του μοντέλου (ανάλογα με το στόχο της μελέτης τους). Εάν στόχος είναι η προβολή, ή η ερμηνεία της κατανομής των ειδών ή των περιβαλλοντικών αναγκών τους, η προ - εξέταση (prescreening) των παραγόντων πρόβλεψης και των χαρακτηριστικών τους θα οδηγήσει σε φειδωλά (parsimonious) και ερμηνεύσιμα μοντέλα (Renner and Warton, 2012). Εν αντιθέσει προτείνεται να συμπεριληφθούν όλοι οι εύλογοι προγνωστικοί παράγοντες στο μοντέλο και να επιτραπεί στον αλγόριθμο να αποφασίζει ποιοι από αυτούς είναι σημαντικοί, μέσω της κανονικοποίησης (Phillips, et al., 2006). Το λογισμικό Maxent προσφέρει τη δυνατότητα προσθήκης και των δύο προσεγγίσεων, αλλά χρησιμοποιεί τη δεύτερη προσέγγιση (της μηχανικής μάθησης) από προεπιλογή.

2.3.4.3. Η Κανονικοποίηση/Ρύθμηση

Παρόλο που ο χρήστης μπορεί να καθορίσει τις τάξεις χαρακτηριστικών που θα χρησιμοποιήσει εκ των προτέρων, το Maxent επιλέγει μεμονωμένα κάποια χαρακτηριστικά (για κάθε προγνωστικό παράγοντα) που συμβάλλουν περισσότερο στην κατάλληλη διαμόρφωση του μοντέλου χρησιμοποιώντας την κανονικοποίηση (Phillips, et al., 2006). Η κανονικοποίηση λειτουργεί αποτελεσματικά σε μια πληθώρα εφαρμογών (Hastie, et al., 2009) και βασίζεται σε έναν συνδυασμό της πιθανότητας ομοιότητας και μια ποινή πολυπλοκότητας (Warren and Seifert, 2011).

Η κανονικοποίηση μειώνει το over-fitting με δύο τρόπους. Πρώτον, διασφαλίζει ότι οι εμπειρικοί περιορισμοί δεν εφαρμόζονται με πολύ ακρίβεια. Αναμένεται κάποια ανακρίβεια στους περιορισμούς που μετρήθηκαν εμπειρικά, οπότε είναι προτιμότερο οι προβλέψεις να ικανοποιούν περίπου τους περιορισμούς αντί να τους ικανοποιούν επακριβώς. Δεύτερον, η κανονικοποίηση θέτει ποινές για το μοντέλο ανάλογα με το μέγεθος των συντελεστών, και ως εκ τούτου πολλοί συντελεστές συρρικνώνονται προς μηδέν, ενώ άλλοι μηδενίζονται, αφαιρώντας έτσι πολλά χαρακτηριστικά από το μοντέλο (Tibshirani, 1996).

Ο συντελεστής κανονικοποίησης β καθορίζεται από προεπιλογή για κάθε κατηγορία χαρακτηριστικών (γραμμική, τετραγωνική, κλπ) (Phillips and Dudik, 2008). Αν είναι σημαντικό να διασφαλιστεί η καταλληλότητα ενός μοντέλου με όλα τα υποψήφια χαρακτηριστικά, τότε ο συντελεστής κανονικοποίησης μπορεί να τεθεί στο μηδέν, αλλά αυτό μπορεί να γίνει μόνο όταν ο αριθμός των χαρακτηριστικών είναι μικρός σε σχέση με τον αριθμό των παρουσιών. Συστήνεται η διερεύνηση διαφόρων τιμών για τους συντελεστές κανονικοποίησης και η επιλογή μιας τιμής που θα μεγιστοποιεί κάποιο βαθμό της προσαρμογής σε ένα σύνολο δεδομένων διασταυρουμένης επικύρωσης (cross-validation, Phillips and Dudik, 2008).

2.3.4.4. Απόκλιση δειγματοληψίας (Sampling bias)

Από προεπιλογή, τα μοντέλα του Maxent ρυθμίζονται θεωρώντας ότι σε όλες τις θέσεις του τοπίου είναι εξίσου πιθανό να γίνει δειγματοληψία. Ωστόσο, τα σύνολα των δεδομένων εμφάνισης τυπικά παρουσιάζουν κάποια απόκλιση στη δειγματοληψία, στην οποία μερικές περιβαλλοντικές περιοχές (κοντά σε πόλεις, δρόμους, κλπ) παρουσιάζουν εντονότερη δειγματοληψία σε σχέση με άλλες (Graham, et al., 2004; Phillips, et al., 2009).Η υπόθεση ομοιόμορφης δειγματοληψίας δεν απαιτεί ένα ομοιόμορφο τυχαίο δείγμα από το γεωγραφικό χώρο, αλλά αντί αυτού ότι στις περιβαλλοντικές συνθήκες η δειγματοληψία γίνετε ανάλογα με τη διαθεσιμότητα τους, ανεξάρτητα από το χωρικό μοτίβο τους (Aarts, et al., 2012).

Όταν η δειγματοληψία παρουσιάζει απόκλιση, δεν μπορεί κάποιος να ξεχωρίσει αν τα είδη που έχουν παρατηρηθεί σε συγκεκριμένα περιβάλλοντα προτιμούν αυτές τις θέσεις, είτε αν εκεί έγινε μεγαλύτερη προσπάθεια αναζήτησης τους (Phillips, et al., 2009; Sastre and Lobo, 2009; Newbold, et al., 2010). Για τα δεδομένα παρουσίας-μόνο, η πιθανότητα ότι ένα άτομο καταγράφηκε σε μία θέση μπορεί να αποδομηθεί στο προϊόν της πιθανότητας δειγματοληψίας της θέσης, της πιθανότητας ανίχνευσης ενός ατόμου εκεί, και τον σχετικό ρυθμό εμφάνισης του (ROR) (Yackulic, et al., 2012). Κατά κανόνα, οι χρήστες του Maxent υποθέτουν ότι η πιθανότητα ανίχνευσης και η πιθανότητα δειγματοληψίας είναι σταθερές στο χώρο και ως εκ τούτου δεν λαμβάνονται υπόψη για οποιαδήποτε απόκλιση στη δειγματοληψία (Yackulic, et al., 2012). Από την επαναλαμβανόμενη δειγματοληψία των ίδιων περιοχών μπορούν να κατασκευαστούν μοντέλα για την πιθανότητα ανίχνευσης (Kery, et al., 2010).

Οι επιπτώσεις της απόκλισης δειγματοληψίας είναι παρόμοιες με την επιλογή υποβάθρου, υπό την έννοια ότι αλλάζοντας οποιαδήποτε από τις δύο λαμβάνονται διαφορετικές προβλέψεις για την προηγούμενη κατανομή. Αντιπροσωπευτικό για την απόκλιση δειγματοληψίας είναι η μηδενική

υπόθεση (null hypothesis), η οποία δηλώνει ότι τα άτομα ενός είδους είναι ομοιόμορφα κατανεμημένα στο γεωγραφικό χώρο και ότι ο μόνος λόγος που έχουν παρατηρηθεί σε κάποια συγκεκριμένα σημεία είναι, γιατί αυτά είναι τα μόνα σημεία όπου έγινε η δειγματοληψία.

Συνιστάται στους χρήστες πάντα να λαμβάνουν υπόψη την απόκλιση δειγματοληψίας. Οι προσεγγίσεις της απόκλισης δειγματοληψίας κατά προτίμηση θα πρέπει να προέρχονται από μέτρα άμεσης δειγματοληψίας (π.χ. θέσεις έρευνας από μελέτη περιοχών αναπαραγωγής των πουλιών). Εάν δεν είναι διαθέσιμα τέτοια δεδομένα, τότε οι χρήστες μπορούν είτε να δημιουργήσουν ένα biased prior μοντελοποιώντας την κατανομή των δειγμάτων χρησιμοποιώντας διαφορετικές συμμεταβλητές από αυτές που περιλαμβάνονται στο μοντέλο εμφάνισης (occurence model), ή να δημιουργήσουν ένα biased prior από την κατανομή της προσπάθειας δειγματοληψίας.

Μια προηγούμενη κατανομή με απόκλιση μπορεί να κατασκευαστεί χρησιμοποιώντας το Maxent: Οι θέσεις εισάγονται στο Maxent σαν να αναπαριστούν ένα μεμονωμένο είδος και με τις προβλέψεις που προκύπτουν υπολογίζετε η προσπάθεια δειγματοληψίας. Οι προγνωστικοί παράγοντες μπορεί να περιλαμβάνουν την απόσταση από αστικά κέντρα ή δρόμους, το υψόμετρο, ή το τοπογραφικό ανάγλυφο (Phillips, et al., 2009). Η απόκλιση δειγματοληψίας υποβάθρου (biased background sampling) είναι αναγκαία εάν η προσπάθεια δειγματοληψίας δεν μπορεί να εκτιμηθεί σε ολόκληρο το τοπίο, αλλά υπάρχουν πολλά δείγματα διαθέσιμα. Όλες οι επιλογές για διάκριση της απόκλισης δειγματοληψίας (sampling bias) από τα δεδομένα παρουσίας-μόνο στηρίζονται σε ισχυρές παραδοχές όταν οι θέσεις όπου έγινε η δειγματοληψία είναι άγνωστες.

2.3.4.5. Τύποι δεδομένων εξόδου

Το Maxent παράγει τρεις διαφορετικούς τύπους δεδομένων εξόδου για τις προβλέψεις του: πρωτογενή (raw), αθροιστικά/συσωρευτικά (cumulative) και τεχνικά (logistic). Όλοι οι τύποι δεδομένων εξόδου συνδέονται μονότονα (monotonically), έτσι οι μετρικές διαβάθμισης για την καταλληλότητα του μοντέλου (model fit) (π.χ. AUC) θα είναι ίδιες (Elith, et al., 2011). Ωστόσο, οι τύποι δεδομένων εξόδου έχουν διαφορετική κλιμάκωση, γεγονός που οδηγεί σε διαφορετικές ερμηνείες και σε προγνωστικούς χάρτες που φαίνονται οπτικά πολύ διαφορετικοί.

Τα πρωτογενή δεδομένα εξόδου (raw output) του Maxent ερμηνεύονται σαν ένας ρυθμός σχετικής εμφάνισης (ROR). Ο ROR αθροίζετε προς τη μονάδα, αν όλες οι θέσεις του τοπίου περιλαμβάνονται στο υπόβαθρο. Τα αθροιστικά/συσωρευτικά δεδομένα εξόδου (cumulative output) προσδίδουν σε μια θέση το σύνολο όλων των πρωτογενών τιμών (raw values) που είναι μικρότερες

ή ίσες με την πρωτογενή (raw) τιμή για την εν λόγω θέση και την ανακατασκευάζει σε μικρότερη κλίμακα μεταξύ του 0 και του 100. Τα αθροιστικά/συσωρευτικά δεδομένα εξόδου (cumulative output) μπορούν να ερμηνευτούν σαν ένας ρυθμός παράλειψης (omission rate) επειδή θέτοντας ένα όριο (thresholding) σε μια τιμή c για να προβλέψουν μια επιφάνεια παρουσίας / απουσίας παραλείπονται κατά προσέγγιση c% των παρουσιών (Phillips and Dudik, 2008).

Ο Elith, et al. (2011) προτείνει:

α) τη χρήση πρωτογενών (raw) δεδομένων εξόδου όποτε αυτό είναι δυνατό, επειδή δεν βασίζονται σε παραδοχές μετά από επεξεργασία,

β) τη χρήση αθροιστικών/συσωρευτικών (cumulative) δεδομένων εξόδου όταν οι ερμηνείες σχετίζονται με το ρυθμό παράλειψης (π.χ. κατάρτιση εύρους ορίων), και

γ) αποφυγή των τεχνικών δεδομένων εξόδου (logistic output) διότι βασίζονται σε ισχυρές παραδοχές.

2.3.4.6. Αξιολόγηση των μοντέλων

Στόχος της αξιολόγησης ενός μοντέλου είναι να αξιολογηθεί η γενικότητα του, με την έννοια ότι το μοντέλο αναγνωρίζει χαρακτηριστικά της κατανομής του είδους και όχι απλώς ευρήματα μιας θορυβώδους διαδικασίας δειγματοληψίας (noisy sampling process). Η γενικότητα μπορεί να επιτευχθεί με την εισαγωγή ενός συστήματος «point system» για την πολυπλοκότητα των μοντέλων ή τη χρήση διασταυρουμένης επικύρωσης (cross validation). Η επιβολή κυρώσεων (point system) για την πολυπλοκότητα του μοντέλου στο Maxent γίνεται εσωτερικά με τη χρήση της κανονικοποίησης. Οι Warren και Seifert (2011) έχουν προτείνει την επαύξηση της διαδικασίας αξιολόγησης χρησιμοποιώντας AIC και BIC για να συγκρίνουν ανταγωνιστικά μοντέλα Maxent μεταξύ τους. Το Maxent παρέχει μια σειρά επιλογών διασταυρωμένης επικύρωσης (cross validation), στις οποίες συνήθως οι θέσεις παρουσίας διαιρούνται σε δεδομένα εκπαίδευσης που χρησιμοποιούνται για την προσαρμογή του μοντέλου (fit the model), και δεδομένα δοκιμής, που χρησιμοποιούνται για την αξιολόγηση των προβλέψεων του μοντέλου.

Για την αξιολόγηση ενός μοντέλου, χρειάζονται μετρικές για την προσαρμογή του μοντέλου (Liu, et al., 2010). Η περιοχή κάτω από την καμπύλη αποδέκτη-χειριστή (Receiver - operator curve, AUC – Area Under Curve) έχει αναδειχθεί ως η πιο δημοφιλής στη βιβλιογραφία του Maxent. Η AUC είναι το κατώτατο όριο μιας ανεξάρτητης μετρικής με προγνωστική ακρίβεια που βασίζεται μόνο στην κατάταξη των θέσεων. Η AUC ερμηνεύεται σαν η πιθανότητα μια τυχαία επιλεγμένη θέση παρουσίας να κατατάσσεται ψηλότερα από ένα τυχαία επιλεγμένο σημείο υπόβαθρου. Σημειώνεται ότι η AUC παραδοσιακά χρησιμοποιείται για να καθοριστεί ο τρόπος που το μοντέλο διαχωρίζει τις

παρουσίες και τις απουσίες μεταξύ τους, αλλά με χρήση των δεδομένων παρουσίας-μόνο η AUC συγκρίνει τις παρουσίες με τα σημεία υπόβαθρου.

Ως εναλλακτική λύση είναι η δημιουργία δυαδικών (binary) προβλέψεων παρουσίας- απουσίας, που είναι χρήσιμες για τις μετρικές προσαρμογής (fit metrics) που βασίζονται σε μήτρες (matrices) (Liu, et al., 2005) ή στην απεικόνιση απλών χαρτών. Ο καθορισμός ενός κατώτατου ορίου καθιστά τα συνεχή στοιχεία εξόδου (outputs) δυαδικά επιλέγοντας μία τιμή του ROR κάτω από την οποία ένα είδος θεωρείται απόν και πάνω από την οποία θεωρείται παρόν.

Η αξιολόγηση των μοντέλων πρέπει να βασίζεται στην προγνωστική τους ακρίβεια σε στατιστικά ανεξάρτητα σύνολα δεδομένων διασταυρούμενης επικύρωσης χρησιμοποιώντας μετρικές προσαρμογής (fit metrics) που βασίζονται στην ευαισθησία και αποφυγή της χρήσης κατώτατου ορίου όποτε είναι δυνατόν. Η διασταυρούμενη επικύρωση ενδέχεται να είναι προτιμότερη από ένα σύστημα κυρώσεων για την αξιολόγηση της γενικότητας του μοντέλου, διότι μπορεί να είναι δύσκολος ο καθορισμός κατάλληλης κύρωσης (penalty). Η διασταυρωμένη επικύρωση είναι ελκυστική επειδή χρησιμοποιεί τα δεδομένα αποτελεσματικά και επιτρέπει στον χρήστη να αναφέρει το εύρος, το τυπικό σφάλμα κλπ, οποιονδήποτε μετρικών προσαρμογής του μοντέλου. Η διασταυρωμένη επικύρωση επιτρέπει να αξιολογηθεί η αβεβαιότητα των προβλέψεων. Τα μειονεκτήματα της χρήσης διασταυρωμένης επικύρωσης, είναι ότι μόνο ένα μέρος των δεδομένων μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την προσαρμογή του μοντέλου και ότι είναι δύσκολο να ληφθούν δεδομένα δοκιμών που να είναι στατιστικός (χωρικά) ανεξάρτητα από τα δεδομένα εκπαίδευσης (Hijmans, 2012).

Για τα δεδομένα παρουσίας-μόνο, οι υψηλές τιμές της AUC υποδεικνύουν ότι το μοντέλο μπορεί να διαχωρίσει μεταξύ θέσεων παρουσίας και ενδεχομένως θέσεων όπου δεν έγινε δειγματοληψία (υπόβαθρου), ο οποίος δεν είναι κατ 'ανάγκη ένας σχετικός διαχωρισμός επειδή το δείγμα υποβάθρου περιέχει τόσο παρουσίες όσο και απουσίες (Lobo, et al., 2008; Elith, et al., 2011; Anderson, 2012).

Ο καθορισμός ενός κατώτατου ορίου είναι προβληματικός δεδομένου ότι η επιλογή ορίου με βιολογικό νόημα ενδέχεται να εξαρτάται από τον επιπολασμό ή την πυκνότητα του πληθυσμού, τα οποία είναι συνήθως άγνωστα. Επομένως, δεν πρέπει να χρησιμοποιούνται αυθαίρετες τιμές κατώτατου ορίου. Οι μετρικές που βασίζονται στην ειδικότητα θα πρέπει να αποφεύγονται, επειδή τα σημεία υποβάθρου δεν είναι ισοδύναμα με τις απουσίες.

Κεφάλαιο Τρίτο

3. Μεθοδολογία

3.1 Γενικά τοπογραφικά και γεωμορφολογικά στοιχεία

3.1.1.Θέση και έκταση

Η Κύπρος αποτελεί το τρίτο σε μέγεθος νησί της Μεσογείου με συνολική έκταση 9251 km^2. Βρίσκεται στο Ανατολικό – Βορειοανατολικό άκρο της Μεσογειακής λεκάνης. Έχει βόρειο γεωγραφικό πλάτος 34° 33' έως 35° 41' και ανατολικό γεωγραφικό μήκος 32° 17' έως 34° 35'. Το μέγιστο μήκος της είναι 226 km, ενώ το μέγιστο πλάτος 97 km. Η Κύπρου συνορεύει δια θαλάσσης στα βόρεια με την Τουρκία, ανατολικά με τη Συρία, το Λίβανο και το Ισραήλ, στα νότια με την Αίγυπτο και στα δυτικά με τη νήσο Καστελόριζο - Ελλάδα.

3.1.2. Μορφολογία εδάφους

Στο νησί δεσπόζουν δύο παράλληλες οροσειρές, που το διασχίζοντας από δυτικά προς ανατολικά. Πρόκειται για την οροσειρά του Πενταδάκτυλου στο βόρειο και την οροσειρά του Τροόδους στο κέντρο-νοτιοδυτικό τμήμα της Κύπρου. Ανάμεσα τους εκτείνεται η πεδιάδα της Μεσαορίας, η οποία διασχίζεται από δύο ποταμούς, τον Πεδιαίο και τον Γιαλιά.

Σύμφωνα με τους Robertson et al. (1993) η Κύπρος χωρίζεται σε τρεις γεωτεκτονικές ζώνες, την οροσειρά της Κερύνειας (ή του Πενταδάκτυλου), την οροσειρά Τροόδους, και τη νοτιοδυτική ζώνη ή Σύμπλεγμα των Μαμωνίων (Robertson and Woodcock, 1979).

Η οροσειρά του Πενταδάκτυλου εκτείνεται παράλληλα με τη βόρεια παραλιακή ζώνη, με μήκος 80 km περίπου και μέσο πλάτος 5 km, αποκόπτοντας έτσι την ενδοχώρα από τα βόρεια παράλια. Αποτελείται από μια σειρά βουνοκορφών, το υψόμετρο των οποίων κυμαίνεται από 700 έως 1024 m, με υψηλότερη κορυφή το Κυπαρυσσόβουνο.

Ο Πενταδάκτυλος γεωλογικά θεωρείται το νοτιότερο τμήμα της Αλπικής οροσειράς. Ο πυρήνας της οροσειράς αποτελείται από ανακρυσταλλωμένους ασβεστόλιθους, δολομίτες και μάρμαρα. Οι βόρειες πλαγιές αποτελούν την ομβροπλευρά της οροσειράς, με αποτέλεσμα την ανάπτυξη πυκνής

βλάστησης στις πλαγιές αυτές. Αντιθέτως οι νότιες πλαγιές είναι ξηρότερες και χαρακτηρίζονται από αραιότερη βλάστηση (Robertson and Xenophontos, 1993).

Η οροσειρά του Τροόδους κυριαρχεί στο κεντρικό προς νότιο μέρος του νησιού, με συνολική έκταση 3200 km^2. Η οροσειρά περιλαμβάνει αρκετές κορυφές, μερικές εκ των οποίων ξεπερνούν τα 1300 m. Υψηλότερη κορυφή είναι η Χιονίστρα ή Όλυμπος φτάνοντας τα 1951 m. Άλλες σημαντικές κορυφές είναι η Μαδαρή (1612 m), η Παπούτσα (1554 m), τα Κιόνια (1423 m), ο Τρίπυλος (1362 m) και ο Κύκκος (1318).

Η οροσειρά του Τρόοδους αποτελείται αποκλειστικά από πετρώματα του ομώνυμου οφιολιθικού συμπλέγματος (Gass, 1980). Οι οφιόλιθοι χαρακτηρίζονται από υπερβασική έως βασική χημική και πετρολογική σύσταση. Το οφιολιθικό σύμπλεγμα του Τροόδους είναι πλούσιο σε κοιτάσματα αμιάντου, χρωμίτη και χαλκούχων σιδηροπυριτών (Varga and Moores, 1990). Η οροσειρά Τροόδους αποτελείτε από μια ακολουθία υπερβασικών πετρωμάτων στο κέντρο, που περιβάλλονται από γάββρους, καλυμμένες φλέβες, λάβες και ιζήματα βαθιάς θάλασσας (Gass, 1980).

Η γεωτοπογραφία του Τροόδους αποτελεί τον κύριο κλιματολογικό ρυθμιστή της Κύπρου. Δεδομένου ότι η μέση βροχόπτωση στις υψηλότερες κορυφές της οροσειράς ξεπερνά τα 1000 mm, σε αντίθεση με τα πεδινά όπου κυμαίνεται γύρω στα 300 mm και οι θερμοκρασίες είναι υψηλότερες. Με αποτέλεσμα ανάμεσα στις δύο αυτές ακραίες περιπτώσεις να αναπτύσσονται πλήθος άλλων μικροκλιμάτων που ευνοούν την ανάπτυξη μεγάλης βιοποικιλότητας (Μετεωρολογική Υπηρεσία Κύπρου, 2015).

Στα νοτιοδυτικά της Κύπρου βρίσκεται η δεύτερη τεκτονική ενότητα του νησιού - το σύμπλεγμα των Μαμωνίων. Το σύμπλεγμα αυτό περιλαμβάνει θαλάσσια ιζηματογενή πετρώματα, οφιολιθικά πετρώματα και μια ποικιλία μεταμορφωμένων πετρωμάτων (σχιστόλιθους και μάρμαρα) (Robertson and Woodcock, 1979; Bailey, 1997). Στο σύμπλεγμα αυτό εντάσσεται και το δυτικότερο άκρο του νησιού, η χερσόνησος του Ακάμα.

3.1.3. Κλίμα

Το κλίμα της Κύπρου χαρακτηρίζεται γενικά ως ήπιο-ξηρό Μεσογειακό με άφθονη ηλιοφάνεια ακόμη και κατά τους χειμερινούς μήνες. Ο χειμώνας είναι σχετικά βραχύς, ήπιος και υγρός. Το καλοκαίρι είναι θερμό και ξηρό. Τόσο η γεωγραφική θέση της Κύπρου, η μορφολογία του εδάφους

της όσο και η κυκλοφορία των αέριων μαζών επηρεάζουν το κλίμα της (Μετεωρολογική Υπηρεσία Κύπρου, 2015).

Η μέση ετήσια βροχόπτωση στο νησί είναι περίπου 480 mm, και κυμαίνεται από 300 mm στις κεντρικές πεδιάδες έως 1100 mm στην κορυφή του Τροόδους και 550 mm στην οροσειρά του Πενταδακτύλου. Οι υψηλότερες θερμοκρασίες καταγράφονται κατά τους θερινούς μήνες Ιούλιο και Αύγουστο. Οι μέσες ημερήσιες θερμοκρασίες κατά τους μήνες αυτούς κυμαίνονται μεταξύ 29 °C στην πεδιάδα Μεσαορίας και 22 °C στις υψηλότερες κορυφές του Τροόδους. Οι αντίστοιχες χειμερινές θερμοκρασίες κατά τον Ιανουάριο είναι 10 και 3 °C αντίστοιχα. Χιονόπτωση σημειώνεται στις υψηλότερες κορυφές του Τροόδους (άνω των 1000 m), κυρίως κατά τους μήνες Δεκέμβριο – Μάρτιο ώρες (Μετεωρολογική Υπηρεσία Κύπρου, 2015).

Η μέση υγρασία του αέρα κατά τους χειμερινούς μήνες κυμαίνεται από 60 έως 80 % και από 40 έως 60 % κατά τους θερινούς μήνες. Η μέση διάρκεια της ηλιοφάνειας φτάνει το καλοκαίρι τις 12.5 ώρες και το χειμώνα τις 5.5 ώρες (Μετεωρολογική Υπηρεσία Κύπρου, 2015).

3.1.4. Κυπριακή χλωρίδα

Τα κλιματικά καθώς και τα γεωμορφολογικά χαρακτηριστικά του νησιού, όπως έχουν περιγραφεί πάρα πάνω, είχαν ως αποτέλεσμα τη δημιουργία πολλών και ποικίλων οικοτόπων, που οδήγησαν στη διαμόρφωση πλούσιας και μοναδικής βιολογικής ποικιλότητας. Στην Κύπρο απαντώνται περίπου 2000 φυτικά taxa (είδη, υποείδη, ποικιλίες), εκ των οποίων τα 144 (108 είδη, 33 υποείδη και 3 ποικιλίες) είναι ενδημικά του νησιού. Το ποσοστό ενδημισμού της Κύπρου είναι 7.3 %, το οποίο την κατατάσσει ανάμεσα στα πιο πλούσια χλωριδικά νησιά της Μεσογείου (Πίνακας 3.1) (Tsintides et al., 2007).

Στις δύο οροσειρές απαντώνται τα πλείστα ενδημικά φυτά της Κύπρου. Στην οροσειρά του Τροόδους απαντούν 100 ενδημικά φυτά, εκ των οποίων τα 45 είναι τοπικά ενδημικά, ενώ στην οροσειρά του Πενταδακτύλου 60, εκ των οποίων τα 14 είναι τοπικά ενδημικά (Μονάδα Διατήρησης της Φύσης, 2012; Χριστοδούλου, 1995). Η χερσόνησος του Ακάμα παρουσιάζει επίσης υψηλό ενδημισμό συγκεντρώνοντας 38 ενδημικά φυτά της Κύπρου, 2 από τα οποία είναι τοπικά ενδημικά της περιοχής (Μονάδα Διατήρησης της Φύσης, 2012).

Πίνακας 3.1: Το ποσοστό ενδημισμού σε διάφορες περιοχές της Μεσογείου. Προσαρμογή από Καδής (1995).

ΠΕΡΙΟΧΗ	ΠΟΣΟΣΤΟ ΕΝΔΗΜΙΣΜΟΥ (%)
ΚΥΠΡΟΣ	7.3
ΚΡΗΤΗ	10.5
ΠΕΛΟΠΟΝΝΗΣΟΣ	6.1
ΣΑΡΔΗΝΙΑ	8.0
ΚΟΡΣΙΚΗ	10.8
ΒΑΛΕΑΡΙΔΕΣ	9.7

Στην Κύπρο, όπως και σε άλλες μεσογειακές περιοχές κυριαρχούν οι ακόλουθες τρεις μορφές βλάστησης, τα κωνοφόρα δάση, η μεσογειακή μακκία βλάστηση και τα φρύγανα. Οι μορφές αυτές βλάστησης εμφανίζονται τόσο αμιγείς όσο και ανάμεικτες.

Η Κύπρος παρουσιάζει εκτεταμένη δασοκάλυψη, η οποία φτάνει το 17% της επιφάνειας της. Τα δάση κατανέμονται κυρίως στις οροσειρές της. Στις βόρειες πλαγιές του Πενταδάκτυλου και στους πρόποδες του Τρόοδους αναπτύσσονται σκληρόφυλλοι θάμνοι (maquis), με κυριότερους αντιπρόσωπους τα είδη *Ceratonia siliqua, Olea europaea, Pistacia lentiscus, Arbutus andrachn* και *Styrax officinalis*. Τα θερμόφιλα πευκοδάση της τραχείας πεύκης (*Pinus brutia*) αποτελούν τα πλέον εκτεταμένα δάση, καλύπτοντας μεγάλο μέρος των οροσειρών, εξαπλώνονται από το επίπεδο της θάλασσας μέχρι και τα 1400 m. Πάνω από τα 1300 m η τραχεία Πεύκη δίνει τη θέση της σταδιακά στη μαύρη Πεύκη *(Pinus nigra)* η οποία αναπτύσσεται μέχρι και την κορυφή του Ολύμπου. Στα ψηλότερα σημεία του Τρόοδους, μαζί με τη μαύρη πεύκη, αναπτύσσεται και το *Juniperus foetidissima,* κωνοφόρο που φτάνει σε ύψος τα 20 μέτρα. Στις πλαγιές του Τρίπυλου και σε υψόμετρο 1000 - 1400 m, αναπτύσσεται το ενδημικό κέδρο της Κύπρου *Cedrus brevifolia,* σχηματίζοντας τη γνωστή «κοιλάδα των κέδρων» (Μονάδα Διατήρησης της Φύσης, 2012).

Στην ορεινή ζώνη του Πενταδάκτυλου εμφανίζονται δάση τραχείας πεύκης *(Pinus brutia)* και αυτοφυούς κυπαρισσιού *(Cupressus sempervirens),* δάση του οποίου εμφανίζονται μόνο στον Πενταδάκτυλο. Συστάδες της φυλλοβόλου βελανιδιάς *Quercus infectoria* subsp. *veneris* εμφανίζονται στο δυτικό κυρίως μέρος του νησιού.

Στους χαμηλότερους λόφους απαντώνται διάφοροι τύποι θαμνώνων, με πιο σπάνιους τους θαμνώνες με ελιά (*Olea europeae*) και χαρουπιά (*Ceratonia siliqua*), καθώς επίσης τους ψηλούς θαμνώνες με περνιά (*Quercus coccifera* subsp. *calliprinos*). Σε αρκετές περιπτώσεις η μακκία βλάστηση δίνει τη θέση της στη φρυγανική βλάστηση. Σημαντική συμμετοχή στη φρυγανική βλάστηση της Κύπρου έχουν τα είδη *Sarcopoterium spinosum, Cistus creticus, C. salvifolius, C. parviflorus, Micromeria nervosa* και *Origanum dubium, Salvia fruticosa.*

Κατά μήκος των ποταμών, όπου επικρατούν συνθήκες αυξημένης υγρασίας, ευδοκιμούν είδη όπως ο πλάτανος *(Platanus orientalis),* το κλήθρο *(Alnus orientalis),* το καβάκι *(Populus nigra),* η ιτιά *(Salix alba)* και η πικροδάφνη *(Nerium oleanter).*

Η αμμώδης παράκτια ζώνη της Κύπρου αποτελείται από αμμόφιλες κοινότητες, αμμοθίνες με θάμνους και αμμόφιλα λιβάδια. Στις περιοχές αυτές και μέχρι το υψόμετρο των 300 m απαντά ο παράκτιος αόρατος *Juniperus phoenicea* matorral (Μονάδα Διατήρησης της Φύσης, 2012).

3.1.4.1. Σπάνια και απειλούμενα φυτά της Κύπρου

Αρκετά ενδημικά taxa της Κυπριακής χλωρίδας απαντώνται μόνο σε λίγους και μικρούς πληθυσμούς γεγονός που τα καθιστά σπάνια. Οι δυσμενείς εξωτερικές επιδράσεις, και ιδιαίτερα οι ανθρωπογενείς πιέσεις θέτουν σε κίνδυνο την επιβίωση και την αναπαραγωγή τους (Pons and Quezel, 1985; Leon, et al., 1985).

Το Κόκκινο Βιβλίο της Χλωρίδας της Κύπρου (2007) έχει αξιολογήσει την κατάσταση διατήρησης 328 φυτών της Κυπριακής χλωρίδας βασιζόμενο στα κριτήρια της Διεθνούς Ένωσης για τη Διατήρηση της Φύσης (IUCN). Βάση της αξιολόγησης αυτής 23 taxa έχουν χαρακτηριστεί σαν Τοπικά Εξαφανισθέντα (RE), 46 σαν Κρισίμως Κινδυνεύοντα (CR), 64 σαν Κινδυνεύοντα (EN), 128 σαν Εύτρωτα (VU), 45 σαν Ανεπαρκώς Γνωστά (DD), 15 σαν Εγγύς Απειλούμενα (NT) και 7 σαν Ελάχιστα Ανησυχητικά (LC) (Tsintides, et al., 2007). Ανάμεσα στα 328 είδη που περιλαμβάνονται στο Κόκκινο Βιβλίο της Χλωρίδας της Κύπρου τα 45 είναι ενδημικά, εκ των οποίων τα 5 έχουν χαρακτηριστεί σαν Κρισίμως Κινδυνεύοντα (CR), 8 σαν Κινδυνεύοντα (EN) και 32 σαν Εύτρωτα (VU) (Tsintides, et al., 2007).

Σύμφωνα με την αξιολόγηση του αναθεωρημένου «Ευρωπαϊκού Κόκκινου Κατάλογου των Αγγειοσπέρμων» που κυκλοφόρησε το 2011 από την IUCN, εκ των 45 Κυπριακών ενδημικών taxa που περιλαμβάνονται στο «Κόκκινο Βιβλίο της Χλωρίδας της Κύπρου», τα 10 έχουν πλέον χαρακτηριστεί ως Κρισίμως Κινδυνεύοντα (CR), τα 5 ως Κινδυνεύοντα (EN), τα 25 ως Εύτρωτα (VU), το 1 ως Εγγύς Απειλούμενο (NT) και τα 4 ως Ανεπαρκώς Γνωστά (DD) (Bilz, et al., 2011).

3.1.4.2. Ευρωπαϊκό και Διεθνές Καθεστώς

Η Κύπρος, σαν κράτος μέλος της ΕΕ υποχρεούται να εφαρμόζει την Ευρωπαϊκή νομοθεσία για την προστασία και τη διατήρηση του φυσικού περιβάλλοντος. Αρκετά από τα είδη που απαντούν στην Κύπρο αποτελούν είδη Κοινοτικού ενδιαφέροντος και περιλαμβάνονται σε όργανα εφαρμογής της Ευρωπαϊκής και Διεθνούς νομοθεσίας.

Η Κύπρος χαρακτηρίζετε από ποικιλομορφία οικοτόπων, αρκετοί από τους οποίους περιλαμβάνονται στο Παράρτημα Ι της Ευρωπαϊκής Οδηγίας για τους Οικοτόπους (92/43/ΕΟΚ). Στην Κύπρο έχουν καταγραφεί 52 διαφορετικοί τύποι οικοτόπων, 5 από τους οποίους εμφανίζονται αποκλειστικά στο νησί. Επιπλέον η Κύπρος έχει υπογράψει την Σύμβαση για το Διεθνές Εμπόριο Απειλούμενων Ειδών της Άγριας Πανίδας και Χλωρίδας (CITES) καθώς και την Σύμβαση για τη Διατήρηση της Ευρωπαϊκής Άγριας Ζωής και των Φυσικών Οικοτόπων (Σύμβαση της Βέρνης). Συγκεκριμένα 27 από τα taxa της Κυπριακής χλωρίδας περιλαμβάνονται στο Προσάρτημα Ι της Σύμβασης της Βέρνης και χαρακτηρίζονται ως Αυστηρώς Προστατευόμενα, ενώ 18 taxa περιλαμβάνονται στο Παράρτημα ΙΙ της Οδηγίας Οικοτόπων (92/43/ΕΟΚ).

3.1.5. Κυπριακή Πανίδα

Η Κυπριακή πανίδα περιλαμβάνει μεταξύ άλλων, 36 είδη θηλαστικών, 22 είδη ερπετών, 3 είδη αμφίβιων, 200 είδη ψαριών και περισσότερα από 5000 είδη εντόμων. Τα 36 είδη θηλαστικών περιλαμβάνουν 19 είδη νυχτερίδων, 12 είδη χερσαίων θηλαστικών, 4 είδη δελφινιών και 1 είδος φώκιας. Το μεγαλύτερο θηλαστικό που απαντάται στην Κύπρο είναι το ενδημικό αγρινό (*Ovis orientalis ophion*), ένα είδος άγριου προβάτου (Μονάδα Διατήρησης της Φύσης, 2012).

Η Κύπρος χαρακτηρίζεται από πλούσια ορνιθοπανίδα, εξαιτίας των διαδρόμων μετανάστευσης των πουλιών, από την Ευρώπη προς την Αφρική και αντίστροφα, που την διασχίζουν. Έχουν καταγραφεί 380 είδη πουλιών στην χώρα μας μέχρι στιγμής. Στην Κύπρο επιπλέον απαντώνται 22 είδη ερπετών εκ των οποίων τα 8 είναι φίδια (το ένα ενδημικό), 11 είναι σαύρες και 3 χελώνες. Επίσης απαντώνται 3 είδη αμφίβιων (βάτραχοι). (www.reptile-database.org).

3.2. Το υπό μελέτη είδος

Το κυπριακό ενδημικό φυτό *Phlomis Cypria* περιλαμβάνει δύο είδη (ταξινομικές κατηγορίες), τα οποία έχουν ταξινομηθεί ως ποικιλίες από τον Meikle (1985). Η μικρότερη ταξινομική κατηγορία φύεται σε ασβεστόλιθους στα δυτικά της οροσειράς του Πενταδακτύλου, ενώ η ταξινομική κατηγορία var. *occidentalis* Meikle σε οφιολιθικά πετρώματα δυτικά της οροσειράς του Τροόδους και στις παρακείμενες περιοχές της δυτικής Κύπρου (Εικόνα 3.2). Το είδος αυτό παρουσιάζει παράλληλη κατανομή, που χαρακτηρίζει πολλά Κυπριακά είδη (ταξινομικές κατηγορίες). Ο Hand (2003), βασιζόμενος στην περιγραφή του Meikle (1985) και την εξέταση επιπλέον υλικού, έχει συνοψίσει τις διαφορές των ειδών (Πίνακας 3.2).

Ωστόσο, οι ελάχιστες (μικρές) μορφολογικές διαφορές μεταξύ των δύο υποειδών σε σύγκριση με παρόμοια είδη *Phlomis* από την περιοχή της Ανατολικής Μεσογείου έρχονται σε αντίθεση με την κατάταξη τους σε δύο διαφορετικά υποείδη. Όμως, λόγω των αλλοπάτριων περιοχών τους και της διαφορετικής οικολογία τους, έπρεπε να καταταχτούν ως υποείδη, και όχι μόνο ως ποικιλίες (Hand, 2003).

Εικόνα 3.1: *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*. Φωτογραφία παρμένη από Flora of Cyprus. Available at: http://www.flora-of-cyprus.eu/], Photo: (c) jan.stefka, some rights reserved (CC BY-NC)

Πίνακας 3.2: Χαρακτηριστικά του είδους *Phlomis cypria*. Προσαρμογή από Meikle (1985).

	ssp. ***Cypria***	ssp. ***Occidentalis***
ΣΧΗΜΑ ΦΥΛΛΩΝ (ΓΙΑ ΤΗ ΠΛΕΙΟΨΗΦΙΑ ΤΩΝ ΦΥΛΛΩΝ ΚΑΤΩ ΑΠΟ ΤΗΝ ΤΑΞΙΑΝΘΙΑ INFLORESCENCE)	κοντά και γενικά επιμήκη, 3-4 cm × 1.5-2 cm	στενά επιμήκη, 3-7 cm × 1-2.3 cm
RATIO ΛΟΓΟΣ ΜΗΚΟΣ / ΠΛΑΤΟΣ ΦΥΛΛΟΥ	1.5-2.0	2.1-3.9
ΚΟΡΥΦΗ ΦΥΛΛΟΥ ΑΡΕΧ	στρογγυλεμένη ή πολύ αμβλεία, πλατιά	συγκλίνει - στενεύει, αμβλεία ή υποξεία κορυφή
ΒΑΣΗ ΦΥΛΛΟΥ	συχνά ελαφρώς καρδιοειδές προς στρογγυλεμένη	συχνά στρογγυλεμένη προς σφηνοειδή
ΧΡΩΜΑ ΤΟΥ ΤΡΙΧΩΜΑΤΟΣ (INDUMENTUMS) ΤΟΥ ΦΥΛΛΟΥ	υπόλευκο ή γκριζωπό προς mentose, χωρίς ή με μικρή αντίθεση ανάμεσα στις δύο πλευρές	συχνά κιτρινωπό προς mentose με έντονη αντίθεση μεταξύ της κάτω πλευράς και της πιο σκούρας πάνω πλευράς

Προσαρμογή από: Hand, R. (ed.): Supplementary notes to the flora of Cyprus III. Willdenowia, 33, pp. 305-325, 2003.

Εικόνα 3.2: Κατανομή του *Phlomis cypria* σύμφωνα με τα δεδομένα του Meikle (1985). Κύκλοι: ssp. *Cypria*, κουκίδες: ssp. *Occidentalis*, οι κατά το ήμισυ μαυρισμένοι κύκλοι αναφέρονται σε μεταγενέστερες παρατηρήσεις από τους Tsintides, 1998 και Tsintides, et al., 2002.

3.2.1. Γεωγραφική κατανομή, μέγεθος και πυκνότητα πληθυσμών

Το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* είναι ένα ενδημικό είδος της Κυπριακής χλωρίδας. Το εύρος της κατανομής του καλύπτει περίπου 371 km², τα δεδομένα αναφέρονται *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*. Απαντάται στην δυτική οροσειρά του Τροόδους, στο δάσος Πάφου (ιδιαίτερα μεταξύ Σταυρού της Ψώκας και του χωριού Λυσός) και στη χερσόνησο του Ακάμα (Καδής 1995, Tsintides et al. 2007). Οι μεγαλύτεροι πληθυσμοί του είδους βρίσκονται στο δάσος Πάφου. Οι πληθυσμοί που εντοπίστηκαν στη χερσόνησο του Ακάμα παρουσιάζουν μικρότερη πυκνότητα (Hadjikyriakou and Christodoulou, 2002).

Οι πληθυσμοί του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* τοπικά παρουσιάζουν αφθονία, σύμφωνα με τα σημερινά δεδομένα αριθμούν περίπου 6.000 άτομα. Ο μεγαλύτερος πληθυσμός απαριθμεί πέραν των 2.000 ατόμων και βρίσκεται στις παρυφές του δασικού δρόμου Λυσού-Σταυρού Ψώκας, εντός του δάσους Πάφου. Είναι όμως πιθανόν να υπάρχουν και άλλοι πυρήνες ενδιάμεσα, κυρίως σε απόσταση από το δρόμο (Πίνακας 3.3)(Κωνσταντινίδης και Τσιουρλής, 2010).

Πίνακας 3.3: Οι περιοχές καταγραφής του υποείδους *Phlomis cypria ssp. occidentalis* εντός του Δάσους Πάφου. Π*ροσαρμογή από* Κωνσταντινίδης και Τσιουρλής (2010).

Διαίρεση 1	Νέο Χωριό, στη διαδρομή κάτω (ΝΔ) από το πυροφυλάκιο Σμιγιές, alt. c. 300 m, 19.4.1998, Hand 2226.
Διαίρεση 2	Κανναβιού, κοιλάδα Αργάκι της Αγίας ανάντη του δρόμου προς Παναγιά, πάνω σε βράχους λίγο πιο πάνω από το δεύτερο γεφύρι, alt. c. 450 m, 21.4.1998, Hand 2250; Πάνω Παναγιά, απόσταση 2.3 km πρίν από το γεφύρι Βρυσιά, alt. c. 750 m, 26.4.1998, Hand 2316; Βρέτσια, σε βράχους στο γεφύρι του Ρουδιά, alt. c. 400 m, 28.4.1998, Hand 2348; Πάνω Παναγιά, alt. 800 m, 22.4.1991, Alziar & al. 4. Iter Optima 1143 (B); Σταυρός της Ψώκας σρο δρόμο προς Λυσσό, alt. 450 m, 24.4.1991, Alziar & al. 4. Iter Optima 1290 (B). (ed.)

3.2.2. Συνθήκες προστασίας

Η προστασία του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis,* καθώς και του οικοτόπου στον οποίο φύεται θεωρείται πολύ σημαντική. Ο πληθυσμός του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* προστατεύετε από νομικό πλαίσιο, έχει συμπεριληφθεί στο Κόκκινο Βιβλίο για τα απειλούμενα είδη της Κύπρου (Tsintides, *et al.,* 2007), ενώ παγκόσμια στην κατάταξη IUCN, κατατάσσεται σαν είδος VU: B1ab(iii,v)+2ab(iii,v) (Tsintides, *et al.,* 2007). Το δάσος Πάφου, στο οποίο αναπτύσσεται το είδος χαρακτηρίζεται ως τόπος Κοινοτικής Σημασίας (SCI) και ως Ειδική Περιοχή Προστασίας (SPA) στο Ευρωπαϊκό Δίκτυο Natura 2000. Επίσης συμπεριλαμβάνεται στο Παράρτημα ΙΙ της οδηγίας

92/43/ΕΟΚ και προστατεύεται από τη Συνθήκη της Βέρνης (Tsintides, *et al.*, 2007). Οι πλείστοι οικοτόποι όπου φύεται το υποείδος υπάγονται διοικητικά στο Τμήμα Δασών της Κυπριακής Δημοκρατίας.

3.2.3. Οικότοπος – Φυτοκοινωνία

Το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* απαντά συνήθως σε πετρώδεις φωτεινές πλαγιές, σε πυριγενή και σπάνια σε ασβεστολιθικά πετρώματα (για παράδειγμα πάνω από το χωριό Στενή). Η απουσία θρεπτικών στοιχείων δεν αποτελεί κρίσιμη παράμετρο για το είδος (Christodoulou and Kadis, 2007). Το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* είναι ιδιαίτερα φωτόφιλο και δημιουργεί οργανωμένες συστάδες με άλλα φωτόφιλα είδη. Φύεται κυρίως σε περιοχές όπου επικρατούν τα φρύγανα, σε πρανή δρόμων και σε δάση τραχείας Πεύκης και λατζιάς μικρής σκίασης (Tsintides, *et al.*, 2007).

Στην περιοχή μεταξύ Λυσού και Αβδουλίνας συνοδεύεται από τα παρακάτω φυτά: *Pinus brutta, Myrius communis,Olea europaea, Pistacia terebinthus, Arbutus andrachne, Pistacia lentiscus, Rhamnus alaternus, Rhamnus oleoides* ssp. *graecus, Phillyrea latifolia, Styrax officinalis, Teucrium divaricatimi* ssp. *canescens, Teucrium cyprium* ssp. *cyprium, Sedum cyprium, Helichrysum italicum, Cistus* spp., *Gladiolus triphyllus, Sarcopoterium spinosum, Genista sphacelata, Arum* sp., *Capparis spinosa* var. *canescens* και *Cheilanthes pteridioides.*

Το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* αναπτύσσεται σε υψόμετρο από 100 έως 1000 m, γεγονός που σημαίνει ότι η ανάπτυξη του δεν εξαρτάται ιδιαίτερα από τις κλιματικές συνθήκες και ότι επεκτείνεται σε όλες τις διαθέσιμες περιοχές, όπου ο ανταγωνισμός άλλων ειδών παρουσιάζεται μειωμένος (Tsintides *et al*. 2007). Το κλίμα στις περιοχές των οικοτόπων του είναι μεσογειακό. Η ελαττωμένη βροχόπτωση ίσως ευνοεί την επέκταση του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis,* επειδή σαν φρυγανικό φυτό έχει αποκτήσει την ικανότητα επιβίωσης στις ακραίες ξηροθερμικές συνθήκες της Ανατολικής Μεσογείου, χρησιμοποιώντας προσαρμογές, όπως η αναστολή της θερινής ανάπτυξης και η πτώση των φύλλων (Καδής, 1995; Tsintides, et al., 2007).

Το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* φύεται στους ακόλουθους οικότοπους της Οδηγίας (Commission of the European Communities, 2009):

- 5330 Θερμο-Μεσογειακές και προερημικές λόχμες
- 5420 Φρύγανα από *Sarcopoterium spinosum*
- 9320 Δάση με *Olea* και *Ceratonia*
- 9540 Μεσογειακά πευκοδάση με ενδημικά είδη πεύκων της Μεσογείου

Στην περιοχή του οικοτόπου του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*, ζει το αγρινό (*Ovis gmelini ophion*), και ο λαγός (*Lepus europaeus cyprius*), τα οποία δεν γνωρίζουμε πως επιδρούν στο υποείδος.

3.2.4. Φαινολογία/Βιολογία

Το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* (Εικόνα 3.1) είναι πολυετές, πολύκλαδο φρύγανο με ύψος 50 έως 150 cm. Ο βλαστός του είναι τετράγωνος και καλύπτεται από πυκνό αστεροειδές τρίχωμα. Τα φύλλα του είναι απλά, αντίθετα, έμμισχα, στενά επιμηκή 3-7 x 1-2,3 cm, σχεδόν οξυκόρυφα, και συχνά κιτρινοειδή. Τα άνθη του είναι κίτρινα, διατεταγμένα σε πολύανθες σπονδύλους. Ο καρπός του αποτελείται από 4 μικρά κάρυα (Καδής, 1995; Tsintides, et al., 2007).

Η ανθοφορία του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* ξεκινά συνήθως στις αρχές με μέσα Απριλίου και συνεχίζεται έως τον Ιούνιο, καρποφορεί στα τέλη Ιουλίου. Η διασπορά των σπερμάτων ξεκινά τον Νοέμβριο, μετά την έναρξη της βροχερής περιόδου και τελειώνει τον Ιανουάριο, οπότε τα σπέρματα παρασύρονται από τις βροχές. Πιθανότερος μηχανισμός διασποράς είναι η ομβροϋδροχωρία (Καδής, 1995). Σε θερμοκρασίες από 10 έως 20 °C επιτυγχάνονται τα υψηλότερα ποσοστά φύτρωσης των σπερμάτων. Η φύτρωση των σπερμάτων του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* ευνόητε κατά τους μήνες Μάρτιο, Απρίλιο και Μάιο, όταν οι μέσες θερμοκρασίες κυμαίνονται μέσα στα όρια των ευνοϊκών θερμοκρασιών (Καδής, 1995; Tsintides, et al., 2007).

3.2.5. Εκτιμώμενες απειλές

Το μέγεθος του πληθυσμού του *Phlomis cypria ssp. occidentalis* είναι μικρό, αλλά όχι όμως σε κρίσιμα επίπεδα. Η διάνοιξη δρόμων στις δασικές περιοχές όπου φύεται έχει δημιουργήσει κατάλληλες συνθήκες για την ανάπτυξη του. Η επίδραση αυτή πρέπει να μελετηθεί κατά την παρακολούθηση του, παράλληλα πρέπει να ερευνηθεί εάν δημιουργείται απειλή από το ετήσιο καθάρισμα των δασικών δρόμων από μπουλντόζες.

Η μεγαλύτερη απειλή για την επιβίωση του είδους είναι μάλλον οι πυρκαγιές, καθώς η γύρω βλάστηση αποτελείται από εύφλεκτα μεσογειακά είδη. Όμως πρέπει να μελετηθεί εάν υπάρχουν προσαρμογές προς το φαινόμενο, όπως ικανότητα ριζοβλάστησης ή δημιουργίας αποθέματος σπόρων σε μορφή λήθαργου σε σχισμές στο έδαφος.

Ο πληθυσμός του είδους στο δάσος Πάφου είναι καλά προστατευόμενος. Είναι ενταγμένος στο δίκτυο Natura 2000 και η βόσκηση είναι τελείως απαγορευμένη. Αντίθετα, σε άλλους σταθμούς, όπως αυτός του Ακάμα, ο πληθυσμός κινδυνεύει από την υπερβόσκηση. Στην περιοχή αυτή, που είναι από τις λίγες δασικές περιοχές της Κύπρου όπου επιτρέπεται η βόσκηση, παρατηρούνται φυτά πολύ καχεκτικά, με ελάχιστους πράσινους βλαστούς και φύλλα.

3.2.6. Προτάσεις για τη διατήρηση του φυτού

Στο τμήμα αυτό διατυπώνονται κάποιες προτάσεις για τη διατήρηση του είδους *Phlomis cypria ssp. occidentalis* επί τόπου (in situ). Η εκτέλεση έργων (διάνοιξη δρόμων, επέκταση οικισμών κλπ) έχει συχνά καταστροφικές συνέπειες για τους φυσικούς πληθυσμούς αρκετών φυτών. Έτσι σε κάθε απόφαση για την εκτέλεση ενός έργου, θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη η παρουσία πληθυσμών του είδους αυτού. Ας σημειωθεί ότι η νομοθεσία της Κύπρου προστατεύει τυπικά τα αυστηρώς προστατευόμενα φυτά με βάση τη Σύμβαση της Βέρνης.

Η συλλογή φυτικού υλικού από τους οικότοπους των φυτών πρέπει να γίνεται ελεγχόμενα και αποκλειστικά για ερευνητικούς σκοπούς. Είναι απαραίτητο να εφαρμοστεί αυστηρά η ήδη υπάρχουσα νομοθεσία που απαγορεύει την οποιαδήποτε συλλογή μέσα από δασική έκταση. Η γεωγραφική κατανομή των πληθυσμών του υπό μελέτη φυτού πρέπει να ληφθεί υπόψη σε περίπτωση ίδρυσης προστατευόμενων περιοχών ή αναθεώρησης των ορίων τους.

Οι ανασταλτικοί για την ανάπτυξη των φυτών παράγοντες στην περιοχή του Ακάμα, δηλαδή οι βρετανικές στρατιωτικές ασκήσεις, η υπερβόσκηση και ο ανεξέλεγκτος τουρισμός πρέπει να ελεγχθούν και να περιοριστούν.

Στις περιπτώσεις των πλέον σπάνιων και απειλούμενων φυτών τα οποία απαντούν σε ένα ή πολύ λίγους και μικρούς πληθυσμούς πρέπει να επιχειρηθεί ενδυνάμωση των υφιστάμενων πληθυσμών με νέα άτομα. Περαιτέρω εξασφάλιση θα επιτυγχανόταν με επανεγκατάσταση μερικών ειδών σε περιοχές που αναπτύσσονταν στο παρελθόν, από τις οποίες όμως σήμερα έχουν εξαφανισθεί.

3.3 Δεδομένα

3.3.1. Προετοιμασία Δεδομένων

Στο τμήμα αυτό θα εφαρμόσουμε την μοντελοποίηση μέγιστης εντροπίας ή αλλιώς το μοντέλο Maxent (Phillips, et al., 2006) για να προβλέψουμε την κατανομή του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στην Κύπρο. Ένα σημαντικό βήμα της μοντελοποίησης με τη χρήση Maxent είναι η προετοιμασία των δεδομένων, η οποία απαιτεί την κατανόηση διάφορων άλλων λογισμικών και μορφών αρχείων (file formats) συμπεριλαμβανομένου του Microsoft Excel. Έχουμε μορφοποιήσει τα δεδομένα χρησιμοποιώντας ένα διαφορετικό λογισμικό πριν από την εκτέλεση του μοντέλου Maxent.

Για απεικονιστικούς σκοπούς, έχουν μοντελοποιηθεί τα όρια του εύρους κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*, εντός του βιότοπου του, σε δασικές εκτάσεις με μεσογειακό κλίμα στην Κύπρου. Η δειγματοληψία του είδους έγινε στα πλαίσια της συγγραφής του *"The red data book of the flora of Cyprus"* (Tsintides, et al., 2007). Σημαντικό είναι ότι, η δειγματοληψία έχει καλύψει ολόκληρη την έκταση κατανομής του είδους. Η γνώση των θέσεων όπου έγινε η δειγματοληψία διευκολύνει σε μεγάλο βαθμό την αξιολόγηση της απόκλισης δειγματοληψίας.

Το λογισμικό MaxEnt (Phillips, et al., 2006) χρησιμοποιεί σαν δεδομένα εισόδου μόνο τα δεδομένα παρουσίας-μόνο και τα σημεία υποβάθρου (backround points) ως ψευδείς-απουσίες. Τα απαιτούμενα 10,000 σημεία υποβάθρου (background points) επιλέχθηκαν τυχαία από κάθε μία από τις περιοχές εμφάνισης του είδους, για τη βελτίωση της απόκλισης δειγματοληψίας.

Εκατόν είκοσι πέντε (125) θέσεις εμφάνισης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* (Appendix 1) μας παραχωρήθηκαν από τον Φιλοδασικό Σύνδεσμο Κύπρου (Tsindides, et al., 2007). Περιλαμβάνουν συντεταγμένες X, Y (WGS 84 / UTM ζώνη 36N) από τις θέσεις όπου έχει παρατηρηθεί το είδος. Τα δεδομένα εμφάνισης ετοιμάστηκαν στην Excel και αποθηκεύτηκαν σαν comma delimited (CSV) αρχείο.

Τα δεδομένα καθαρίστηκαν, τα αρχεία χωρίς γεωγραφικές πληροφορίες αφαιρέθηκαν. Επιπλέον, έχουν αφαιρεθεί τα διπλότυπα συγκεκριμένων θέσεων του είδους. Για τις θέσεις χρησιμοποιήθηκε το GIS για να διασταυρωθούν η αντιστοιχία μεταξύ του συνδυασμού γεωγραφικού μήκους/γεωγραφικού πλάτους και τη δηλωμένη χώρα, στην περίπτωση μας η Κύπρος.

3.3.2. Περιβαλλοντικές Μεταβλητές

Επιλέγηκαν επτά (7) περιβαλλοντικές μεταβλητές, τέσσερις βιοκλιματικές (Πίνακας 3.5) και τρεις βιοφυσικές,(Πίνακας 3.4) βάση της δυνητικής τους σημασίας για την κατανομή του *Phlomis cypria* ssp. *Oocidentalis*.

Τα SDM για τις ορεινές περιοχές συνήθως εν μέρει βασίζονται σε τοπογραφικούς παράγοντες (Fisher, 1990; Guisan et al., 1999). Η κύρια απαίτηση κατά την μοντελοποίηση κατανομής είναι το Ψηφιακό Μοντέλο Εδάφους - DEM (Guisan and Zimmerman, 200). Οι βιοφυσικές μεταβλητές (Πίνακας 3.4) είναι σε μεγάλη χωρική ανάλυση, επιτρέποντάς την ανάλυση της μεγάλης τοπογραφικής και εδαφικής απόκλισης της περιοχής. Πιο συγκεκριμένα το raster αρχείο DEM (Ψηφιακό Μοντέλο Εδάφους) για όλη την Κύπρο δημιουργήθηκε με ισοδιάσταση (ισοϋψείς) 25 μέτρων και κλίμακα 1:50,000. Τα γραμμικά αρχεία (vector) Geology βρίσκονται σε κλίμακα 1:250,000, ενώ για τη χρήση γης (Landuse) έγινε χρήση του κωδικού 2 (CodeLevel2).

Πίνακας 3.4: Η Κλίμακα των Βιοφυσικών Μεταβλητών

Βιοφυσική Μεταβλητή	**Κλίμακα**
DEM = ΨΗΦΙΑΚΟ ΜΟΝΤΕΛΟ ΕΔΑΦΟΥΣ	1:50,000
LAND COVER = ΕΔΑΦΟΚΑΛΥΨΗ	1:250,000
GEOLOGY VECTOR = ΓΕΩΛΟΓΙΑ	1:250,000

Οι τρέχουσες καιρικές συνθήκες έχουν ληφθεί από την ιστοσελίδα www.worldclim.org (σε κλίμακα 2.5 arc minutes). Τα δεδομένα αυτά μετατράπηκαν σε μορφή ASCII με το ίδιο μέγεθος pixel (cell size 25) και τον ίδιο αριθμό στηλών και γραμμών, βάση των οδηγιών του λογισμικού, δίνοντας τις 4 βιοκλιματικές μεταβλητές που χρησιμοποιήθηκαν στην μοντελοποίηση (Πίνακας 3.5). Όλα τα αρχεία έχουν σύστημα συντεταγμένων WGS 84 / UTM ζώνη 36N (WorldClim; Hijmans, et al., 2005).

Πίνακας 3.5: Βιοκλιματικές μεταβλητές. Προσαρμογή από WorldClim

Βιοκλιματικές Μεταβλητές	
BIO1 = Annual Mean Temperature	Μέση Ετήσια Θερμοκρασία
BIO9 = Mean Temperature of Driest Quarter	Μέση θερμοκρασία ξηρότερου Τρίμηνου
BIO12 = Annual Precipitation	Ετήσια Βροχόπτωση
BIO16 = Precipitation of Wettest Quarter	Βροχόπτωση υγρότερου Τρίμηνου

Όλα τα στρώματα των δεδομένων που χρησιμοποιήθηκαν για την μοντελοποίηση είχαν την ίδια προβολή (projection), επέκταση (extent) και ανάλυση (resolution) για να αντιστοιχούν με την χωρική ανάλυση των τοπογραφικών μεταβλητών. Τα περιβαλλοντικά στρώματα μετατράπηκαν σε μορφή ASCII (με επέκταση αρχείου .asc). Όλα τα περιβαλλοντικά στρώματα δεδομένων είναι συνεχή εκτός από την εδαφοκάλυψη που είναι κατηγορική/μεταβλητή.

3.3.3. Κατασκευή του Μοντέλου (Model Building)

Το λογισμικό Maxent παράγει ένα χάρτη κατανομής που παρουσιάζει την πιθανότητα εύρεσης του είδους ενδιαφέροντος σε μια συγκεκριμένη περιοχή (Phillips and Dudik, 2008). Για να αξιολογηθεί η αξιοπιστία των προβλέψεων, επιλέξαμε τυχαία το 75% του δείγματος παρουσίας (94 θέσεις) που χρησιμοποιήθηκε σαν δείγμα εκπαίδευσης του μοντέλου (training data), ενώ το 25% του δείγματος παρουσίας (31 θέσεις) που αποκλείσαμε τυχαία, χρησιμοποιήθηκε σαν δείγμα δοκιμής (testing data) κατά τη διαδικασία της μοντελοποίησης.

Κατασκευάστηκαν τρία διαφορετικά μοντέλα, με απώτερο σκοπό να εκτιμηθεί η συνεισφορά της κάθε περιβαλλοντικής μεταβλητής ξεχωριστά. Στο Μοντέλο Ι χρησιμοποιήθηκαν και οι επτά (7) περιβαλλοντικές μεταβλητές, στο Μοντέλο ΙΙ χρησιμοποιήθηκαν μόνο οι βιοφυσικές μεταβλητές, και στο τρίτο Μοντέλο ΙΙΙ χρησιμοποιήθηκαν μόνο οι βιοκλιματικές μεταβλητές.

Πίνακας 3.6: Περιβαλλοντικές Μεταβλητές που χρησιμοποιήθηκαν στην κατασκευή του κάθε μοντέλου για την πρόβλεψη κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στην Κύπρο

ΜΕΤΑΒΛΗΤΕΣ		**ΜΟΝΤΕΛΟ**		
		Ι	**ΙΙ**	**ΙΙΙ**
ΒΙΟΚΛΙΜΑΤΙΚΕΣ	Μέση Ετήσια Θερμοκρασία (BIO1)	√		√
	Μέση θερμοκρασία ξηρότερου Τρίμηνου (BIO9)	√		√
	Ετήσια Βροχόπτωση (BIO12)	√		√
	Βροχόπτωση υγρότερου Τρίμηνου (BIO16)	√		√
ΒΙΟΦΥΣΙΚΕΣ	Δεδομένα Υψομέτρου (DEM)	√	√	
	Εδαφοκάλυψη (Land cover)	√	√	
	Γεωλογία (Geology vector)	√	√	

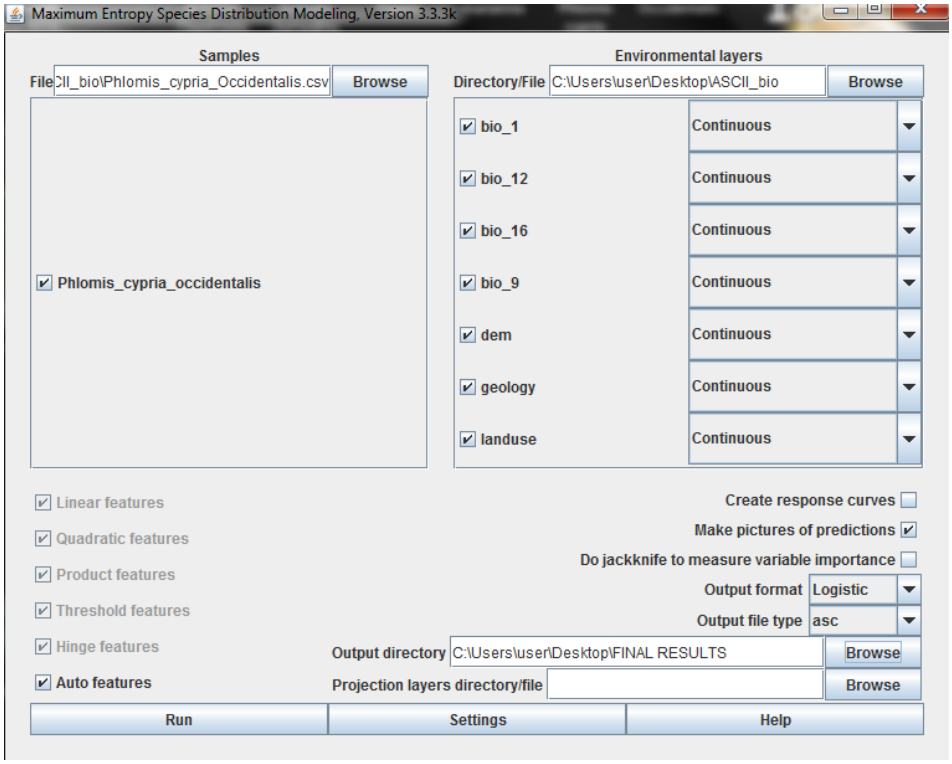
3.3.3.1.Μοντελοποίηση με τη χρήση του Maxent

Για την μοντελοποίηση χρησιμοποιήσαμε το Maxent version 3.3.3k.

- Κατ 'αρχάς, δώσαμε ένα αρχείο που περιέχει τα δεδομένα, περιέχει δηλαδή τις θέσεις παρουσίας του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* σε τιμές διαχωρισμένες με κόμμα (.csv) format. Η εισαγωγή των δεδομένων έγινε στο **Samples** με επιλογή του συγκεκριμένου αρχείου.
- Ακολούθως εισάγαμε τα στρώματα δεδομένων περιβαλλοντικών μεταβλητών (**Environmental Layers**) που θα χρησιμοποιηθούν για το μοντέλο.
- Δημιουργήσαμε ένα **Output folder** στο θα αποθηκευτούν τα δεδομένα εξόδου (outputs) του Maxent.
- Επιλέξαμε το **Create Response Curves** για να δημιουργήσει τις καμπύλες απόκρισης .
- Επιλέξαμε το **make a picture of predictions** για να παραχθούν τα μοντέλα (χάρτες) των προβλέψεων.
- Επιλέξαμε το **do jackknife** για να μετρηθεί η συνεισφορά των περιβαλλοντικών μεταβλητών.
- Επιλέξαμε το **Logistic** σαν **output format**.
- Επιλέξαμε το **asc** σαν **output file type**.
- Επιλέξαμε σαν **output directory** το Output folder που δημιουργήσαμε νωρίτερα.

Αφήνουμε τις υπόλοιπες ρυθμίσεις στις προεπιλεγμένες θέσεις (default value) τους.

Το γραφικό περιβάλλον του Maxent έχει την ακόλουθη μορφή:



Αφότου όλα τα δεδομένα έχουν εισαχθεί στο λογισμικό Maxent, επιλέξαμε το **Run** για να ξεκινήσει η μοντελοποίηση. Θα εμφανιστεί ένα παράθυρο που περιγράφει την πρόοδο της διαδικασίας μοντελοποίησης. Μπορούμε επίσης να δούμε το κέρδος (gain) για κάθε περιβαλλοντικό μεταβλητή, ενώ το μοντέλο βρίσκεται σε λειτουργία. Το κέρδος αυτό είναι παρόμοιο με ένα μέτρο της ποιότητας προσαρμογής. Συγκεκριμένα, το κέρδος είναι ένα μέτρο της εγγύτητας της συγκέντρωσης του μοντέλου γύρω από τα δείγματα παρουσίας. Μόλις το μοντέλο του Maxent έχει ολοκληρώσει την εκτέλεση του, το παράθυρο προόδου θα εξαφανιστεί. Τα outputs που δημιουργήθηκαν από το Maxent βρίσκονται στο output folder που δημιουργήσαμε νωρίτερα.

3.3.3.2. Ρυθμίσεις (Advanced Settings)

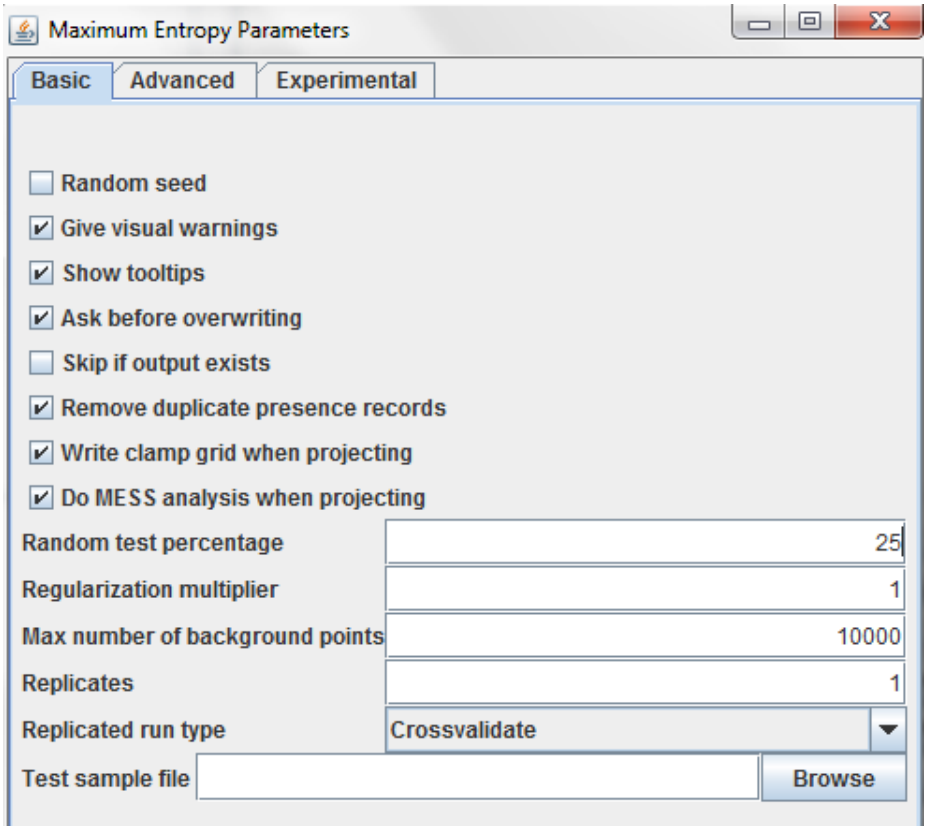
Επιλέγουμε το **Remove duplicate records**, επειδή στα δεδομένα παρουσίας του είδους ίσως υπάρχουν δύο εγγραφές με την ίδια τοποθεσία.

Αλλάξαμε το **Maximum iterations** (μέγιστες επαναλήψεις) σε 5000. Αυτό επιτρέπει στο μοντέλο να επιτευχτεί σύγκλιση. Συχνά βλέπουμε ότι ο μέγιστος αριθμός επαναλήψεων επιτυγχάνεται πριν ολοκληρωθεί το μοντέλο αν αυτός μείνει στο 500.

Στο παράθυρο **Random test percentage** εισάγουμε το 25%.

Στη ρύθμιση **Replicated run type** επιλέξαμε το **running a 10-fold cross validation** για να αξιολογήσουμε την απόδοση του μοντέλου. Αυτό θα χωρίσει τα δεδομένα του δείγματος σε 10 τμήματα, και καθένα με τη σειρά μένει έξω από την δημιουργία του μοντέλου για 10 διαφορετικά αντίγραφα του μοντέλου ενώ το εναπομείναν 90% των δεδομένων θα χρησιμοποιηθούν για να τρέξει το μοντέλο.

Τρέξαμε το μοντέλο με αυτές τις ρυθμίσεις:



3.3.3.3. Κατώτατα Όρια (Thresholds)

Το MaxEnt (εάν δεν αλλαχτούν οι προεπιλεγμένες ρυθμίσεις) παράγει ένα συνεχές ψηφιδωτό χάρτη (raster) με τιμές από 0 έως 1 που αντιπροσωπεύει ένα δείκτη καταλληλότητας του βιότοπου. Για παράδειγμα, μπορεί να θέλουμε να εμφανίσει μόνο δύο τιμές, κατάλληλος βιότοπος και ακατάλληλος βιότοπος. Σε αυτή την περίπτωση, πρέπει ληφθεί απόφαση σχετικά με το ποιο όριο συνιστάται ως κατάλληλος βιότοπος, δηλαδή ποια είναι η ελάχιστη τιμή για τον κατάλληλο βιότοπο.

Το MaxEnt παρέχει τιμές για τα κατώτατα όρια που βασίζονται σε μια ποικιλία στατιστικών μετρικών που περιλαμβάνονται στα αποτελέσματα στο MaxentResults.csv. Μερικά από τα πιο κοινά κατώτατα όρια που χρησιμοποιούνται είναι: minimum training presence logistic threshold, 10 percentile training presence logistic threshold, και ίση ευαισθησία κατάρτισης και όριο εξειδίκευσης (specificity logistic threshold).

3.4. Δεδομένα Εξόδου του Maxent

3.4.1. Μορφές εκροών του Maxent

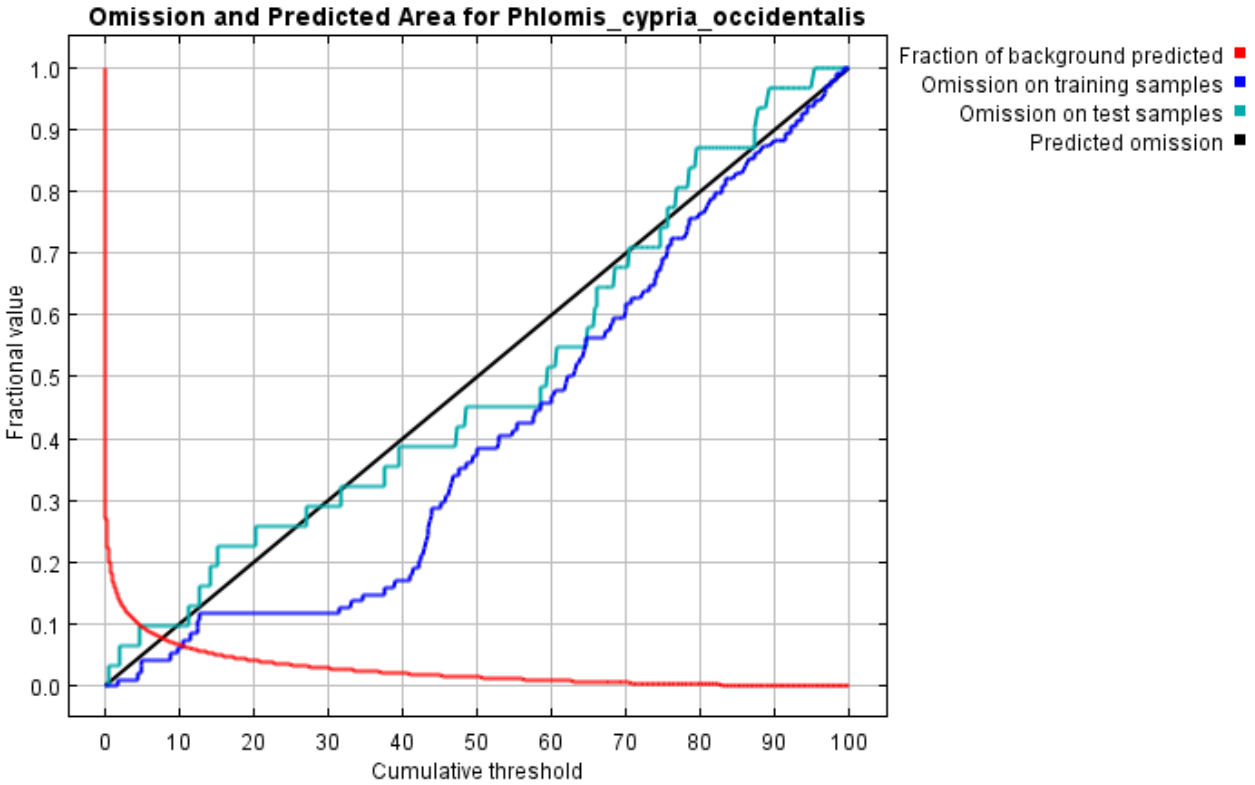
Το MaxEnt έχει τρεις διαφορετικές μορφές εκροών: (1) πρωτογενή (raw), (2) συσωρευτική (cumulative) και (3) τεχνική (logistic). Όλοι οι τύποι δεδομένων εξόδου συνδέονται μονότονα (monotonically), έτσι οι μετρικές διαβάθμισης για την καταλληλότητα του μοντέλου (model fit) (π.χ. AUC) θα είναι ίδιες (Elith et al. 2011). Ωστόσο, οι τύποι δεδομένων εξόδου έχουν διαφορετική κλιμάκωση, γεγονός που οδηγεί σε διαφορετικές ερμηνείες και σε προγνωστικούς χάρτες που φαίνονται οπτικά πολύ διαφορετικοί.

Η πρωτογενή εκροή (raw output) παρουσιάζει ένα ρυθμό σχετικής εμφάνισης (ROR) του υπό μελέτη είδους (Merow, Smith, and Silander 2013). Η τεχνική εκροή (logistic output) είναι μια επεξεργασία της πρωτογενούς εκροής και χρησιμοποιείται για να δειχθεί κατά προσέγγιση η πιθανότητα που έχει το είδος να εμφανιστεί μέσα σε ένα συγκεκριμένο κελί (Phillips, Dudík, and Schapire 2011; Merow, Smith, and Silander 2013). Η συσσωρευτική εκροή (cumulative output) δείχνει την καταλληλότητα των συνθηκών σε μια δεδομένη τοποθεσία (Phillips, Dudík, and Schapire 2011). Η τεχνική εκροή (logistic output) επιλέχθηκε στην εργασία αύτη, λόγω της ευκολίας στην ερμηνεία της πιθανότητας παρουσίας του είδους.

3.4.2. Ερμηνεία των εκροών του Maxent (Outputs)

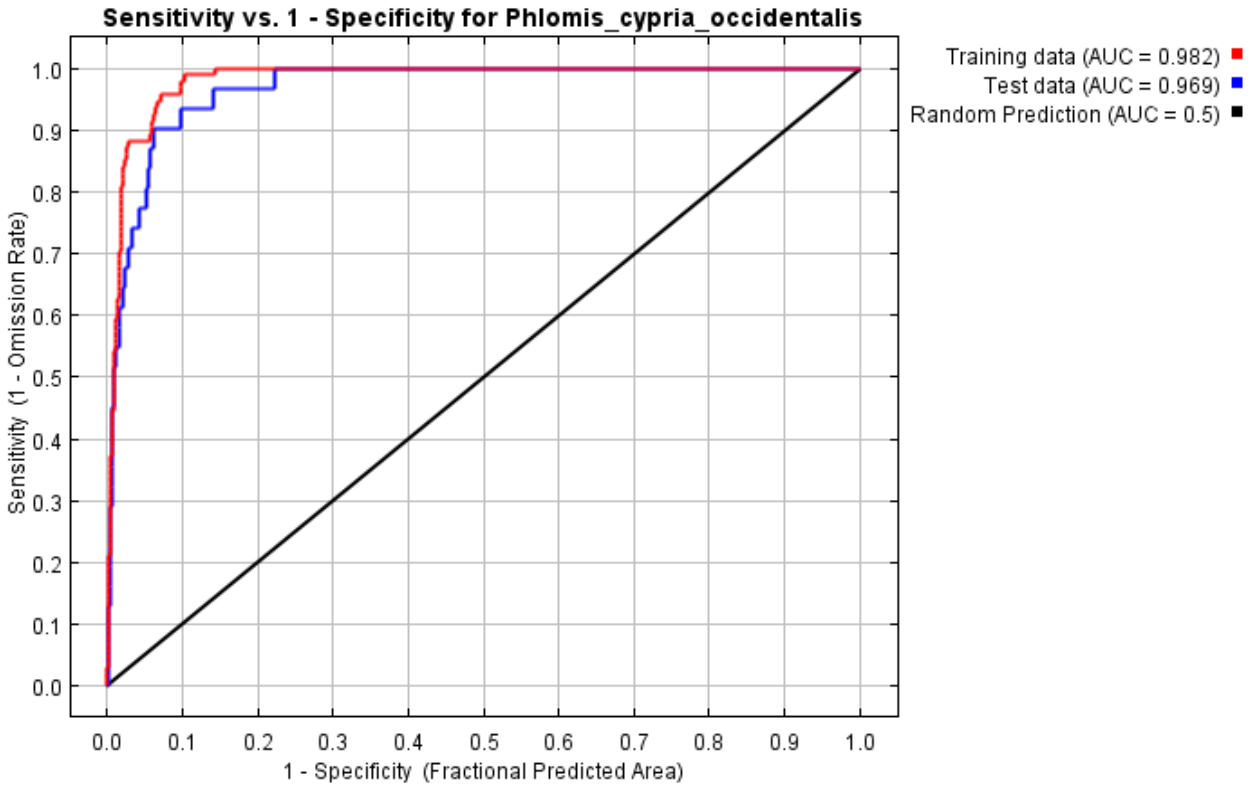
Στον φάκελο που περιέχει τα Maxent outputs υπάρχει ένα **html** αρχείο που ονομάζεται *Phlomis_cypria_occidentalis.html*. Αυτό είναι το κυριότερο output αρχείο για το μοντέλο του Maxent. Το αρχείο αυτό περιέχει πληροφορίες για τα αποτέλεσμα του μοντέλου, συμπεριλαμβανομένων στατιστικής ανάλυσης, διαγράμματα, εικόνες του μοντέλου (χάρτες), και συνδέσμους με τα άλλα αρχεία. Στο αρχείο αυτό επίσης περιέχονται ο έλεγχος ρυθμίσεων και οι παράμετροι που χρησιμοποιήθηκαν για να τρέξει το μοντέλο.

Η Εικόνα 3.3 παρουσιάζει τη γραφική παράσταση Ανάλυση παράλειψης (**Analysis of Omission/Commission)** που βρίσκεται σε αυτό το αρχείο. Η γραφική αυτή απεικονίζει τον ρυθμό παράλειψης (omission rate) και την προβλεπόμενη περιοχή σε διαφορετικά όρια. Η παράλειψη (Omission) είναι ο ψευδώς αρνητικός ρυθμός, για παράδειγμα κάπου όπου το μοντέλο προέβλεψε ακατάλληλες συνθήκες, αλλά όπου είχαμε θέσεις εμφάνισης του είδους.



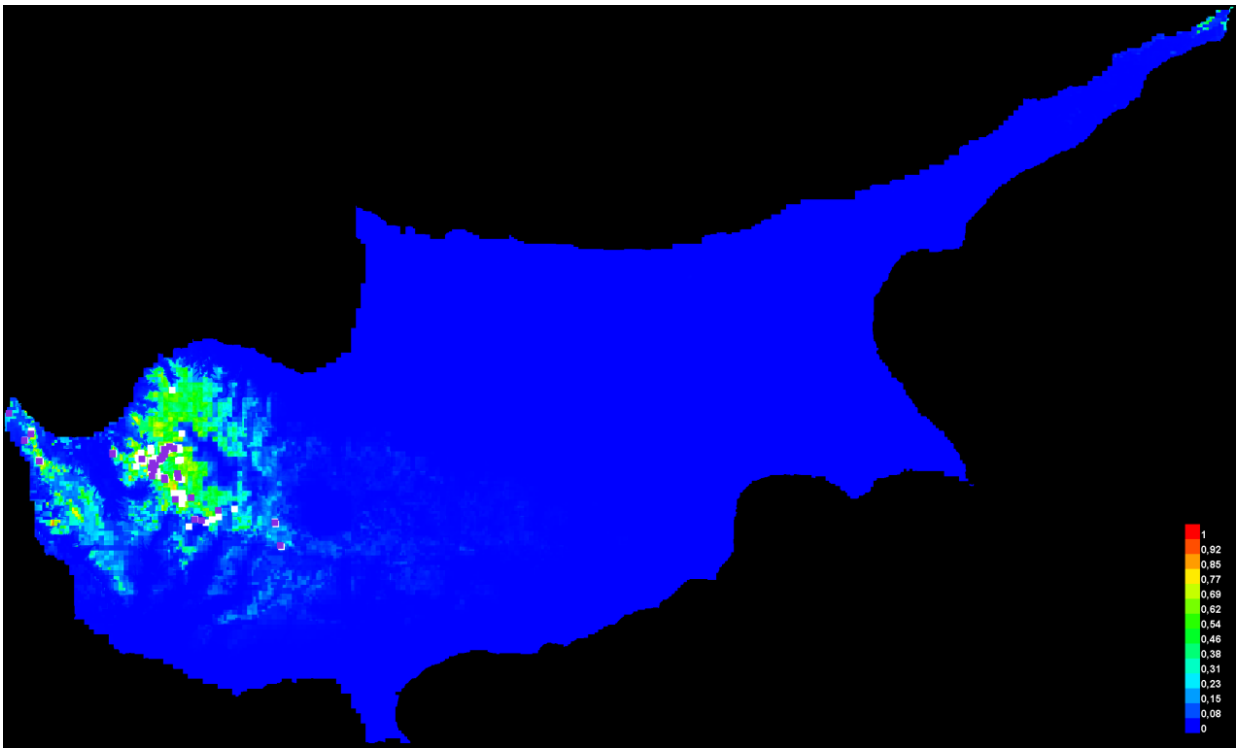
Εικόνα 3.3: Ανάλυση παράλειψης (Analysis of Omission/Commission)

Η Εικόνα 3.4 παρουσιάζει η γραφική παράσταση Ευαισθησία έναντι Ειδικότητας (**Sensitivity vs 1 –Specificity)**. Αυτή είναι μια γραφική της καμπύλης της «Area Under the Receiver Operating Characteristic» (ROC) ή AUC. Οι τιμές της καμπύλης AUC μας επιτρέπουν να συγκρίνουμε την απόδοση ενός μοντέλου με ένα άλλο, και είναι χρήσιμες στην αξιολόγηση πολλαπλών μοντέλων Maxent. Μια τιμή της AUC ίση με 0.5 υποδεικνύει ότι η απόδοση του μοντέλου δεν είναι καλύτερη από τυχαία, ενώ οι τιμές που είναι πιο κοντά στο 1.0 υποδεικνύουν την καλύτερη απόδοση του μοντέλου.



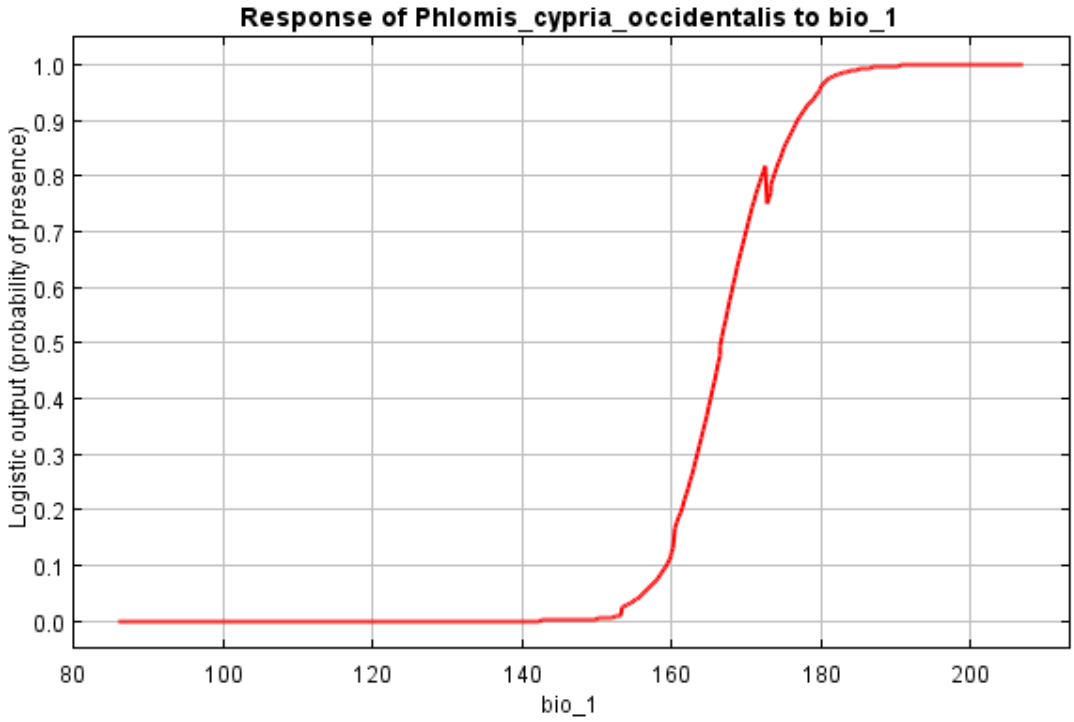
Εικόνα 3.4: Ευαισθησία vs Ειδικότητας (Sensitivity vs 1 –Specificity).

Στην Εικόνα 3.5 βλέπουμε την εικόνα του μοντέλου Maxent για το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* (Μοντέλο Ι: με τη χρήση και των 7 περιβαλλοντικών μεταβλητών). Με άσπρα τετράγωνα παρουσιάζετε το δείγμα εκπαίδευσης (training sample) και με μωβ τετράγωνα το δείγμα δοκιμής (test sample). Τα θερμότερα χρώματα της κλίμακας αντιπροσωπεύουν τις περιοχές με μεγαλύτερη πιθανότητα παρουσίας του είδους. Η εικόνα αυτή βρίσκεται και στον φάκελο **Plots** στα outputs σαν Portable Network Graphic αρχείο με επέκταση (.png).



Εικόνα 3.5: Αναπαράσταση του μοντέλου Maxent για το είδος *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*

Παρέχονται καμπύλες απόκρισης για κάθε περιβαλλοντική μεταβλητή που χρησιμοποιήθηκε στο μοντέλο. Στην Εικόνα 3.6 παρουσιάζεται η καμπύλη απόκρισης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για τη βιοκλιματική μεταβλητή bio_1 (μέση ετήσια θερμοκρασία). Οι καμπύλες για όλες τις μεταβλητές βρίσκονται σε δύο ενότητες. Το πρώτο σύνολο από καμπύλες αντιπροσωπεύει την αλλαγή σε κάθε μεταβλητή με τις υπόλοιπες μεταβλητές να παραμένουν σταθερές, και το δεύτερο σύνολο απεικονίζει το σενάριο, εάν ένα μοντέλο έτρεχε με τη χρήση μόνο των charted μεταβλητών.



Εικόνα 3.6: Η καμπύλη απόκρισης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για τη βιοκλιματική μεταβλητή bio_1 (μέση ετήσια θερμοκρασία).

Η Ανάλυση της Συμβολής των Μεταβλητών (**Analysis of Variable Contributions)** παρουσιάζεται στον πίνακα 3.6. Ο πίνακας αυτός δείχνει τις περιβαλλοντικές μεταβλητές που χρησιμοποιήθηκαν στο μοντέλο με το ποσοστό προγνωστικής συνεισφοράς και τη σημασία (permutation importance) της κάθε μεταβλητής. Οι τιμές της προγνωστικής συνεισφοράς υπολογίζονται κατά την διάρκεια δημιουργίας του μοντέλου από τις αλλαγές στο κέρδος (gain) ενώ η σημασία (permutation importance) υπολογίζεται αλλάζοντας τις τιμές της κάθε μεταβλητής στις θέσεις κατάρτισης και στις θέσεις υποβάθρου (training and background locations) και ακολούθως επανεκτιμώντας το μοντέλο.

Πίνακας 3.7: Ανάλυση της Συμβολής των Μεταβλητών (Analysis of Variable Contributions)

Μεταβλητή Variable	**Ποσοστό συνεισφοράς (%) Percent contribution**	**Σημασία μετάθεσης Permutation importance**
bio_16	39,3	76,9
Dem	19,7	5,3
bio_1	15,8	14,6
Geology	11,7	2,5
Landuse	9,2	0,7
bio_9	4,1	0,0
bio_12	0,2	0,0

Κεφάλαιο Τέταρτο

4. Αποτελέσματα

Η καλύτερη μέθοδος αξιολόγησης των αποτελεσμάτων της μοντελοποίησης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* θα ήταν η χρήση ενός ανεξάρτητου συνόλου δεδομένων παρουσίας του είδους. Εν τούτοις για το είδος τα δεδομένα παρουσίας συναθροίζονται σε συγκεκριμένες περιοχές, και δεν θα είχε κανένα νόημα να χρησιμοποιηθούν δεδομένα που βρίσκονται στην ίδια περιοχή από με τα δεδομένα εκπαίδευσης για την αξιολογηθεί η απόδοση του μοντέλου.

Η πρόβλεψη της κατανομή του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* έγινε με τη χρήση των δεδομένων παρουσίας του είδους (125 θέσεις) και τις περιβαλλοντικές μεταβλητές σε ψηφιδωτή μορφή (raster) στο λογισμικό Maxent. Το μοντέλο κατανομής του είδους δημιουργήθηκε σε μορφή ASCII grid.

Το λογισμικό Maxent παρέχει διαγνωστικά εργαλεία που χρησιμοποιήθηκαν για να αξιολογηθεί η αξιοπιστία του μοντέλου. Τα εργαλεία αυτά περιλαμβάνουν την δοκιμή jack-knife (jack-knife test) που προσδιορίζει την σημασία των περιβαλλοντικών μεταβλητών, τις καμπύλες απόκρισης (response curves) που παρουσιάζουν την επιρροή που έχει κάθε περιβαλλοντική μεταβλητή στο μοντέλο (Phillips, Dudik, and Schapire 2011), και την περιοχή κάτω από την καμπύλη (AUC) (Receiver Operating Characteristic - ROC) για να αξιολογηθεί η ακρίβεια του μοντέλου.

Το κεφάλαιο αυτό ξεκινά με μια εξέταση του μοντέλου που παράχθηκε από το MaxEnt με τη χρήση όλων των περιβαλλοντικών μεταβλητών (Μοντέλο Ι) και ακολουθήσει συζήτηση για την εγκυρότητα του μοντέλου χρησιμοποιώντας τα διαγνωστικά εργαλεία που είναι διαθέσιμα στο MaxEnt.

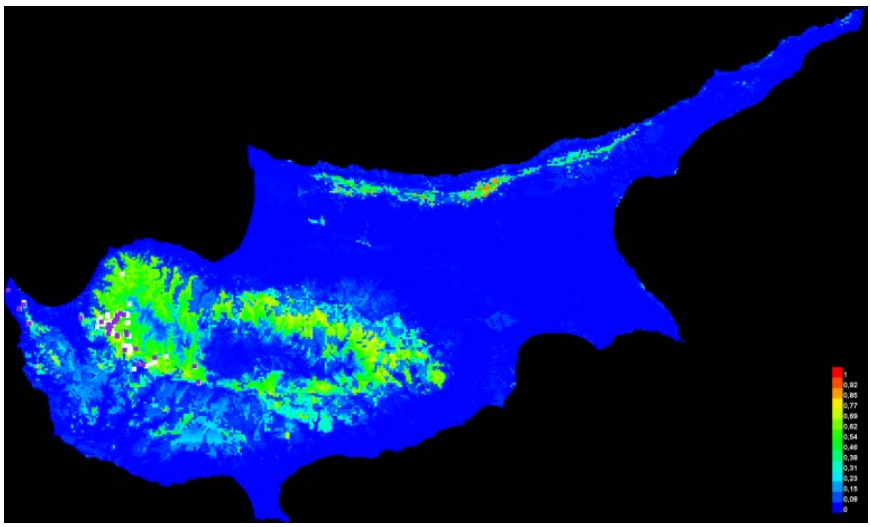
4.1. Η Αξιοπιστία των προβλέψεων του μοντέλου

Η προγνωστική ικανότητα του μοντέλου φαίνεται να είναι καλή βάση των καλά προβλεπόμενων σημείων βαθμονόμησης. Η χρωματική κλίμακα των χαρτών αντιστοιχεί στην πιθανότητα ύπαρξης κατάλληλων συνθηκών για την παρουσία του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*, ενώ οι περιοχές με πιθανότητα κατανομής <20% δεν απεικονίζονται, καθώς μια τέτοια πιθανότητα παρουσίας του είδους θεωρείτε πολύ χαμηλή.

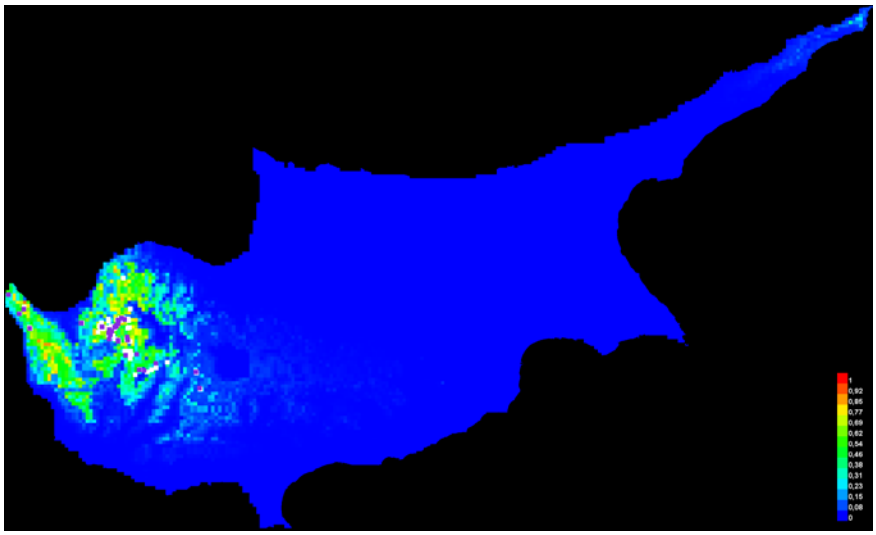
Ο χάρτης παρουσίας / απουσίας που προκύπτει έχει καλή επικάλυψη με το χάρτη κατανομής του είδους που παρουσιάστηκε τόσο στην εργασία του Meikle (1985) (Εικόνα 3.2) όσο και στην μετέπειτα καταγραφή που έγινε για το βιβλίο *"The Red Data Book of the Flora of Cyprus"* (Σελ. 324). Εντούτοις υπήρξαν μικρές αποκλίσεις ανάμεσα στις εκτιμώμενες πιθανές περιοχές εμφάνισης και στις περιοχές καταγραφής του είδους. Τα μοτίβα για τις πιθανές κατανομές του είδους ήταν παρόμοια με καλή αντιστοιχία με τα δεδομένα παρουσίας του (Εικόνα 3.5). Το μοντέλο απέδωσε αρκετά καλά για το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*, καθώς στις τοποθεσίες με χαμηλές εκτιμώμενες πιθανότητες εμφάνισης παρατηρήθηκε μόνο απουσία του είδους, ενώ στις τοποθεσίες με υψηλές εκτιμώμενες πιθανότητες εμφάνισης η παρουσία που παρατηρήθηκε ήταν σημαντικά υψηλότερη από την απουσία του είδους.

Ανάμεσα στα δύο μοντέλα, στα οποία χρησιμοποιήθηκαν διαφορετικά σύνολα περιβαλλοντικών μεταβλητών, βιοφυσικές (Μοντέλο ΙΙ) και βιοκλιματικές (Μοντέλο ΙΙΙ), υπήρξε σημαντική διαφωνία σχετικά με την τοποθεσία των περιοχών υψηλής καταλληλότητας στο βόρειο τμήμα του νησιού και ιδιαίτερα στην περιοχή της οροσειράς του Πενταδακτύλου (Εικόνα 4.2 και Εικόνα 4.3). Όταν αποκλείστηκαν όλες οι βιοκλιματικές μεταβλητές, και χρησιμοποιήθηκαν μόνο οι βιοφυσικές μεταβλητές στο μοντέλο, το μοτίβο της δυνητικής κατανομής του είδους άλλαξε με αποτέλεσμα την προσθήκη μιας νέας πιθανής περιοχής εμφάνισης στην περιοχή του Πενταδακτύλου (Εικόνα 4.2), όπου απαντάται το συγγενικό υποείδος *Phlomis cypria* ssp. *cypria* (Εικόνα 4.1). Στην περιοχή Πενταδακτύλου η μέγιστη εκτιμώμενη πιθανότητα εμφάνισης αυξήθηκε από 0.00 (Μοντέλο Ι και ΙΙΙ) σε 0.92 (Μοντέλο ΙΙ) με την αλλαγή αυτή.

Εικόνα 4.1: Κατανομή του *Phlomis cypria* σύμφωνα με τα δεδομένα του Meikle (1985). Κύκλοι: ssp. c*ypria*, κουκίδες: ssp. *occidentalis*, οι κατά το ήμισυ μαυρισμένοι κύκλοι αναφέρονται σε μεταγενέστερες παρατηρήσεις από τους Tsintides 1998 και Tsintides et al. 2002. Προσαρμογή από Εικ.3.2.



Εικόνα 4.2: Μοντέλο ΙΙ: Αναπαράσταση του μοντέλου Maxent για το είδος *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* με τη χρήση των βιοφυσικών μεταβλητών.



Εικόνα 4.3: Μοντέλο ΙΙΙ: Αναπαράσταση του μοντέλου Maxent για το είδος *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* Μοντελοποίηση με τη χρήση των βιοκλιματικών μεταβλητών.

Παράλληλα η πιθανότητα εμφάνισης του είδους *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στην χερσόνησο του Ακάμα εμφανίζεται αυξημένη με τη χρήση των βιοκλιματικών μεταβλητών (Εικόνα 4.3), μάλλον λόγω της έντονης βροχόπτωσης στην περιοχή που ευνοεί τη διασπορά του είδους. Εντούτοις, τα όρια της δυνητικής κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στην υπόλοιπη Κύπρο ήταν όμοια ανάμεσα στα δύο μοντέλα.

Η προβλεπόμενη κατανομή του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* με τη χρήση μόνο των βιοκλιματικών μεταβλητών είναι πολύ μικρότερη από τη δυνητική κατανομή με τη χρήση των βιοφυσικών μεταβλητών. Αυτό είναι αναμενόμενο, αφού η δυνητική κατανομή περιορίζεται

περισσότερο από τις ακατάλληλες κλιματικές συνθήκες, παρά από τον ακατάλληλο τύπο εδαφών, χρήσεων γης και υψόμετρο.

Οι αλλαγές στο μοτίβο κατανομής υποδεικνύουν ότι η περιοχή Δάσους Πάφου και ιδιαίτερα δυτικά της Οροσειράς του Τροόδους, όπου οι πιθανότητες εμφάνισης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* αυξάνονται, είναι κλιματολογικά πιο όμοιες με τις περιοχές όπου έγινε η δειγματοληψία του. Από αυτό προκύπτει ότι, εκτός από την περιοχή του Δάσους Πάφου, η χερσόνησος του Ακάμα μπορεί να θεωρηθεί μια σχετικά εξαιρετική κλιματολογική περιοχή στην ζώνη κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*.

Για το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*, η προκύπτουσα κατανομή (Εικόνα 3.5) είναι ευρύτερη από ό, τι αναμενόταν από την μέχρι στιγμής μελέτη του (Εικόνα 3.2). Το αποτέλεσμα αυτό δεν αποτελεί έκπληξη, επειδή η χλωρίδα σε κάποιες περιοχές δεν έχει μελετηθεί πλήρως. Παρόλα αυτά, τα αποτελέσματα δείχνουν ότι η μέθοδος αυτή έχει μια καλή ικανότητα καταγραφής των εγγενών σχέσεων ανάμεσα στο είδος και τον οικότοπο του, και ανακατασκευής της οικοθέσης του, ακόμη και σε περιοχές όπου δεν υπήρχαν διαθέσιμα δεδομένα.

Ωστόσο, είναι σημαντικό να σημειωθεί ότι το είδος ενδέχεται να μην φύεται σε μια περιοχή, ακόμη και αν έχει προβλεφθεί η παρουσία του σε αυτή. Άλλοι παράγοντες που δεν έχουν ληφθεί υπόψη στην μελέτη μπορεί να ευθύνονται για την απουσία του είδους. Για παράδειγμα η παρουσία θηρευτών, στην περίπτωση του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* χορτοφάγα θηλαστικά, τοποθεσίες μακριά από υπάρχον πληθυσμούς όπου δεν έχει γίνει ακόμη διασπορά του είδους ή η έλλειψη πόρων.

4.2. Αξιολόγηση της ποιότητας των μοντέλων

Η περιοχή κάτω από την καμπύλη (AUC) του receiver operating characteristic αποτελεί το κύριο εργαλείο αξιολόγησης της ακρίβειας των μοντέλων πρόβλεψης της κατανομής ειδών (Peterson, et al., 2008). Οι καμπύλες ROC (Εικόνα 3.4) κατασκευάζονται με τη χρήση όλων των πιθανών ορίων (thresholds) για να τακτοποιήσουν τα scores σε πίνακες σύγχυσης (confusion matrices), λαμβάνοντας την ευαισθησία και την ειδικότητα για κάθε πίνακα και στη συνέχεια παρουσιάζοντας την ευαισθησία έναντι του αντίστοιχου ποσοστού των ψευδών θετικών (ίσον με 1-specificity) (Allouche et al., 2006). Η ευαισθησία (sensitivity) αντιπροσωπεύει το πόσο καλά προβλέπετε η παρουσία του είδους από τα δεδομένα, ενώ η ειδικότητα (specificity) παρέχει ένα μέτρο σωστής πρόβλεψης της απουσίας του είδους . Στην περίπτωση αυτή χρησιμοποιούνται τα δεδομένα

παρουσίας-μόνο έτσι ώστε το μοντέλο να δοκιμαστεί έναντι ενός τυχαίου μοντέλου (Phillips, et al., 2006).

Τα μοντέλα του MaxEnt για το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* (Μοντέλο I, II και III) έχουν ταξινομηθεί ως αξιόπιστα σύμφωνα με το πρωτόκολλο διαφοράς-ανάλυσης (gap-analysis protocol) (Ramírez-Villegas, et al., 2010), για το οποίο η μέση τιμή δοκιμής AUC (area under the curve) θα πρέπει να είναι μεγαλύτερη από 0.7, η τυπική απόκλιση δοκιμής AUC μικρότερη από 0.15 και η αναλογία της δυνητικής περιοχής κατανομής με μια τυπική απόκλιση της εκτιμώμενης πιθανότητας εμφάνισης > 0.15 πρέπει να είναι μικρότερη από 10%.

Το μοντέλο του είδους με όλες τις περιβαλλοντικές μεταβλητές (Μοντέλο I) έδειξε μια τιμή της AUC πολύ κοντά στο 1, για τα δεδομένα εκπαίδευσης (AUC = 0,982) και για τα δεδομένα δοκιμής (AUC = 0.982) και τυπική απόκλιση δοκιμής AUC είναι 0.008, που γενικά αποδεικνύει την καλή απόδοση του μοντέλου (Πίνακας 4.1). Εντούτοις, όταν τα είδη έχουν ένα μικρό εύρος κατανομής, η AUC συχνά υπερεκτιμάται (Phillips and Dudík, 2008). Κατά συνέπεια, οι υψηλές τιμές της AUC δεν επαρκούν για την αξιολόγηση της απόδοσης του μοντέλου στην μελέτη αυτή.

Πίνακας 4.1: Μετρικές Αξιολόγησης της ποιότητας των Μοντέλων

	Μοντέλο I	**Μοντέλο II**	**Μοντέλο III**
Training data AUC	0,982	0,943	0,981
Test data AUC	0,969	0,890	0,972
Random Prediction AUC	0,5	0,5	0,5
Omission rate	0,000	0,000	0,000
SD	0,008	0,034	0,007

Μια υψηλή τιμή απόκλισης (SD) δείχνει ότι τα δεδομένα είναι ευρέως κατανεμημένα και κατά συνέπεια λιγότερο αξιόπιστα. Μια χαμηλή τιμή απόκλισης δείχνει ότι τα δεδομένα είναι συγκεντρωμένα και έτσι πιο αξιόπιστα. Στον Πίνακα 4.1 φαίνεται πως η Τυπική Απόκλιση για το Μοντέλο II είναι τουλάχιστον τριπλάσια από ότι για τα Μοντέλα I και II, γεγονός που επιβεβαιώνεται και από την χαμηλότερη αξιοπιστία του Μοντέλου II.

Η ανάλυση των δύο τύπων σφαλμάτων πρόβλεψης: ψευδώς αρνητικά (σφάλμα παράλειψης - omission error) και ψευδώς θετικά (σφάλμα εμφάνισης - commission error) μπορεί επίσης να

χρησιμοποιηθεί σαν μέθοδος αξιολόγησης του μοντέλου (Ward, 2007). Ο αλγόριθμος του Maxent υπολογίζει ένα ρυθμό παράλειψης (omission rate) για τα δεδομένα εκπαίδευσης και τα δεδομένα δοκιμής. Ο ρυθμός παράλειψης (omission rate) δείχνει το ποσοστό των θέσεων δοκιμής που εμπίπτουν σε pixel όπου δεν προβλέπονται ως κατάλληλα για το είδος (Phillips *et al.*, 2006). Ο ρυθμός αυτός θα πρέπει να είναι χαμηλός ούτως ώστε το μοντέλο να έχει καλή απόδοση (Hernandez *et al.*, 2006).

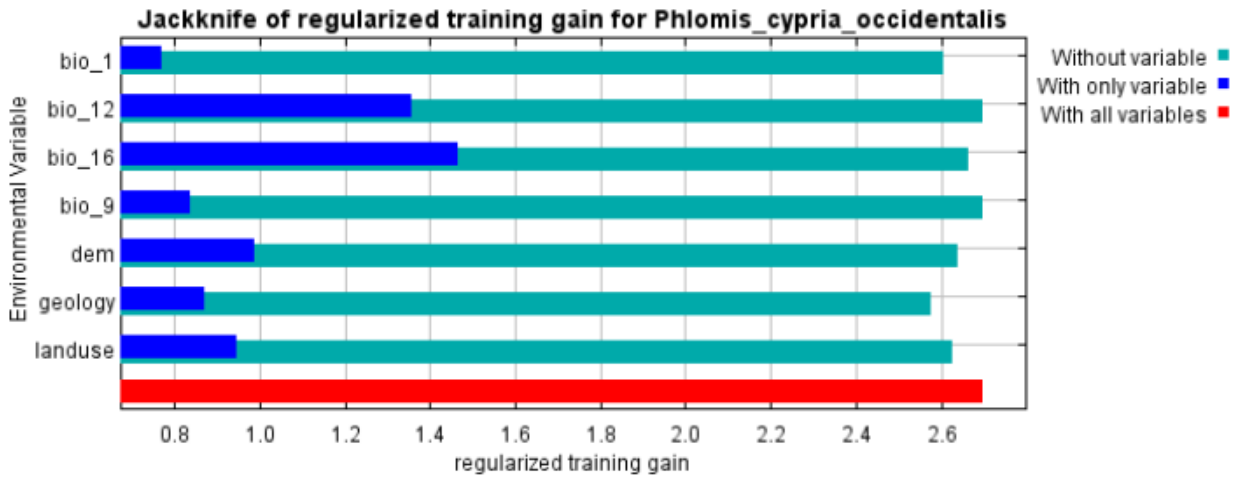
Η μέθοδος αυτή απέδωσε καλά στην πρόβλεψη της δυνητικής χωρικής κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*. Ο ρυθμός παράληψης (omission rate) είναι μηδενικός στο ελάχιστο όριο παρουσίας για τα δεδομένα εκπαίδευσης και δοκιμής (rate = 0.000) και χαμηλός στο 10 % όριο παρουσίας εκπαίδευσης (rate = 0,096 για τα δεδομένα εκπαίδευσης και 0.129 για τα δεδομένα δοκιμής). Ο μέσος ρυθμός πρόβλεψης για τα δεδομένα εκπαίδευσης είναι 0.65 (SD = 0.008).

4.3. Αξιολόγηση των Περιβαλλοντικών Μεταβλητών στο Maxent

Η δοκιμή jackknife χρησιμοποιείται για να εκτιμηθεί η σημαντικότητα της κάθε περιβαλλοντικής μεταβλητής στην μοντελοποίηση της κατανομής του *Phlomis cypria ssp. occidentalis* (Εικόνα 4.4, Εικόνα 4.5 και Εικόνα 4.6). Η συμβολή της υπολογίζεται σε κάθε βήμα της διαδικασίας μοντελοποίησης. Τρία διαφορετικά κέρδη (gains) υπολογίζονται, ένα με όλες τις μεταβλητές, ένα με την κάθε μεταβλητή απομονωμένη και ένα χωρίς τη μια μεταβλητή. Αυτό γίνετε για να καθοριστεί η επίδραση των μεταβλητών στην απόδοση του μοντέλου όσο αφορά το κέρδος (gain). Η μετανάλυση που μειώνει το κέρδος (gain) περισσότερο όταν απουσιάζει από το μοντέλο είναι και η πιο σημαντική (Phillips, Dudík, and Schapire 2011). Το κέρδος (gain) σε γενικές γραμμές αποτελεί μια ένδειξη του πόσο πολύ καλύτερο από τυχαίο είναι το μοντέλο . Ένα υψηλό κέρδος για μία συγκεκριμένη μεταβλητή σημαίνει ότι η μεταβλητή αυτή έχει μεγαλύτερη προγνωστική αξία.

4.3.1. Δοκιμή jackknife για το Μοντέλο Ι

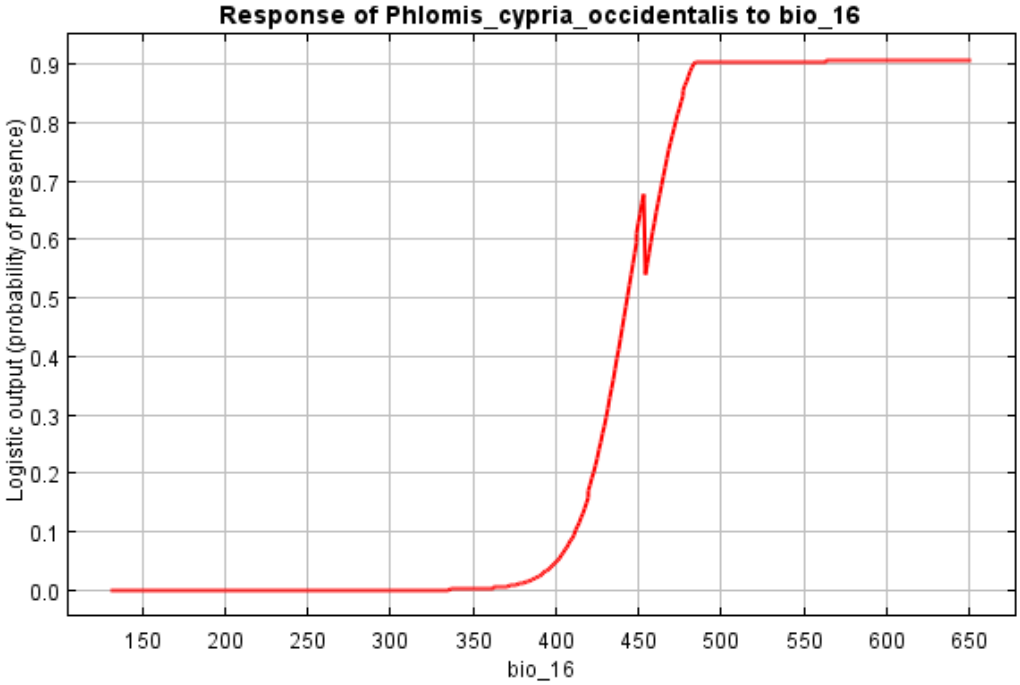
Στην Εικόνα 4.4 παρουσιάζεται το διάγραμμα jackknife για την σημαντικότητα των περιβαλλοντικών μεταβλητών στο Μοντέλο Ι. Φαίνεται ότι οι βιοκλιματικές μεταβλητές έχουν μεγαλύτερη συνεισφορά στην πρόβλεψη της κατανομής του *Phlomis cypria ssp. occidentalis*, αφού με τη χρήση τους δεν προβλέπονται περιοχές έξω από το φάσμα της πραγματικής κατανομής του, όπως συνέβη με την χρήση των βιοφυσικών μεταβλητών. Αυτό επιβεβαιώνεται και από το ποσοστό συνεισφοράς της κάθε περιβαλλοντικής μεταβλητής.



Εικόνα 4.4: Jackknife για το κέρδος των δεδομένων εκπαίδευσης (training gain) του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο Ι, περιλαμβάνονται όλες (7) οι μεταβλητές.

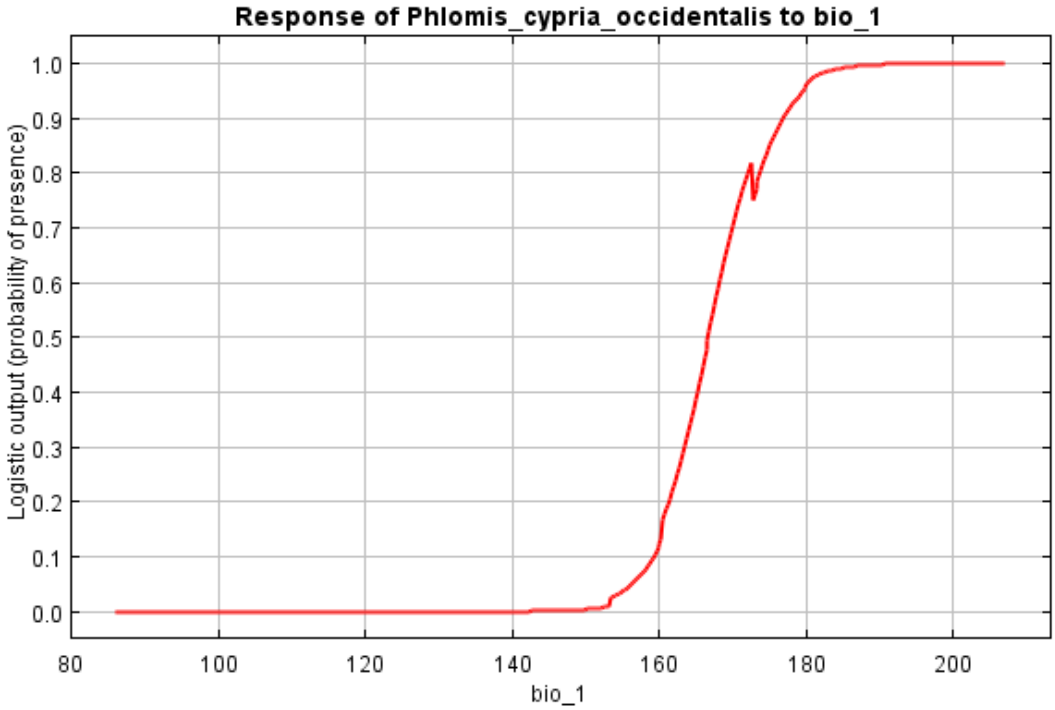
Κατά την μοντελοποίηση της κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*, η περιβαλλοντική μεταβλητή που παρουσίασε το μεγαλύτερο κέρδος (gain)/συνεισφορά όταν χρησιμοποιήθηκε απομονωμένη είναι η Βροχόπτωση υγρότερου Τρίμηνου (BIO16) (Εικόνα 4.4), η οποία ως εκ τούτου φαίνεται να εμπεριέχει και τις πιο χρήσιμες πληροφορίες από μόνη της. Η Ετήσια Βροχόπτωση (BIO12) επιφέρει επίσης μεγάλο κέρδος/συνεισφορά στο μοντέλο, γεγονός που είναι αναμενόμενο αφού οι δύο αυτές μεταβλητές είναι πολύ συσχετιζόμενες.

Η συμβολή της βροχόπτωσης υγρότερου τρίμηνου (BIO16) στην κατανομή του είδους παρουσιάζεται στην καμπύλη απόκρισης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για αυτή τη βιοκλιματική μεταβλητή (Εικόνα 4.5). Στο διάγραμμα παρουσιάζεται η κατακόρυφη αύξηση της πιθανότητας εύρεσης (probability of presence) του είδους από το 0,0 στο 0,9 μέσα στο διάστημα 400-500 της βροχόπτωσης υγρότερου τρίμηνου. Γεγονός που υποστηρίζεται από τη σχετική βιβλιογραφία, καθώς το διάστημα αυτό συμπίπτει με τους μήνες Νοέμβριο-Δεκέμβριο, όταν γίνεται η διασπορά των σπερμάτων του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* μέσω ομβροϋδροχωρίας. Η διασπορά ξεκινά τον Νοέμβριο και τελειώνει τον Ιανουάριο, οπότε τα σπέρματα παρασύρονται από τις βροχές (Καδής, 1995).



Εικόνα 4.5: Η καμπύλη απόκρισης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για τη βιοκλιματική μεταβλητή bio_16 (βροχόπτωση υγρότερου τριμήνου) από το Μοντέλο Ι.

Η μέση ετήσια θερμοκρασία (BIO1) επίσης παρουσίασε μεγάλο κέρδος (gain)/συνεισφορά όταν χρησιμοποιήθηκε απομονωμένη, δίνοντας και πιο αντικειμενικά προγνωστικά μοντέλα για την κατανομή του είδους που συμφωνούσαν πλήρως με τα δεδομένα παρουσίας του. Η συμβολή της μέσης ετήσιας θερμοκρασίας στην κατανομή του είδους παρουσιάζεται στην καμπύλη απόκρισης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για αυτή τη βιοκλιματική μεταβλητή (Εικόνα 4.6). Στο διάγραμμα παρουσιάζεται η κατακόρυφη αύξηση της πιθανότητας εύρεσης (probability of presence) του είδους από το 0,1 στο 0,9 μέσα σε ένα διάστημα 2 ^{o}C, δηλαδή στο διάστημα 16-18 ^{o}C της μέσης ετήσιας θερμοκρασίας (να σημειωθεί ότι η Μέση ετήσια θερμοκρασία στο WorldClim αντιπροσωπεύεται με πολλαπλασιαστή 10). Το διάστημα αυτό συμπίπτει με την περίοδο ανθοφορίας του *Phlomis cypria* ssp. *Occidentalis που* ξεκινά συνήθως στις αρχές με μέσα Απριλίου και συνεχίζεται έως τον Ιούνιο (Καδής, 1995; Tsintides, et al., 2007).

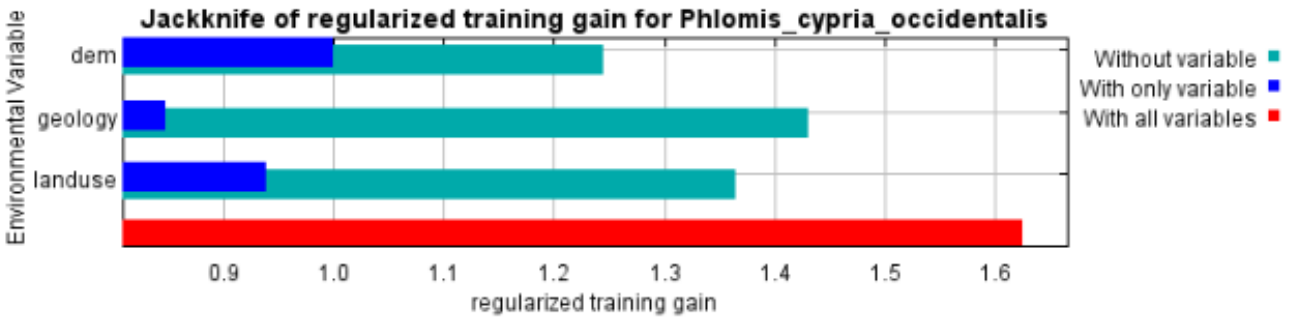


Εικόνα 4.6: Η καμπύλη απόκρισης του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για τη βιοκλιματική μεταβλητή bio_1 (μέση ετήσια θερμοκρασία) από το Μοντέλο Ι.

Η βιοφυσική περιβαλλοντική μεταβλητή που μειώνει περισσότερο το κέρδος όταν παραλείπεται είναι η Γεωλογία (geology) (Εικόνα 4.4). Επομένως η Γεωλογία φέρει τις πλέον χρήσιμες πληροφορίες από μόνη της και εμπεριέχει τις περισσότερες πληροφορίες που δεν αντιπροσωπεύονται από καμιά άλλη μεταβλητή. Η σύνδεση του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* με τη Γεωλογία εξηγείται από το γεγονός ότι φύεται σε οφιολιθικά πετρώματα που βρίσκονται μόνο δυτικά της οροσειράς του Τροόδους και στις παρακείμενες περιοχές της δυτικής Κύπρου.

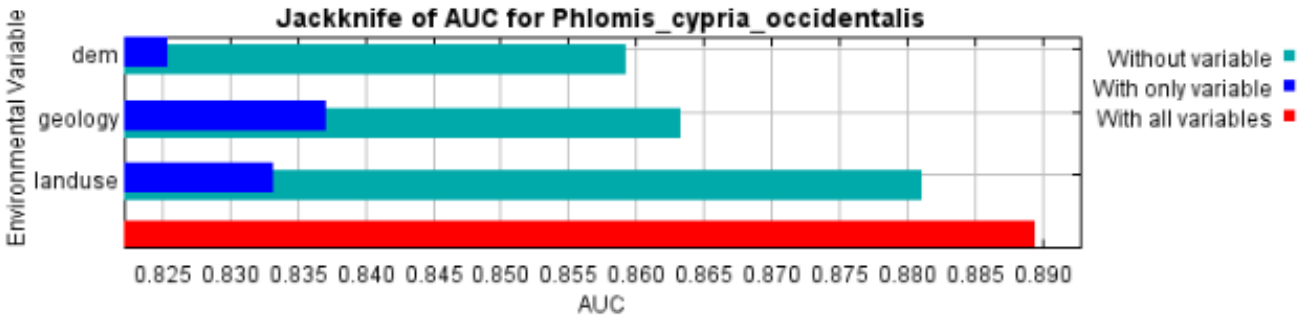
4.3.2. Δοκιμή jackknife για το Μοντέλο ΙΙ

Στην Εικόνα 4.5 παρουσιάζεται το διάγραμμα jackknife για την σημαντικότητα των περιβαλλοντικών μεταβλητών στο Μοντέλο ΙΙ. Κατά την μοντελοποίηση της κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*, με τη χρήση των βιοφυσικών μεταβλητών η μεταβλητή που παρουσίασε το μεγαλύτερο κέρδος (gain)/συνεισφορά όταν χρησιμοποιήθηκε απομονωμένη είναι η Χρήση γης (Landuse), ακολούθως τα Δεδομένα Υψομέτρου (DEM) και εν τέλει η Γεωλογία (geology). Η βιοφυσική μεταβλητή που μειώνει περισσότερο το κέρδος όταν παραλείπεται είναι τα Δεδομένα Υψομέτρου (DEM) (Εικόνα 4.7), άρα εμπεριέχει και τις περισσότερες πληροφορίες που δεν αντιπροσωπεύονται από καμιά άλλη μεταβλητή.



Εικόνα 4.7: Jackknife για το κέρδος των δεδομένων εκπαίδευσης (training gain) του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο ΙΙ, περιλαμβάνονται οι βιοφυσικές μεταβλητές (3).

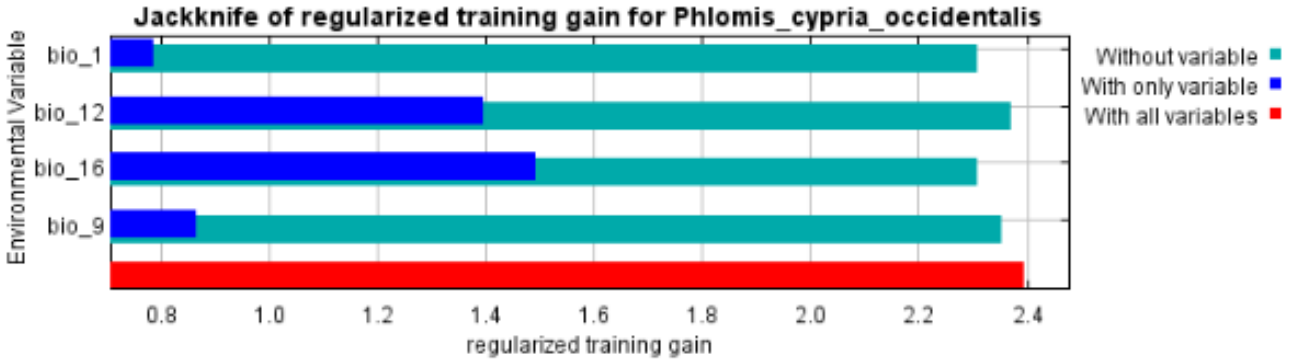
Οι τιμές που έχουν λάβει οι βιοφυσικές μεταβλητές στο διάγραμμα Jackknife στην AUC (≤ 0.835) ήταν κατά πολύ χαμηλότερες από τις αντίστοιχες τιμές των βιοκλιματικών μεταβλητών. Γεγονός που επιβεβαιώθηκε και από την μεγάλη απόκλιση στην πρόβλεψη της κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* στο Μοντέλο ΙΙ, ιδιαίτερα σε απομακρυσμένες περιοχές από τα ενδιαιτήματα του, όπως η οροσειρά του Πενταδακτύλου (Εικόνα 4.8).



Εικόνα 4.8: Jackknife για το AUC του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο ΙΙ, περιλαμβάνονται οι βιοφυσικές μεταβλητές (3).

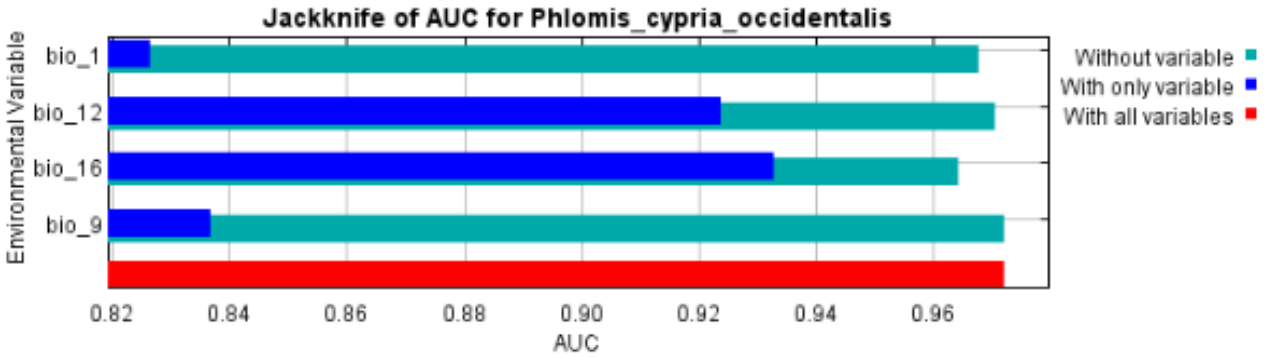
4.3.3. Δοκιμή jackknife για το Μοντέλο ΙΙΙ

Στην Εικόνα 4.9 παρουσιάζεται το διάγραμμα jackknife για την σημαντικότητα των περιβαλλοντικών μεταβλητών στο Μοντέλο ΙΙΙ. Η βιοκλιματική μεταβλητή που παρουσίασε το μεγαλύτερο κέρδος (gain)/συνεισφορά είναι η Βροχόπτωση υγρότερου Τρίμηνου (BIO16), ακολούθως η Ετήσια Βροχόπτωση (BIO12), η Μέση Θερμοκρασία ξηρότερου Τρίμηνου (BIO9) και η Μέση Ετήσια Θερμοκρασία (BIO1).



Εικόνα 4.9: Jackknife για το κέρδος των δεδομένων εκπαίδευσης (training gain) του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο ΙΙΙ, περιλαμβάνονται οι βιοκλιματικές μεταβλητές (4).

Η σειρά σημαντικότητας των βιοκλιματικών μεταβλητών ήταν η αναμενόμενη, αν λάβει κανείς υπόψη τον βιολογικό κύκλο του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* θα παρατηρήσει πως οι μεταβλητές αυτές ή πιο σωστά οι χρονικές περίοδοι που αντιπροσωπεύουν ταυτίζονται με την διασπορά των σπερμάτων (BIO16) και την περίοδο ανθοφορίας του (BIO9). Η βιοφυσική μεταβλητή που μειώνει περισσότερο το κέρδος όταν παραλείπεται είναι η Βροχόπτωση υγρότερου Τρίμηνου (BIO16). Η σημαντικότητα των βιοκλιματικών μεταβλητών παρουσιάζεται επίσης στο διάγραμμα Jackknife στην AUC του Μοντέλο ΙΙ, όπου οι τιμές που λαμβάνουν η Βροχόπτωση υγρότερου Τρίμηνου (BIO16) και η Ετήσια Βροχόπτωση (BIO12) είναι μεγαλύτερες του 0.92, Επίσης η σημαντικότητα των βιοκλιματικών μεταβλητών επιβεβαιώνεται και από την εγκυρότητα του μοντέλου που έχει παραχθεί το οποίο συμπίπτει σχεδόν πλήρως με την πραγματική κατανομή του είδους (Εικόνα 4.10).



Εικόνα 4.10: Jackknife για το AUC του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο ΙΙΙ, περιλαμβάνονται οι βιοκλιματικές μεταβλητές (4).

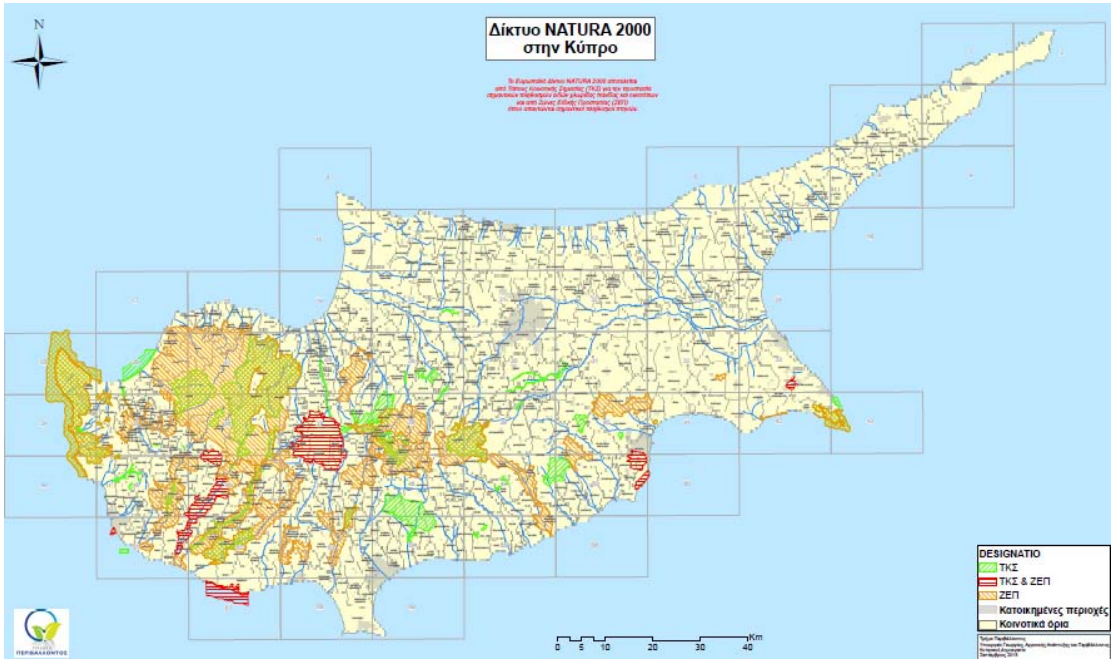
Είναι σημαντικό να σημειωθεί ότι όλα τα μοντέλα κατανομής των ειδών παρουσιάζουν ένα κατάλληλο βιότοπο βάση των κλιματικών δεδομένων, και συνεπώς κανένα μοντέλο δεν μπορεί να προβλέψει πιθανή κατανομή σε περιοχές που είναι κλιματολογικά μοναδικές σε σχέση με περιοχές

όπου έγινε ήδη ανίχνευση και δειγματοληψία του είδους. Εντούτοις, αν εξαιρεθούν δεδομένα εμφάνισης, από τα αντιληπτά όρια κατανομής του είδους, μπορεί να οδηγηθούμε σε σημαντικά συμπεράσματα σχετικά με την τοπική προσαρμογή σε διαφορετικές κλιματολογικές συνθήκες.

4.4. Μελλοντικές εφαρμογές

Οι χάρτες κατανομής εμπεριέχουν νέες πληροφορίες σχετικά με αυτό το ελάχιστα γνωστό είδος. Για παράδειγμα, είναι βέβαιον ότι είναι παρόν σε μερικά από τα πιο παραγωγικά δάση της Κύπρου, όπου η διατήρηση του θα αποτελέσει ένα νέο στόχο στη δασική διαχείριση. Επιπλέον, η διακριτική ικανότητα (resolution) και το εύρος (extent) του προκύπτοντος χάρτη παρουσίας / απουσίας επιτρέπουν τη χρήση του σε διάφορες κλίμακες. Μπορεί να χρησιμοποιηθεί στη διαχείριση μικρής κλίμακας (μερικά εκτάρια) για την καλύτερη ενσωμάτωση της διατήρησης του είδους στον σχεδιασμό διαχείρισης του δάσους, καθώς και σε ολόκληρη την κλίμακα του δάσους για να προστατευτούν οι κατάλληλες τοποθεσίες, όταν γίνεται σχεδιασμός επέκτασης του οδικού δικτύου για παράδειγμα.

Οι περιοχές δυνητικής κατανομής του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* εμπίπτουν σε μεγάλο ποσοστό εντός των ορίων των προστατευόμενων περιοχών Natura 2000, όπως αυτές παρουσιάζονται στην εικόνα 4.11, ενώ η πραγματική κατανομή του είδους εμπίπτει σε αρκετές από τις περιοχές αυτές (Πίνακας 4.2.). Ως εκ τούτου προστατεύονται με βάση την Οδηγία για τους Οικοτόπους (92/43/ΕΟΚ) και το Δίκτυο Natura 2000.



Εικόνα 4.11: Jackknife για το AUC του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* για το Μοντέλο Ι, περιλαμβάνονται όλες (7) οι μεταβλητές.

Πέραν της προστασίας του είδους εντός των περιοχών Natura, για την πλήρη προστασία του είδους στο Κεφάλαιο 3 προτείνονται μια σειρά από διαχειριστικά μέτρα και δράσεις, τα οποία θα μπορούσαν να εφαρμοστούν για αύξηση του πληθυσμού του είδους.

Πίνακας 4.2: Προστατευόμενες Περιοχές του Δικτύου Natura 2000, όπου φύεται το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*

Κωδικός Περιοχής	**Ονομασία Περιοχής**	**Έκταση (ha)**	**SCI / SPA**
CY2000006	Δάσος Πάφου	60,276.25	SPA
CY2000008	Κοιλάδα Κέδρων – Κάμπος	18,273.12	SCI
CY4000002	Χα-Ποτάμι	2,628.92	SCI
CY4000004	Βουνί Παναγιάς	947.73	SCI & SPA
CY4000005	Επισκοπή Μωρού Νερού	419.67	SCI
CY4000007	Ξερός Ποταμός	4,114.43	SCI & SPA
CY4000008	Μαυροκόλυμπος	282.75	SCI
CY4000010	Χερσόνησος Ακάμα	87.084	SCI & SPA
CY4000011	Περιοχή Αγιάτης	510.92	SCI
CY4000012	Περιοχή Σταυρός της Ψώκας – Καρκαβάς	5,059.36	SCI
CY5000004	Εθνικό Δασικό Πάρκο Τροόδους	9,016.72	SCI & SPA

Κεφάλαιο Πέμπτο

5. Συμπεράσματα

5.1. Συμπεράσματα για τα μοντέλα κατανομής των ειδών

Παρά την τεράστια πρόοδο που έχει σημειωθεί στη δημιουργία και την αξιολόγηση των μοντέλων κατανομής των ειδών, οι μελλοντικές προσπάθειες πρέπει να επικεντρωθούν στην ανάπτυξη τυποποιημένων, αξιόπιστων πλαισίων μοντελοποίησης. Θα πρέπει να αναζητηθούν διαφορετικές οπτικές όσον αφορά τη σχέση μεταξύ των εννοιών οικοθέση (niche) και κατανομή ενός είδους, και τον περιορισμό διασποράς. Επιπλέον πρέπει να διερευνηθεί ο βαθμός στον οποίο ο ανταγωνισμός μπορεί να εξηγήσει τα όρια εξάπλωσης ενός είδους.

Παρόλο που απαιτούνται περισσότερα δεδομένα για τη βιολογία των ειδών, τα ευρήματα αυτά θα παρέχουν ένα καλύτερο πλαίσιο για την αξιολόγηση των μοντέλων, εντοπίζοντας τα βιολογικά αίτια των σφαλμάτων στις προβλέψεις. Οι πιθανές μεθοδολογικές βελτιώσεις περιλαμβάνουν αξιολόγηση του τρόπου θεώρησης των διαφορετικών κλιμάκων στα μοντέλα κατανομής, σε σχέση με τη συμπεριφορά των ειδών, την ικανότητα διασποράς, την έκταση της περιοχής μελέτης, και την φύση των δεδομένων, και ανάπτυξη βελτιωμένων πλαισίων που να αξιολογούν τα σφάλματα και τις αβεβαιότητες στα μοντέλα.

Εν κατακλείδι στα μοντέλα κατανομής των ειδών πρέπει να εφαρμοστεί καλύτερα η οικολογική θεωρία και να γίνουν πολλαπλοειδικά (multispecific). Για να επιτευχθεί αυτό όσοι ασχολούνται με την ανάπτυξη χωρικών μοντέλων, οι βιογεωγράφοι, οι οικολόγοι, οι πληθυσμιακοί βιολόγοι και οι οικοφυσιολόγοι πρέπει να εργαστούν με πιο συντονισμένο τρόπο.

Με την αύξηση των διαθέσιμων ψηφιακών αρχείων από πανεπιστήμια και περιβαλλοντικούς οργανισμούς, και με την αυξανόμενη ζήτηση για χαρτογραφικές προβλέψεις, το κίνητρο για να τεθεί σε χρήση μια πηγή δεδομένων παρουσίας-μόνο αυξάνεται συνεχώς. Υπάρχουν πολλές διαφορετικές τεχνικές μοντελοποίησης, και για αυτό η συζήτηση σχετικά με το βέλτιστο μοντέλο με δεδομένα παρουσίας-μόνο συνεχίζεται.

5.2. Συμπεράσματα για τη χρήση του Maxent

Στην εργασία αυτή χρησιμοποιήθηκε το λογισμικό Maxent ως τεχνική μοντελοποίησης για την κατανομή του ενδημικού είδους *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*, επίσης έγινε προσπάθεια να αξιολογηθούν τα αποτελέσματα του. Η μοντελοποίηση με τη χρήση του λογισμικού Maxent έχει αποδειχθεί πολύ αποτελεσματική στον προσδιορισμό της χρήσης ενδιαιτημάτων και της κατανομής ειδών, για μια ποικιλία από οικοτόπους και είδη (Πίνακας 2.1). Η εύκολη πρόσβαση στο λογισμικό καθώς και η σχετικά εύκολη χρήση του, σε σύγκριση με άλλες τεχνικές και λογισμικά μοντελοποίησης, αποτελούν τα προτερήματα του.

Η εκτεταμένη κατανομή του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* εντός του δάσους Πάφου και ο αριθμός των δεδομένων (125 θέσεις) που περιλαμβάνονται στο μοντέλο πιθανόν να ευθύνονται για τις προβλέψεις. Είναι ενδιαφέρον να σημειωθεί ότι αν και δεν είναι ιδιαίτερα πληροφοριακό, το μοντέλο αυτό παρέχει μια καλή πρόβλεψη για την εμφάνιση του είδους. Η πιθανότητα εμφάνισης του είδους αυξάνει σημαντικά στις περιοχές όπου έγινε η δειγματοληψία του. Οι προβλέψεις και τα πραγματικά δεδομένα παρουσίας συσχετίζονται καλά για το *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis*. Τα μοντέλα κατανομής του Maxent μπορεί να χρησιμεύσουν στις αποστολές χαρτογράφησης και συλλογής δεδομένων, αυτό μπορεί να εφαρμοστεί ιδιαίτερα για τα ενδημικά είδη που αναπτύσσονται σε σχετικά αδιατάρακτους οικοτόπους.

Η χωρική κατανομή και η αφθονία του *Phlomis cypria* ssp. *occidentalis* όπως και αρκετών άλλων πολυετών θάμνων εξαρτάται από τις περιβαλλοντικές παραμέτρους. Η βελτίωση τέτοιων μοντέλων με τη χρησιμοποίηση δεδομένων παρουσίας από περισσότερες περιοχές θα συμβάλει στην καλύτερη εκτίμηση των δυνητικών περιοχών κατανομής ενός είδους. Τα αποτελέσματα από τέτοιου είδους χωρικά μοντέλα μπορεί να χρησιμοποιηθούν σε οικολογικές μελέτες, στον καθορισμό προστατευόμενων περιοχών όπου αφθονούν ενδημικά είδη και στη λήψη διαχειριστικών μέτρων.

Το γεγονός ότι το λογισμικό Maxent βασίζεται μόνο σε δεδομένα παρουσίας του είδους για την μοντελοποίηση, αποτρέπει πολλά από τα συστηματικά σφάλματα που σχετίζονται με τις αναλυτικές μεθόδους μοντελοποίησης δεδομένων παρουσίας / απουσίας (Phillips et al., 2006). Το Maxent συχνά έχει καλύτερη απόδοση από μια σειρά άλλων προσεγγίσεων μοντελοποίησης που βασίζονται σε δεδομένα παρουσίας-μόνο (Elith et al., 2006; Phillips et al., 2006), είναι σχετικά ανεπηρέαστο από χωρικά σφάλματα που σχετίζονται με τα δεδομένα θέσης (Graham et al., 2008),

και μπορεί να παράγει χρήσιμα μοντέλα με μέχρι και πέντε θέσεις εμφάνισης του είδους (Pearson et al., 2007).

Οι διαφορές στην επιλογή δείγματος υποβάθρου, στην επιλογή χαρακτηριστικών, η απόκλιση δειγματοληψίας, τα αποτελέσματα και η αξιολόγηση του μοντέλου επηρεάζουν θεμελιωδώς τα βιολογικά συμπεράσματα. Αυτός ακριβώς είναι και ο λόγος που ο Phillips (2006) και οι συνεργάτες του έχουν επιτρέψει τέτοιες ευέλικτες ρυθμίσεις στο Maxent. Ωστόσο, η επιλογή ρυθμίσεων στο Maxent σε σχέση με συγκεκριμένα ερωτήματα και περιορισμούς δεδομένων θα έπρεπε να είναι η προκαθορισμένη προσέγγιση αντί της υφιστάμενης καθιερωμένης πρακτικής όπου απλώς γίνονται αποδεκτές οι προεπιλεγμένες ρυθμίσεις.

Η λήψη αποφάσεων για τη μοντελοποίηση θα πρέπει να είναι εξειδικευμένη ανάλογα με την ταξινομική ομάδα και με τους στόχους της μελέτης που γίνεται. Επισημαίνεται ότι ο χρήστης θα πρέπει πάντα να διερευνά πώς οι διαφορετικές επιλογές ρυθμίσεων επηρεάζουν τις προβλέψεις του και να τις αναφέρει. Η δυσκολία στην αξιολόγηση των μοντέλων παρουσίας-μόνο υπογραμμίζει την ανάγκη μιας εκ των προτέρων ισχυρής αιτιολόγησης των ρυθμίσεων, ενώ είναι δύσκολο να αξιολογηθεί αντικειμενικά ένα μοντέλο αν δεν μπορούμε να εξασφαλίσουμε ότι αντικατοπτρίζει με ακρίβεια τις παραδοχές και τις υποθέσεις που έγιναν.

Κάθε μία από τις επιλογές θα πρέπει να εξετάζεται για οποιοδήποτε στάδιο της μοντελοποίησης. Η απόκλιση δειγματοληψίας αποτελεί τη μεγαλύτερη πρόκληση για τα μοντέλα παρουσίας-μόνο, ουσιαστικά αποκρύπτει το βιολογικό μοτίβο ενδιαφέροντος, ενώ άλλες αποφάσεις για τη μοντελοποίηση επηρεάζουν μόνο την απεικόνιση αυτού του μοτίβου. Για την αντιμετώπιση της απόκλισης δειγματοληψία, επισημαίνονται κάποιες συγκεκριμένες προκλήσεις για τη χρήση του Maxent για τέσσερις κοινούς τύπους μελετών:

1) **Για την προβολή μελλοντικών κατανομών των ειδών**, συνήθως σε σενάρια κλιματικής αλλαγής, όπου περιλαμβάνονται μοντέλα προέκτασης με νέους συνδυασμούς περιβαλλοντικών μεταβλητών (Elith et al. 2010, Webber et al. 2011). Τέτοιες προβλέψεις πρέπει να αντιμετωπίζονται με ιδιαίτερη προσοχή, όταν προκύπτουν από μοντέλα παρουσίας-μόνο. Οι λειτουργικές μορφές του Maxent μπορεί είτε να «βασιστούν» σε σταθερές πιθανότητες όταν προβάλλονται σε νέα περιβάλλοντα, είτε μπορούν απλά να επεκταθούν στον περιβαλλοντικό χώρο. Οι δύο αυτές επιλογές είναι απίθανο να αντικατοπτρίζουν τη βιολογική πραγματικότητα στις πλείστες περιπτώσεις.

2) **Για τον χαρακτηρισμό της επιλογής οικοθέσης (niche)** και την ερμηνεία της επίδρασης των περιβαλλοντικών μεταβλητών στην κατανομή. Όταν το ενδιαφέρον βρίσκεται στη σημασία των περιβαλλοντικών μεταβλητών, είναι κρίσιμο τα μοντέλα να έχουν καμπύλες απόκρισης οι οποίες να είναι αρκετά απλές ώστε να ερμηνεύονται άμεσα. Τα απλά μοντέλα επιτρέπουν στον χρήστη να ελέγξει τους συντελεστές και να συμπεράνει τη σημασία τους (Renner and Warton, 2012).

3) **Για τον σχεδιασμό της διατήρησης**, είναι σημαντικό να γνωρίζουμε την πραγματική κατανομή των ειδών. Αυτό ενδεχόμενος να οδηγήσει στην τάση παράγωγης μοντέλων που θα προβλέπουν καλά την κατανομή ενός είδους, αλλά θα είναι εις βάρος των σύνθετων καμπύλων απόκρισης και με δυνητική υπέρ-προσαρμογή (over-fitting). Δεν συνίσταται η χρήση του Maxent για τη λήψη των πιο ακριβείς προβλέψεων εμφάνισης ενός είδους, χωρίς τον έλεγχο της πολυπλοκότητας του μοντέλου και κατά συνέπεια της υπέρ-προσαρμογής. Ωστόσο, οι προβλέψεις καταλληλότητας του ενδιαιτήματος μπορεί να υποδείξουν πού είναι πιο πιθανόν να εμφανίζεται ένα είδος, αλλά δεν μπορούν να προσδιορίσουν, για παράδειγμα αν το καλύτερο ενδιαίτημα περιέχει το είδος στο 90% των δειγμάτων, ή μόνο στο 10%. Αυτό είναι ιδιαίτερα προβληματικό όταν προσπαθούμε να οριοθετήσουμε το εύρος του ή την πιθανότητα εύρεσης ενός είδους (Raes, 2009).

4) **Για την κατανόηση των μακρό-οικολογικών προτύπων**, οι μελέτες συνήθως περιλαμβάνουν την εκτέλεση της ίδιας ανάλυσης σε πολλά είδη. Ωστόσο, οι περιορισμοί σε χρόνο και πόρους καθιστούν ακατόρθωτη την εκτέλεση μιας είδο-ειδικής ρύθμισης (Phillips et al. 2006). Σε τέτοιες περιπτώσεις Θα μπορούσε κάποιος να υποστηρίξει τη χρήση των προεπιλεγμένων ρυθμίσεων, αν και δεν συνίστανται. Τα μεγάλα σύνολα δεδομένων που χρησιμοποιούνται στις μακρό-οικολογικές μελέτες συνήθως λαμβάνονται από ποικίλες πηγές δεδομένων οι οποίες πιθανός να περιέχουν απόκλιση στη δειγματοληψία (Syfert, 2013). Ενδέχεται να μην είναι πρακτικό να ελέγχονται προσεκτικά οι καμπύλες απόκρισης για μεμονωμένα είδη σε μακρό-οικολογικές μελέτες, ως εκ τούτου, συνίσταται η δημιουργία απλούστερων μοντέλων με λιγότερες τάξεις χαρακτηριστικών και η χρήση ισχυρότερων ρυθμίσεων για να ελαχιστοποιηθούν οι πιθανότητες υπέρ-προσαρμογής.

Η ευκολία αλλαγής των προεπιλεγμένων ρυθμίσεων του Maxent επιτρέπει στους χρήστες να διερευνήσουν καλύτερα τα δεδομένα τους. Για το μεγαλύτερο ποσοστό της βιοποικιλότητας της Γης, είναι διαθέσιμα μόνο δεδομένα παρουσίας-μόνο, έτσι συχνά η καλύτερη επιλογή είναι η προσεκτική κατασκευή μοντέλων παρουσίας-μόνο ωσότου γίνουν κατανοητοί οι περιορισμοί τους. Ωστόσο, λόγω των προβλημάτων με την απόκλιση δειγματοληψίας, τα δεδομένα παρουσίας-μόνο

είναι κυρίως χρήσιμα για διερευνητικές αναλύσεις, οι οποίες μπορούν να συμβάλλουν στην ενημέρωση στρατηγικών έρευνας ή να βοηθήσουν στη διαμόρφωση υποθέσεων.

Ωστόσο, το Maxent παραμένει μια σχετικά νέα μέθοδος που δεν έχει αναπτυχθεί ακόμη πλήρως. Ως εκ τούτου, απαιτείται περαιτέρω ανάπτυξη του λογισμικού και αντιμετώπιση αυτών των ζητημάτων, γεγονός που θα αυξήσει ακόμη περισσότερο τη χρησιμότητα του Maxent στην έρευνα της άγριας ζωής.

Βιβλιογραφία

Aarts, G., Fieberg, J. and Matthiopoulos, J. 2012. Comparative interpretation of count, presence–absence and point methods for species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, 3 (1), pp. 177–187.

Ackerly, D.D. 2003. Community assembly, niche conservatism, and adaptive evolution in changing environments. *Journal of Plant Science*, 164, pp. 165–S184.

Allendorf, F.W. and Lundquist, L.L. 2003. Introduction: Population Biology, Evolution, and control of Invasive species. Conservation Biology, 17(1), pp. 24–30.

Andelman, S.J. & Willig, M.R. 2002. Alternative configurations of conservation reserves for Paraguayan bats: considerations of spatial scale. *Conservational Biology*, 16 (5), pp. 1352–1363.

Anderson, R. P. 2012. Harnessing the world's biodiversity data: promise and peril in ecological niche modeling of species distributions. *Annals of the N.Y. Academy of Sci*ences, 1260, pp. 66–80.

Araujo, M. and Peterson, A. 2012. Uses and misuses of bioclimatic envelope modelling. *Ecology*, 93 (7), pp. 1527-1539.

Araújo, M.B. and Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution models. *Journal of Biogeography*, 33 (10), pp. 1677-1688.

Araujo, M.B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L. & Williams, P.H. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology*, 10 (9), pp. 1618–1626.

Araujo, M.B., Whittaker, R.J., Ladle, R. & Erhard, M. 2005. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14 (6), pp. 529-538.

Araujo, M.B., Williams, P.H. & Fuller, R.J. 2002. Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. Proc. R. Soc. Lond. B *Biological Sciences*, 269 (1504), 1971–80.

Austin, M.P. & Gaywood, M.J. 1994. Current problems of environmental gradients and species response curves in relation to continuum theory. *Journal of Vegetation Science*, 5 (4), pp. 473–482.

Austin, M.P. 1992. Modelling the environmental niche of plants – implications for plant community response to elevated CO2 levels. *Australian Journal of Botany*, 40 (5), pp. 615–630.

Austin, M.P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modeling*, 157 (2), pp. 101–118.

Austin, M.P., Nicholls, A.O. & Margules, C.R. 1990. Measurement of the realized qualitative niche: environmental niches of five Eucalyptus species. *Ecological Monographs journal*, 60 (2), pp. 161–177.

Bailey,W.R. 1997. The Structural evolution of a microplate Suture zone,SW Cyprus.

Barve, N., Barve , V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega A., Maher, S.P., Peterson, T., Soberón, J. and Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modeling*, 222 (11), pp. 1810–1819.

Bell, G. 2001. Neutral macroecology. *Science*, 293 (5539), pp. 2413–2418.

Benton, J.M. 2009. Review: The Red Queen and the Court Jester: Species Diversity and the Role of Biotic and Abiotic Factors through Time, Science, 323(5915), pp. 728-732.

Bettison -Varga, L., Varga, R. and Peter Schiffman, P. 1992. Relation between ore-forming hydrothermal systems and extensional deformation in the Solea graben spreading center, Troodos ophiolite, Cyprus. *Geology*, 20 (11), pp. 987-990.

Bilz, M. 2013. Phlomis cypria. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. [Ηλεκτρονικό]Available at: www.iucnredlist.org [Πρόσβαση 17 08 2015].

Bilz, M., Kell, S.P., Maxted, N. and Lansdown, R.V. 2011. *European Red List of Vascular Plants*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Boubli, J.P., de Lima, M.G. 2009. Modeling the geographical distribution and fundamental niches of *Cacajao* spp. and *Chiropotes israelita* in northwestern Amazonia via a maximum entropy algorithm. *Int. J. Primatol*, 30, pp. 217–228.

Brotons, L., Thuiller, W., Araujo, M.B. & Hirzel, A.H. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27 (4), pp. 437–448.

Brown, J.H., Stevens, G.C. & Kaufman, D.M. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. *Annual Review of Ecological Systems*, 27 (1996), pp. 597–623.

Cabeza, M., Araujo, M.B., Wilson, R.J., Thomas, C.D., Cowley, M.J.R. & Moilanen, A. 2004. Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *Journal Applied Ecology*, 41, pp. 252–262.

Christodoulou C.S & Kadis C. 2007. Phlomis cypria Post subsp. Occidentalis (Meikle) Hand. In: T. Tsintides, C.S. Christodoulou, P. Delipetrou & K. Georghiou. *The Red Data Book of the Flora of Cyprus*. Lefkosia: Cyprus Forestry Association, pp: 324-325.

Collingham, Y.C. & Huntley, B. 2000. Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. *Ecological Applications Journal*, 10 (1), pp. 131–144.

Collingham, Y.C., Wadsworth, R.A., Huntley, B. & Hulme, P.E. 2000. Predicting the spatial distribution of non-indigenous riparian weeds: issues of spatial scale and extent. *Journal Applied Ecology*, 37 (1), pp. 13–27.
Commission of the European Communities 2009

Dansereau, P. 1957. Book Title: Biogeography. An ecological perspective.

Davis, A.J., Jenkinson, L.S., Lawton, J.H., Shorrocks, B. & Wood, S. 1998. Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature*, 391, pp. 783–786.

De'Ath, G. 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology*, 83 (4), pp. 1105–1117.

Dudik, M. 2004. Performance guarantees for regularized maximum entropy density estimation. *Learning Theory*, 3120, Lecture notes in computer science, pp. 472–486.

Dudik, M. and Phillips, S. 2009. Generative and discriminative learning with unknown labeling bias. *Advances in Neural Information Processing Systems*, 21, pp. 1–8.

Dullinger, S., Dirnbock, T. & Grabherr, G. 2004. Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. *Journal of Ecology*, 92, pp. 241-252.

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K.S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, pp. 129–151.

Elith, J., Kearney, M. and Phlillips, S. 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 1 (4), pp. 330-342.

Elith, J., Phlillips, S., Steven, J. and Hastie. T. 2011. A statistical explanation of Maxent for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17 (1), pp. 43–57.

Ettema, H.C. and Wardle A.D. 2002. Spatial soil ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), pp. 177–183.

Ferrier, S. 1984. The status of the Rufous Scrub-Bird Atrichornis rufescens: habitat, geographical variation and abundance. PhD Thesis, University of New England, Armidale, Australia.

Ferrier, S. 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here? *Journal of Systematic Biology*, 51 (2), pp. 331–363.

Ferrier, S., Powell, G.V.N., Richardson, K.S., Manion, G., Overton, J.M., & Allnut, T.F. 2004. Mapping more of terrestrial biodiversity for global conservation assessment: a new approach to

integrating disparate sources of biological and environmental data. *Bioscience*, 54 (12), pp. 1101–1109.

Fielding, A.H. 2002. What are the appropriate characteristics of an accuracy measure? In: Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale (eds Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. & Samson, F.B.). Island Press, Covelo, CA, pp. 271–280.

Fithian, W. and Hastie, T. 2012. Finite-sample equivalence of several statistical models for presence-only data. [Ηλεκτρονικό]
Available at: http://arxiv.org/abs/1207.6950v1
[Πρόσβαση 10 9 2015].

Fletcher, W.J. 1987. Interactions Among Subtidal Australian Sea Urchins, Gastropods, and Algae: Effects of Experimental Removals. Ecological Monographs, 57(1), pp. 89–109.

Gass, I.G. 1980. The Troodos Massif: Its role in the unravelling of the ophiolite problem and its signification in the understanding of constructive margin processes. In: Panayiotoy, A. (ed.) Ophiolites: Proceedings of the International Symposium, Cyprus 1979. Cyprus Geological Survey Department, pp. 23-35.

Giannoulaki, M., Machias, A., Valavanis, V., Somarakis, S., Palialexis, A., Tsagarakis, K. & Papaconstantinou, C., 2007. Spatial modeling of the European Sardine habitat in the Eastern Mediterranean basin using GAMs and GIS technology, 38th CIESM Congress, Istanbul, April 2007, pp. 486.

Graham, C., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. and Peterson, A.T. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution*, 19 (9), pp. 497–503.

Graham, C.H., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. & Peterson, A.T. 2004a. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution journal*, 19 (9), pp. 497–503.

Graham, C.H., Elith, J., Hijmans, R.J., Guisan, A., Peterson, A.T., Loiselle, B.A. 2008. The NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *J.Applied Ecology*, 45, pp. 239–247.

Guarino, L. 1995. Mapping the ecogeographic distribution of biodiversity. In: Guarino L, Ramanatha Rao V and Reid R (eds) *Collecting Plant Genetic Diversity Technical Guidelines.* CAB International, Wallingford, UK. pp.287–327.

Guisan, A. & Theurillat, J.P. 2000. Equilibrium modeling of alpine plant distribution: how far can we go? *Phytocoenologia*, 30, pp. 353–384.

Guisan, A. & Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling*, 135 (2-3), pp. 147–186.

Guisan, A. and Thuiller, W. 2005. Predicting species distributions: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8 (9), pp. 993-1009.

Hadjikyriakou, G. N. & Christodoulou, C. S. 2002: *Trees and shrubs in Cyprus*. Lefkosia.

Hand R. 2003. Supplementary notes to the flora of Cyprus III. Willdenowia, 33 (2), pp. 317-319.

Hand R. 2006. Supplementary notes to the flora of Cyprus V. Willdenowia, 36(2), pp. 789.

Hastie, T., Tibshirani, R. and Friedman, J. 2009. The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction. *The mathematical Intelligencer*, 27 (2), pp. 83-85.

He, F. 2010. Maximum entropy, logistic regression, and species abundance. *Oikos*, 119 (4), pp. 578–582.

Hijmans, R. J. 2012. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology*, 93 (3), pp. 679–688.

Hijmans, R. J., Cameron, S., Parpa J.L., Jones, P. and Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, pp. 1965–1978.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. and Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, pp. 1965-1978.

Hirzel, A.&Guisan, A. 2002. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modeling*, 157 (2-3), pp. 331–341.

Hoenes, B.D., Bender, L.C. 2010. Relative habitat and browse use of native desert mule deer and exotic oryx in the greater San Andres Mountains, New Mexico. *Human–Wildlife Conflicts*.

Hubbell, S.P. 2001. A Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C., Hill, J.K., Willis, S.G., Bartlein, P.J. 2004. The performance of models relating species geographical distributions to climate is independent of trophic level. *Ecology Letters*, 7 (5), pp. 417–426.

Huston, M.A. 2002. Introductory essay: critical issues for improving predictions. In: Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. Island Press, Covelo, CA, pp. 7–21.

Jaberg, C. & Guisan, A. 2001. Modelling the distribution of bats in relation to landscape structure in a temperate mountain environment. *Journal of Applied Ecology*, 38 (6), pp. 1169–1181.

Johnson, J.B. & Omland, K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends Ecology & Evolution*, 19 (2), pp. pp. 101–108.

Kearney, M. & Porter, W.P. 2004. Mapping the fundamental niche: physiology, climate, and the distribution of a nocturnal lizard. *Ecology*, 85 (11), pp. 3119–3131.

Keating, K. and Cherry, S. 2004. Use and interpretation of logistic regression in habitat selection studies. *Journal of Wildlife Management*, 68 (4), pp. 774–789.

Kery, M, Gardner, B. and Monnerat, C. 2010. Predicting species distributions from checklist data using site-occupancy models. Journal of Biogeography, 37 (10), pp. 1851–1862.

Leathwick, J.R. & Austin, M.P. 2001. Competitive interactions between tree species in New Zealand's old-growth indigenous forests. *Ecology*, 82 (9), pp. 2560–2573.

Leon, C, Lucas, G. & Synge, H. 1985. The value of information in saving threatened Mediterranean plants. In Plant conservation in the Mediterranean area (Gomez-Campo, C. ed), pp. 177-196. W. Junk Publishers, The Netherlands. ISBN 90-6193-523-7.

Lichstein, J.W., Simons, T.R., Shriner, S.A. & Franzreb, K.E. 2002. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecological Monographs*, 72 (3), pp. 445–463.

Liu, C., Berry, P., Dawson, T.P. and Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28 (3), pp. 385–393.

Liu, C., White, M. and Newell, G. 2010. Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence–absence data. *Ecography*, 34 (2), pp. 232–243.

Lobo, J., Jiménez-Valverde, A. and Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17 (2), pp. 145–151.

Martin, E.T. 2001. Abiotic Vs. Biotic influences on habitat selection of coexisting species: Climate change impacts? Ecology, 82(1), pp. 175–188.

Maschinski, J. and Whitham, G.T. 1989. The Continuum of Plant Responses to Herbivory: The Influence of Plant Association, Nutrient Availability, and Timing. *The American Naturalist*, 134 (1), pp. 1-19.

Meier S.E, Kienast F., Pearman B.P., Svenning J-C., Thuiller W., Araújo B.M., Guisan A. and Zimmermann N. 2010. Biotic and abiotic variables show little redundancy in explaining tree species distributions. *Ecography*, 33(6), pp. 1038–1048.

Meikle R.D. 1985. Flora of Cyprus. Vol. 2. London: Bentham-Moxon Trust, Royal Botanic Gardens, Kew, pp. 1320-1323.

Midgley, G.F., Hannah, L., Millar, D., Thuiller, W. & Booth, A. 2003. Developing regional and species-level assessments of climate change impacts on biodiversity in the Cape Floristic Region. *Biological Conservation*, 112 (1-2), pp. 87–97.

Newbold, T., Reader, T. and El-Gabbas, A. 2010. Testing the accuracy of species distribution models using species records from a new field survey. *Oikos*, 119 (8), pp. 1326–1334.

Nix, H., McMahon, J. & Mackenzie, D. 1977. Potential areas of production and the future of pigeon pea and other grain legumes in Australia. In: The potential for pigeon pea in Australia. Proceedings of Pigeon Pea. Field Day. University of Queensland, Queensland, Australia, 5, pp. 1–12.

Pearce, J.L., Venier, L.A., Ferrier, S. & McKenney, D.W. 2002. Measuring prediction uncertainty in models of species distribution. In: Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale (eds Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. & Samson, F.B.). Island Press, Covelo, CA, pp. 383–397.

Pearson, R.G. & Dawson, T.E. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography*, 12, pp. 361–372.

Pearson, R.G., Dawson, T.E. & Liu, C. 2004. Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography*, 27 (3), pp. 285–298.

Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J. Biogeography*, 34, pp. 102–117.

Peng, C.H. 2000. From static biogeographical model to dynamic global vegetation model: a global perspective on modelling vegetation dynamics. *Ecological Modeling*, 135 (1), pp. 33–54.

Peterson, A. T. 2011. Ecological niches and geographic distributions. *Princeton Univ. Press.*

Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sa´nchez-Cordero, V., Soberon, J., Buddemeier, R.H. & Stockwell, D.R.B. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climatic change scenarios. *Nature*, 416, pp. 626–629.

Philips, S. J., Anderson, R. P. and Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190 (3-4), pp. 231-259.

Phillips, S. and Dudik, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31 (2), pp. 161.

Phillips, S., Dudík, M., Elith, J., Graham, C., Lehmann, A., Leathwick, J. and Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudoabsence data. *Ecological Applications*, 19 (1), pp. 181–197.

Pons, A. & Quezel, P. 1985. The history of the flora and vegetation and past and present human disturbance in the Mediterranean region. In Plant conservation in the Mediterranean area (Gomez-Campo, C. ed), pp. 25-46. W. Junk Publishers, The Netherlands. ISBN 90-6193-523-7.

Pulliam, H.R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3 (4), pp. 349-361.

Raes, N. 2009. Botanical richness and endemicity patterns of Borneo derived from species distribution models. *Ecography*, 32, pp. 180–192.

Ramirez-Villegas, J., Khoury, C., Jarvis, A., Debouck, D.G. & Guariso, L. 2010. A gap analysis methodology for collecting crop genepools: a case study with *Phaseolus* beans. PLoS ONE, 5.

Renner, I. W. and Warton, D. I. 2012. Equivalence of MAXENT and Poisson point process models for species distribution modeling in ecology. *Biometrics*, 69 (1), pp. 274-281.

Robertson, A., Xenophontos, C. 1993. Development of concepts concerning the Troodos ophiolite and adjustment units in Cyprus. Geological Society, London, Special Publications, pp. 85-119.

Robertson, A.H.F. & Woodcock, N.H. 1979. The Mamonia complex, southwest Cyprus: the evolution and emplacement of a Mesozoic continental margin. Geological Society of America, 90 (7), pp. 651-665.

Royle, J. 2012. Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(3), pp. 545-554.

Rushton, S.P., Ormerod, S.J. & Kerby, G. 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41 (2), pp. 193–200.

Sastre, P. and Lobo, J. M. 2009. Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity patterns. *Biological Conservation*, 142 (2), pp. 462–467.

Silvertown, J. 2004. Plant coexistence and the niche. *Trends Ecology & Evolution*, 19 (11), pp. 605–611.

Silvertown, J. and Charlesworth, D. 2009. Introduction to plant population biology. 4th edition, John Wiley & Sons, 2009.

Stockwell, D.R.B. & Peterson, A.T. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modeling*, 148 (1), pp. 1–13.

Suárez-Seoane, S., García de la Morena, E.L., Morales Prieto, M.B., Osborne, P.E., de Juana, E. 2008. Maximum entropy niche-based modelling of seasonal changes in little bustard (*Tetrax tetrax*) distribution. *Ecological Modeling*, 219, pp. 17–29.

Svenning, J.-C. & Skov, F. 2004. Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters*, 7 (7), pp. 565–573.

Syfert, M. 2013. Accounting for sampling bias can dramatically improve the predictive accuracy of presence-only species distribution models.

Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C. et al. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, pp. 145–147.

Thuiller, W. 2004. Patterns and uncertainties of species_ range shifts under climate change. *Global Change Biology*, 10 (12), pp. 2020–2027.

Thuiller, W., Araujo, M.B. & Lavorel, S. 2004. Do we need landcover data to model species distributions in Europe? *Journal of Biogeography*, 31 (3), pp. 353–361.

Tibshirani, R. 1996. Regression shrinkage and selection via the lasso. *Journal of the Royal Statistical Society*, Series B, 58 (1), pp. 267–288.

Tsintides, T. C. 1998: The endemic plants of Cyprus. Nicosia

Tsintides, T., Christodoulou, C., Delipetrou, P. & Georghiou, K. 2007. *The red data book of the flora of Cyprus.* Nicosia: Cyprus Forestry Association.

Ward, G. Hastie, T., Barry, S., Elith, J. and Leathwick, J. 2009. Presence-only data and the EM algorithm. *Biometrics*, 65 (2), pp. 554–563.

Warren, D. and Seifert, S. 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21 (2), pp. 335–342.

Warton, D. I. and Shepherd, L. C. 2010. Poisson point process models solve the “pseudo-absence problem” for presence-only data in ecology. *The Annals of Applied Statistics*, 4(3), pp. 1383–1402.

Webber, B. L. 2011. Modelling horses for novel climate courses: insights from projecting potential distributions of native and alien Australian acacias with correlative and mechanistic models. *Diversity and Distributions*, 17(5), pp. 978–1000.

Wiens, A.J., Crawford, S.C. and Gosz, R.J. 1985. Boundary Dynamics: A Conceptual Framework for Studying Landscape Ecosystems. *Oikos*, 45(3), pp. 421-427.

Wiens, J.A. 2002. Predicting species occurrences: progress, problems, and prospects. In: Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. Island Press, Covelo, CA, pp. 739–749.

Wilson, K.A., Westphal, M.I., Possingham, H.P. & Elith, J. 2005. Sensitivity of conservation planning to different approaches to using predicted species distribution data. *Biological Conservation*, 122 (1), pp. 99–112.

Wintle, B.A., McCarthy, M.A., Volinsky, C.T. & Kavanagh, R.P. 2003. The use of Bayesian model averaging to better represent uncertainty in ecological models. *Conservation Biology*, 17 (6), pp. 1579–1590.

WorldClim – Global Climate Data. Free climate data for ecological modeling and GIS. [Ηλεκτρονικό]
Available at: http://www.worldclim.org/bioclim
[Πρόσβαση 10 11 2015].

Yackulic, C. B., Chandler, R., Zipkin, E., Royle, A., Nichols, J., Grant C. and Veran, S. 2012. Presence-only modelling using MAXENT: when can we trust the inferences? *Methods in Ecology and Evolution*, 4(3), pp. 236-243.

Yates, C. J., McNeill, A., Elith, J. and Midgley, G. 2010. Assessing the impacts of climate change and land transformation on Banksiain the South West Australian Floristic Region. Diversity and Distribution, 16 (1), pp. 187–201.

Yost, A.C., Petersen, S.L., Gregg, M., Miller, R. 2008. Predictive modeling and mapping sage grouse (*Centrocercus urophasianus*) nesting habitat using Maximum Entropy and a long-term dataset from Southern Oregon. *Ecological Information*, 3, pp. 375–386.

Καδής Κ.Χ. 1995. Η αναπαραγωγική βιολογία των αυστηρώς προστατευόμενων φυτών της Κυπριακής χλωρίδας. Διδακτορική Διατριβή. Πανεπιστήμιο Αθηνών, Αθήνα, σελ. 139-153.

Κωνσταντινίδης Π. και Τσιουρλής Γ. 2010.Σχεδιο Παρακολούθησης για το υποείδος Phlomis cypria Post subsp. o*ccidentalis* (Meikle) Hand. Κυπριακή Δημοκρατία, Υπουργείο Γεωργίας, Φυσικών πόρων και Περιβάλλοντος. Θεσσαλονίκη, Οκτώβριος 2010

Μετεωρολογική Υπηρεσία Κύπρου, 2015. [Ηλεκτρονικό]

Available at:
http://www.moa.gov.cy/moa/ms/ms.nsf/DMLcyclimate_gr/DMLcyclimate_gr?OpenDocument
[Πρόσβαση 02 12 2015].

Μονάδα Διατήρησης της Φύσης 2012: Εικονικό Μουσείο Βιοποικιλότητας της Κύπρου. [Ηλεκτρονικό]
Available at: http://www.naturemuseum.org.cy
[Πρόσβαση 20 09 215]

Χριστοδούλου, Σ. Χ. 1995. Κατάλογος της Χλωρίδας του Τροόδους. Λευκωσία

Παράρτημα 1. Θέσεις κατανομής του υποείδους

	Species	X Coordinates	Y Coordinates
1	Phlomis cypria occidentalis	434373.9969	3881673.997
2	Phlomis cypria occidentalis	469045.9993	3863530.999
3	Phlomis cypria occidentalis	462253.9963	3885647.998
4	Phlomis cypria occidentalis	463942.0031	3868028.004
5	Phlomis cypria occidentalis	464166.9992	3867219.999
6	Phlomis cypria occidentalis	463917.9994	3866996.004
7	Phlomis cypria occidentalis	463749.0009	3867474.997
8	Phlomis cypria occidentalis	463677.9959	3867784.004
9	Phlomis cypria occidentalis	463633.9961	3867970.996
10	Phlomis cypria occidentalis	463386.0023	3867943.001
11	Phlomis cypria occidentalis	463248.9976	3868036.002
12	Phlomis cypria occidentalis	462570.9996	3868030.004
13	Phlomis cypria occidentalis	468016.0027	3862984.001
14	Phlomis cypria occidentalis	467280.0033	3863383
15	Phlomis cypria occidentalis	465139.0028	3862344.001
16	Phlomis cypria occidentalis	466124.9997	3863641.997
17	Phlomis cypria occidentalis	466107.9967	3863578
18	Phlomis cypria occidentalis	479967.0016	3862778.003
19	Phlomis cypria occidentalis	479798.0031	3863051.997
20	Phlomis cypria occidentalis	479783.0039	3863090.999
21	Phlomis cypria occidentalis	479784.0016	3863136
22	Phlomis cypria occidentalis	465462.9986	3867258.001
23	Phlomis cypria occidentalis	480688.0018	3859102.001
24	Phlomis cypria occidentalis	480923.0001	3858904.001
25	Phlomis cypria occidentalis	480923.0001	3858904.001
26	Phlomis cypria occidentalis	452292.0022	3874794.997
27	Phlomis cypria occidentalis	452201.9988	3874723.001
28	Phlomis cypria occidentalis	452143.9975	3874702.995
29	Phlomis cypria occidentalis	452120.0021	3874732
30	Phlomis cypria occidentalis	452039.0032	3874756.005
31	Phlomis cypria occidentalis	452065.0023	3874824.001
32	Phlomis cypria occidentalis	452047.9994	3874902.005
33	Phlomis cypria occidentalis	452058.9993	3874932.999
34	Phlomis cypria occidentalis	452134.0035	3874931.999
35	Phlomis cypria occidentalis	452147.9967	3874878
36	Phlomis cypria occidentalis	452183.9981	3874840.997
37	Phlomis cypria occidentalis	452183.0003	3874805.005
38	Phlomis cypria occidentalis	452205.998	3874799.996
39	Phlomis cypria occidentalis	456937.9994	3874928.999
40	Phlomis cypria occidentalis	457355	3873542.002
41	Phlomis cypria occidentalis	457384.9984	3873434.004
42	Phlomis cypria occidentalis	457424.999	3873777.004

43	Phlomis cypria occidentalis	457073.9982	3873918.995
44	Phlomis cypria occidentalis	457135.0009	3873814.962
45	Phlomis cypria occidentalis	457106.998	3873566.997
46	Phlomis cypria occidentalis	456684.0027	3873696
47	Phlomis cypria occidentalis	456649.9968	3873797
48	Phlomis cypria occidentalis	456601.9978	3873861.997
49	Phlomis cypria occidentalis	456524.0003	3873946.999
50	Phlomis cypria occidentalis	456473.9975	3874012.996
51	Phlomis cypria occidentalis	456399.0016	3874105.997
52	Phlomis cypria occidentalis	456391.0031	3874107.997
53	Phlomis cypria occidentalis	456387.0039	3874118.005
54	Phlomis cypria occidentalis	456396.0001	3874112.996
55	Phlomis cypria occidentalis	463532.0032	3875468
56	Phlomis cypria occidentalis	460608.0021	3874348.998
57	Phlomis cypria occidentalis	460667.0011	3875650.003
58	Phlomis cypria occidentalis	460905.0009	3875562.001
59	Phlomis cypria occidentalis	461027.9959	3875514
60	Phlomis cypria occidentalis	461102.0024	3875490.995
61	Phlomis cypria occidentalis	461450.9995	3875972.997
62	Phlomis cypria occidentalis	461806.9973	3876019.997
63	Phlomis cypria occidentalis	462101.0029	3876082.005
64	Phlomis cypria occidentalis	463394.0008	3875881.995
65	Phlomis cypria occidentalis	462800.0031	3875734.995
66	Phlomis cypria occidentalis	462542.9967	3875691.004
67	Phlomis cypria occidentalis	462368.0034	3875747.003
68	Phlomis cypria occidentalis	462190.9981	3875816.999
69	Phlomis cypria occidentalis	461762.9975	3875520.999
70	Phlomis cypria occidentalis	461337.9985	3875293.995
71	Phlomis cypria occidentalis	460978.0014	3874676.001
72	Phlomis cypria occidentalis	460789.9961	3874339
73	Phlomis cypria occidentalis	460539.0009	3874012.996
74	Phlomis cypria occidentalis	460294.9981	3873866.996
75	Phlomis cypria occidentalis	460133.0002	3873819.995
76	Phlomis cypria occidentalis	461161.9992	3870357
77	Phlomis cypria occidentalis	460974.9999	3870335.005
78	Phlomis cypria occidentalis	460996.0021	3870712.998
79	Phlomis cypria occidentalis	460887.998	3870669.996
80	Phlomis cypria occidentalis	460238.0028	3870941.001
81	Phlomis cypria occidentalis	459686.999	3871832
82	Phlomis cypria occidentalis	460110.0026	3873558.998
83	Phlomis cypria occidentalis	459431.9963	3872834.996
84	Phlomis cypria occidentalis	459105.9968	3872821.998
85	Phlomis cypria occidentalis	459354.9966	3872210.003
86	Phlomis cypria occidentalis	459082.0014	3871982.999
87	Phlomis cypria occidentalis	458854.0038	3871685

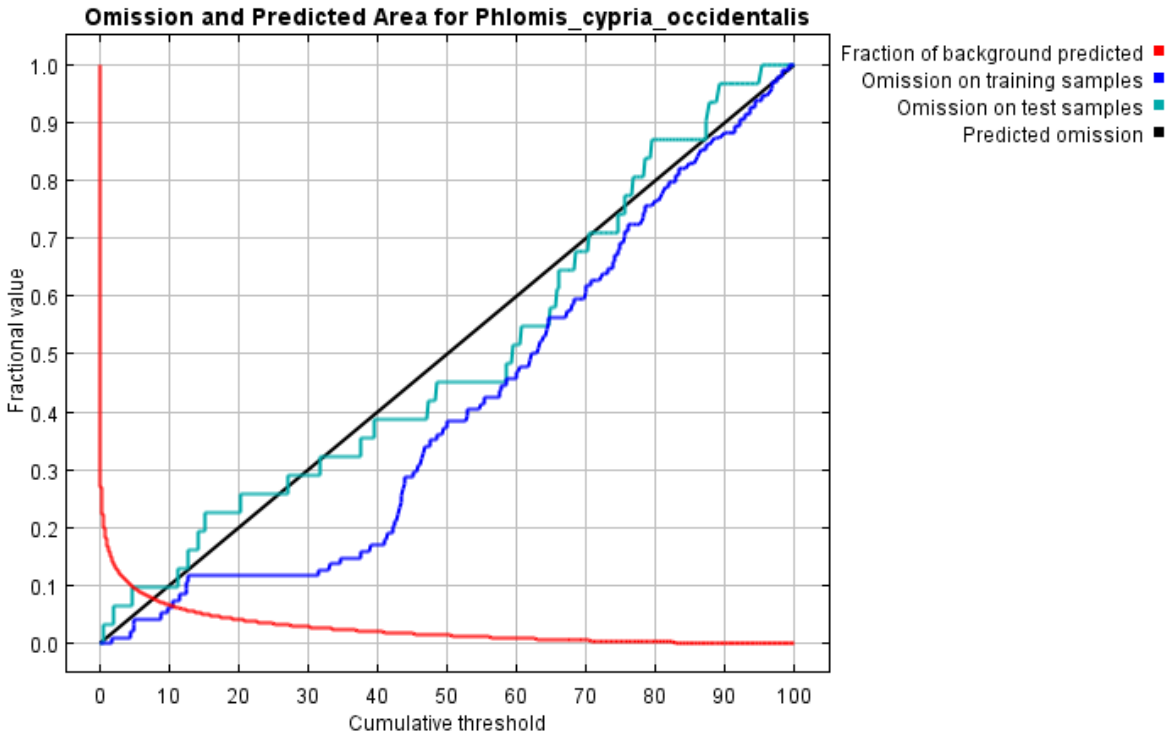
88	Phlomis cypria occidentalis	458760.0012	3871683
89	Phlomis cypria occidentalis	458589.9966	3871825.001
90	Phlomis cypria occidentalis	458662.9971	3872408.003
91	Phlomis cypria occidentalis	458752.0027	3872817.999
92	Phlomis cypria occidentalis	458840.0024	3873029.996
93	Phlomis cypria occidentalis	458889.9969	3873177.996
94	Phlomis cypria occidentalis	458632.001	3873696
95	Phlomis cypria occidentalis	458961.0019	3871049.999
96	Phlomis cypria occidentalis	458837.0009	3870956.998
97	Phlomis cypria occidentalis	460247.9968	3873699
98	Phlomis cypria occidentalis	460102.0041	3873550
99	Phlomis cypria occidentalis	460079.996	3873748
100	Phlomis cypria occidentalis	458598.0033	3875774.997
101	Phlomis cypria occidentalis	458635.0024	3875261.002
102	Phlomis cypria occidentalis	459342.9989	3874028.003
103	Phlomis cypria occidentalis	459606.0001	3873356.999
104	Phlomis cypria occidentalis	459426.0016	3873596.001
105	Phlomis cypria occidentalis	458902.0029	3873213.999
106	Phlomis cypria occidentalis	472932.0019	3865323.005
107	Phlomis cypria occidentalis	470117.0026	3865085.003
108	Phlomis cypria occidentalis	470179.0031	3864013.001
109	Phlomis cypria occidentalis	463881.9981	3866235.999
110	Phlomis cypria occidentalis	462798.9971	3866963.001
111	Phlomis cypria occidentalis	463024.9992	3870867.996
112	Phlomis cypria occidentalis	463428.9961	3870634.004
113	Phlomis cypria occidentalis	463870.0004	3870375.996
114	Phlomis cypria occidentalis	463273.999	3870746.001
115	Phlomis cypria occidentalis	463162.004	3871414.005
116	Phlomis cypria occidentalis	456110.999	3872598.004
117	Phlomis cypria occidentalis	463269.9998	3873600
118	Phlomis cypria occidentalis	463715.0033	3873776.004
119	Phlomis cypria occidentalis	463913.0025	3878239.996
120	Phlomis cypria occidentalis	438205.9974	3878669.998
121	Phlomis cypria occidentalis	438116.0023	3878200.004
122	Phlomis cypria occidentalis	439741.0026	3873460.998
123	Phlomis cypria occidentalis	439515.0005	3873539.002
124	Phlomis cypria occidentalis	439511.999	3873655.999
125	Phlomis cypria occidentalis	439459.0029	3873721.995
126	Phlomis cypria occidentalis	437155.9963	3877155.996
127	Phlomis cypria occidentalis	436992.003	3877017.004

Παράρτημα 2. Maxent model for Phlomis_cypria_occidentalis

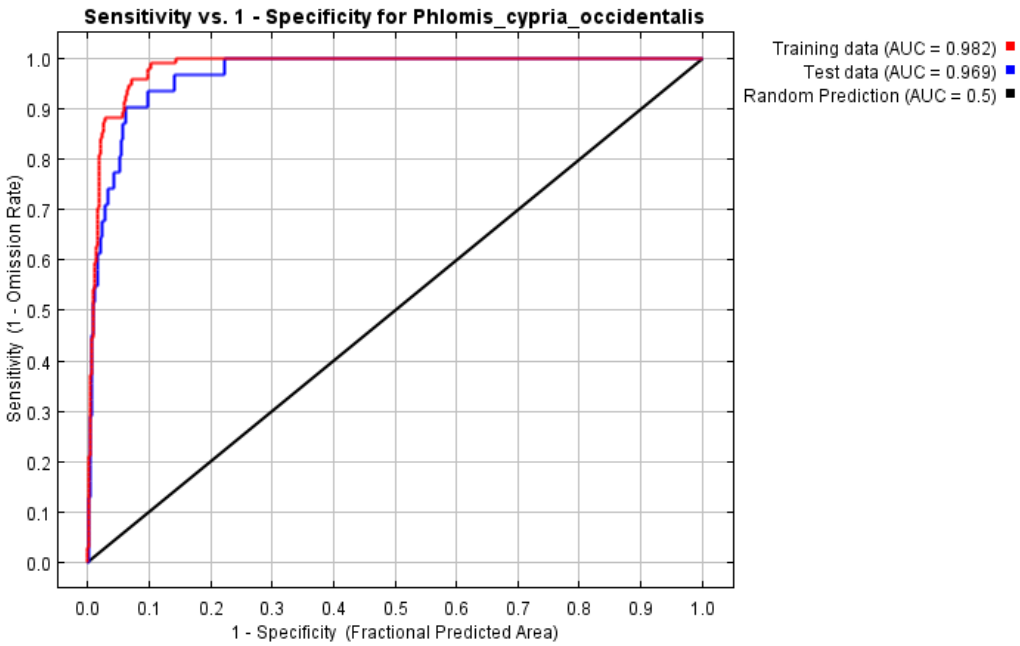
This page contains some analysis of the Maxent model for Phlomis_cypria_occidentalis, created Sat Dec 19 18:13:24 EET 2015 using Maxent version 3.3.3k. If you would like to do further analyses, the raw data used here is linked to at the end of this page.

Analysis of omission/commission

The following picture shows the omission rate and predicted area as a function of the cumulative threshold. The omission rate is is calculated both on the training presence records, and (if test data are used) on the test records. The omission rate should be close to the predicted omission, because of the definition of the cumulative threshold.



The next picture is the receiver operating characteristic (ROC) curve for the same data. Note that the specificity is defined using predicted area, rather than true commission (see the paper by Phillips, Anderson and Schapire cited on the help page for discussion of what this means). This implies that the maximum achievable AUC is less than 1. If test data is drawn from the Maxent distribution itself, then the maximum possible test AUC would be 0.972 rather than 1; in practice the test AUC may exceed this bound.



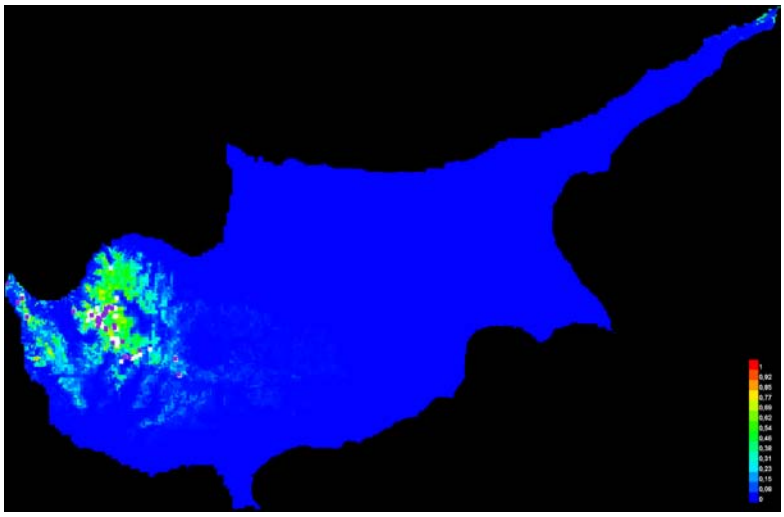
Some common thresholds and corresponding omission rates are as follows. If test data are available, binomial probabilities are calculated exactly if the number of test samples is at most 25, otherwise using a normal approximation to the binomial. These are 1-sided p-values for the null hypothesis that test points are predicted no better than by a random prediction with the same fractional predicted area. The "Balance" threshold minimizes 6 * training omission rate + .04 * cumulative threshold + 1.6 * fractional predicted area.

Cumulative threshold	Logistic threshold	Description	Fractional predicted area	Training omission rate	Test omission rate	P-value
1.000	0.013	Fixed cumulative value 1	0.174	0.000	0.032	1.036E-31
5.000	0.073	Fixed cumulative value 5	0.096	0.043	0.097	6.475E-53
10.000	0.145	Fixed cumulative value 10	0.067	0.064	0.097	0E0
1.814	0.023	Minimum training presence	0.143	0.000	0.032	1.81E-39
12.523	0.188	10 percentile training presence	0.058	0.096	0.129	0E0
10.421	0.151	Equal training sensitivity and specificity	0.065	0.064	0.097	0E0
4.323	0.062	Maximum training sensitivity plus specificity	0.102	0.011	0.065	3.123E-53
4.904	0.072	Equal test sensitivity and specificity	0.097	0.043	0.097	2.192E-52
11.202	0.166	Maximum test sensitivity plus specificity	0.062	0.074	0.097	0E0
1.814	0.023	Balance training omission, predicted area and threshold	0.143	0.000	0.032	1.81E-

		value				39
9.747	0.140	Equate entropy of thresholded and original distributions	0.068	0.053	0.097	0E0

Pictures of the model

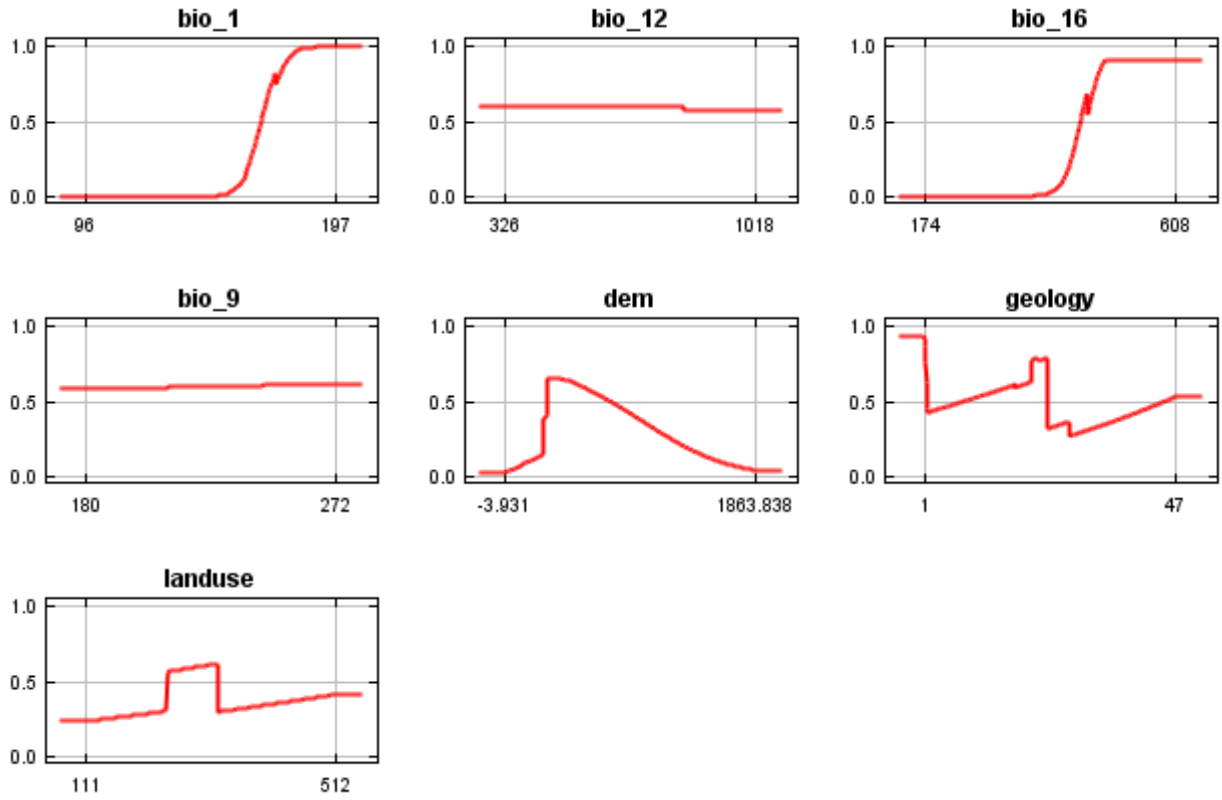
This is a representation of the Maxent model for Phlomis_cypria_occidentalis. Warmer colors show areas with better predicted conditions. White dots show the presence locations used for training, while violet dots show test locations. Click on the image for a full-size version.



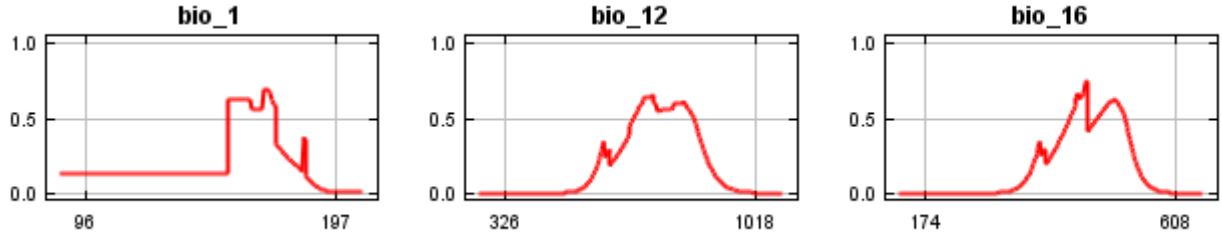
(A link to the Explain tool was not made for this model. The model uses product features, while the Explain tool can only be used for additive models.)

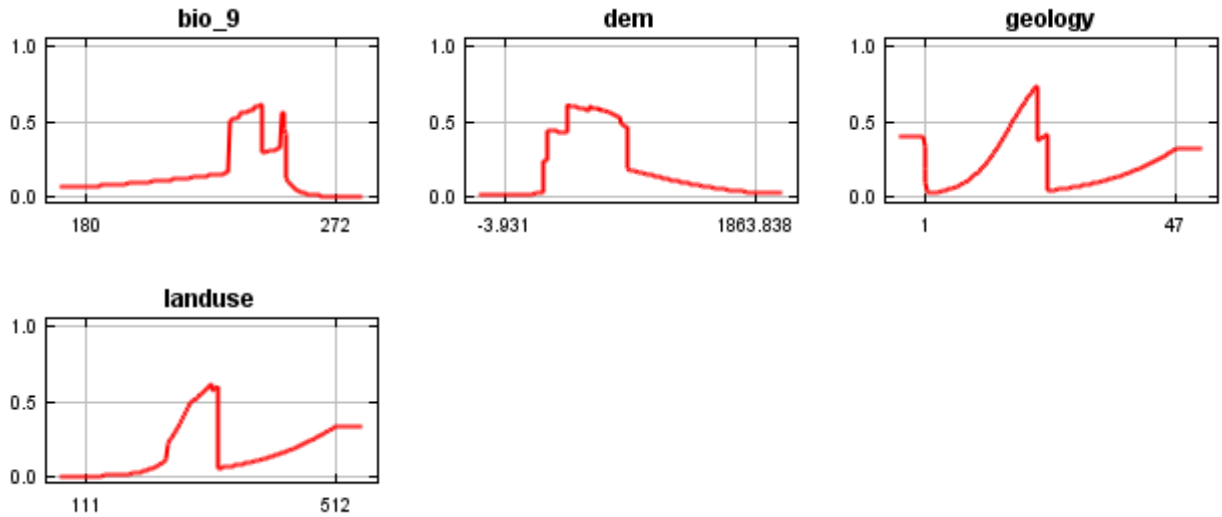
Response curves

These curves show how each environmental variable affects the Maxent prediction. The curves show how the logistic prediction changes as each environmental variable is varied, keeping all other environmental variables at their average sample value. Click on a response curve to see a larger version. Note that the curves can be hard to interpret if you have strongly correlated variables, as the model may depend on the correlations in ways that are not evident in the curves. In other words, the curves show the marginal effect of changing exactly one variable, whereas the model may take advantage of sets of variables changing together.



In contrast to the above marginal response curves, each of the following curves represents a different model, namely, a Maxent model created using only the corresponding variable. These plots reflect the dependence of predicted suitability both on the selected variable and on dependencies induced by correlations between the selected variable and other variables. They may be easier to interpret if there are strong correlations between variables.



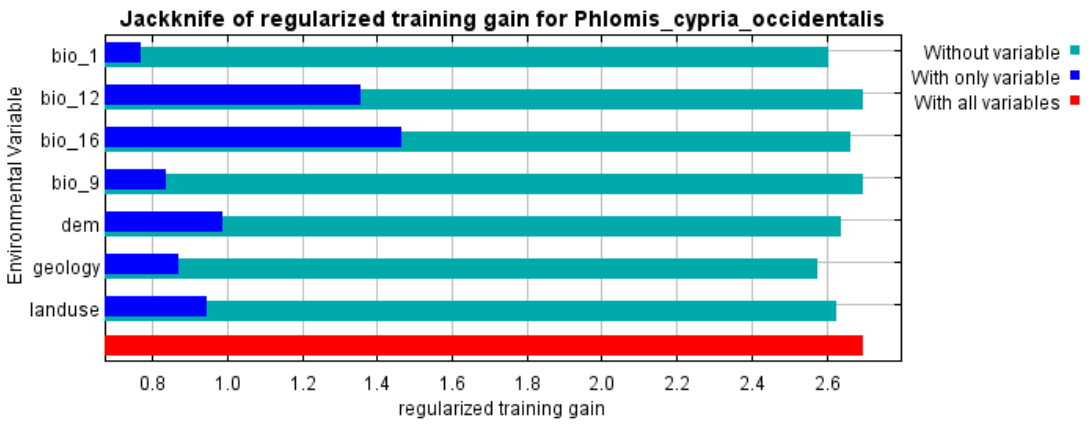


Analysis of variable contributions

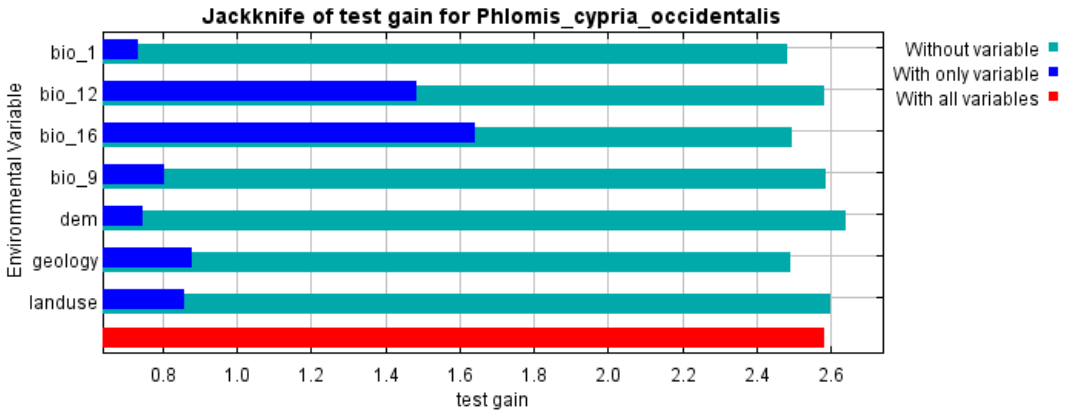
The following table gives estimates of relative contributions of the environmental variables to the Maxent model. To determine the first estimate, in each iteration of the training algorithm, the increase in regularized gain is added to the contribution of the corresponding variable, or subtracted from it if the change to the absolute value of lambda is negative. For the second estimate, for each environmental variable in turn, the values of that variable on training presence and background data are randomly permuted. The model is reevaluated on the permuted data, and the resulting drop in training AUC is shown in the table, normalized to percentages. As with the variable jackknife, variable contributions should be interpreted with caution when the predictor variables are correlated.

Variable	Percent contribution	Permutation importance
bio_16	39.3	76.9
dem	19.7	5.3
bio_1	15.8	14.6
geology	11.7	2.5
landuse	9.2	0.7
bio_9	4.1	0
bio_12	0.2	0

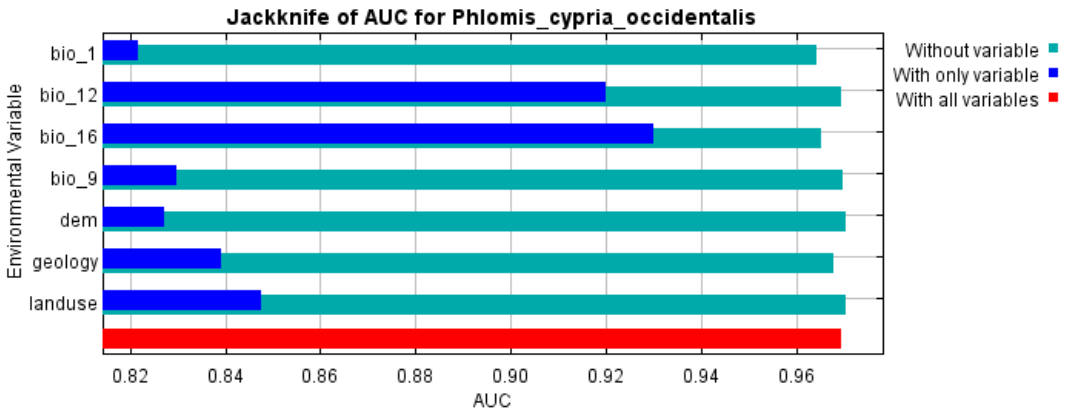
The following picture shows the results of the jackknife test of variable importance. The environmental variable with highest gain when used in isolation is bio_16, which therefore appears to have the most useful information by itself. The environmental variable that decreases the gain the most when it is omitted is geology, which therefore appears to have the most information that isn't present in the other variables.



The next picture shows the same jackknife test, using test gain instead of training gain. Note that conclusions about which variables are most important can change, now that we're looking at test data.



Lastly, we have the same jackknife test, using AUC on test data.



Raw data outputs and control parameters

The data used in the above analysis is contained in the next links. Please see the Help button for more information on these.

The model applied to the training environmental layers
The coefficients of the model
The omission and predicted area for varying cumulative and raw thresholds
The prediction strength at the training and (optionally) test presence sites
Results for all species modeled in the same Maxent run, with summary statistics and (optionally) jackknife results

Regularized training gain is 2.699, training AUC is 0.982, unregularized training gain is 3.054.
Unregularized test gain is 2.582.
Test AUC is 0.969, standard deviation is 0.008 (calculated as in DeLong, DeLong &Clarke-Pearson 1988, equation 2).
Algorithm terminated after 500 iterations (6 seconds).

The follow settings were used during the run:
94 presence records used for training, 31 for testing.
10094 points used to determine the Maxent distribution (background points and presence points).
Environmental layers used (all continuous): bio_1 bio_12 bio_16 bio_9 dem geology landuse
Regularization values: linear/quadratic/product: 0.093, categorical: 0.250, threshold: 1.060, hinge: 0.500
Feature types used: hinge product linear threshold quadratic
responsecurves: true
jackknife: true
outputdirectory: C:\Users\user\Desktop\logistic
samplesfile: C:\Users\user\Desktop\ASCII_bio\Phlomis_cypria_Occidentalis.csv
environmentallayers: C:\Users\user\Desktop\ASCII_bio\maxent.cache
randomtestpoints: 25
Command line used:

Command line to repeat this species model: java density.MaxEnt nowarnings noprefixes -E "" -E Phlomis_cypria_occidentalis responsecurves jackknife outputdirectory=C:\Users\user\Desktop\logistic samplesfile=C:\Users\user\Desktop\ASCII_bio\Phlomis_cypria_Occidentalis.csv environmentallayers=C:\Users\user\Desktop\ASCII_bio\maxent.cache randomtestpoints=25