

Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου

Σχολή Θετικών & Εφαρμοσμένων Επιστημών

Μεταπτυχιακό Πρόγραμμα Σπουδών
Διαχείριση & Προστασία Περιβάλλοντος

Μεταπτυχιακή Διατριβή



Εκτίμηση ενδιαιτημάτων εισβλητικόν ειδών με χρήση γεωγραφικών δεδομένων.

Νικήτας Βογιατζής

Επιβλέπων Καθηγητής
Δρ. Γεώργιος Χαρ. Μηλιαρέσης

Μάιος 2019

**Μεταπτυχιακό Πρόγραμμα Σπουδών
Διαχείριση & Προστασία Περιβάλλοντος**

Μεταπτυχιακή Διατριβή

**Εκτίμηση ενδιαιτημάτων εισβλητικών ειδών με χρήση γεωγραφικών
δεδομένων.**

Νικήτας Βογιατζής

**Επιβλέπων Καθηγητής
Δρ. Γεώργιος Χαρ. Μηλιαρέσης**

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή υποβλήθηκε προς μερική εκπλήρωση των
απαιτήσεων για απόκτηση μεταπτυχιακού τίτλου σπουδών
στις 2019

από τη Σχολή Θετικών & Εφαρμοσμένων Επιστημών
του Ανοικτού Πανεπιστημίου Κύπρου.

Μάιος 2019

Περίληψη

Ο σκοπός της διατριβής είναι να γίνει μια νοηματική προσέγγιση του προβλήματος του εντοπισμού του ενδιαιτήματος συγκεκριμένων εισβλητικών ειδών που θα έχει την μορφή χωρικών κανόνων που παραμετροποιούν το πρόβλημα. Στην συνέχεια αυτοί οι χωρικοί κανόνες θα υλοποιηθούν σε γεωγραφικών σύστημα πληροφοριών (ΓΣΠ) σε ελεύθερα γεωγραφικά δεδομένα. Αυτή η προσπάθεια είτε θα παραμετροποιήσει τις μεταβλητές του προβλήματος και θα επιτρέψει α) είτε την επίλυση του στο περιβάλλον (ΓΣΠ) είτε β) θα καθορίσει τις ανάγκες σε χωρικά δεδομένα και μετρήσεις, για να επιλυθεί το πρόβλημα.

Στην παρούσα διπλωματική εργασία, έγινε προσπάθεια καταγραφής του ενδιαιτήματος του βιζόν. Πρώτα έγινε προσπάθεια νοηματικής προσέγγισης του ενδιαιτήματος από βιβλιογραφικές αναφορές που προσδιόρισε μια σειρά από χωρικούς κανόνες. Στην συνέχεια ο νοηματικός προσδιορισμός μεταφέρθηκε σε συγκεκριμένη περιοχή του ελληνικού χώρου δηλαδή στο Νομό Καστοριάς όπου μελετήθηκε το ενδιαιτήμα του βιζόν. Οι χωρικοί κανόνες υλοποιήθηκαν σε γεωγραφικά δεδομένα και με επισκέψεις πεδίου.

Η οριοθέτηση του ενδιαιτήματος του Βιζόν στο Νομό Καστοριάς, βασίστηκε σε χωρικά κριτήρια που υλοποιήθηκαν σε ελεύθερα γεωγραφικά δεδομένα κλίμακας 1:50.000. Τα χωρικά κριτήρια βασίστηκαν σε τοπογραφικούς δείκτες ανάλυσης πεδίου που προσδιορίζουν ζώνες συγκέντρωσης της απορροής και στην εγγύτητα με υδάτινες επιφάνειες σε μικρής κλίσης, σχεδόν επίπεδες, κ.α.. Αυτές οι ζώνες συμπεριλαμβάνουν τις θέσεις εγκατάστασης των εκτροφείων γουνοφόρων ζώων, τα λιμναία οικοσυστήματα (όπως η λίμνη της Καστοριάς), ζώνες μείωσης του πληθυσμού της ορινθοπανίδας και περιοχές που παρατηρείται αρπαγή οικόσιτων ζώων ενώ υποδηλώνουν τον χωρικό τόπο δυναμικής εξάπλωσης τους. Προτείνεται η χωροθέτηση θέσεων εγκλωβισμού – σύλληψης με σιδερένιες παγίδες, εντός του ενδιαιτήματος που προσδιορίστηκε με χωρικά κριτήρια και η καταγραφή της συχνότητας εγκλωβισμού για μια περίοδο 3 ετών έτσι ώστε να εκτιμηθεί τόσο ο πληθυσμός τους όσο η δυναμική του.

ΛΕΞΕΙΣ ΚΛΕΙΔΙΑ: Αμερικάνικο βιζόν, , Εισβλητικά είδη, Χωρική ανάλυση.

Summary

The aim of the dissertation is to derive a conceptual approach for habitat detection of specific invasive species that will take the form of appropriate rules. This effort will parameterize the problem variables and allow either a) the formalization in GIS environment, or b) to determine the spatial data requirements to solve the problem.

An attempt was made to record the habitat of the mink. First, an attempt was made to approximate the habitat from bibliographic references that identified a set of spatial rules. Subsequently, the conceptual designation was transferred to specific areas of the Greek territory such as Prefecture of Kastoria (Mink) where appropriate, the territorial rules were implemented in geographic data with and field visits.

The demarcation of the Mink habitat in the Prefecture of Kastoria was based on spatial criteria that were implemented on available geographic data at a scale of 1: 50,000. The spatial criteria were based on topographic field analysis indicators that identify drainage zones and proximity to low-slope water, almost flat, etc. These zones include the locations of fur farm animals, lake ecosystems (such as the Kastoria lake), areas of population decline and the areas where domestic cattle are being caught, while suggesting their spatial potential for spreading. It is proposed to place trapping / trapping locations with iron traps within the habitat determined by spatial criteria and to record the incidence frequency for a period of 3 years in order to estimate both their population and their dynamics.

KEYWORDS: American mink, Invasives species, Spatial reasoning.

Ευχαριστίες

Με την παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή ολοκληρώνω την παρακολούθησή μου στο Μεταπτυχιακό πρόγραμμα «Διαχείριση και Προστασία Περιβάλλοντος» του Ανοικτού Πανεπιστημίου Κύπρου.

Θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά όλους όσους με βοήθησαν και συμπαραστάθηκαν στην εκπόνηση της διατριβής μου και ιδιαίτερα τους καθηγητές μου, Γεώργιο Μηλιαρέση (ΔΠΠ51, και επιβλέποντα της διπλωματικής), Δημήτριο Σαρρή (ΔΠΠ50) και Ιωάννη Βογιατζάκη (ΔΠΠ61).

Ιδιαίτερες ευχαριστίες εκφράζονται και στην οικογένειά μου και τους φίλους μου για την βοήθεια και συμπράξασή τους κατά τη διάρκεια του μεταπτυχιακού προγράμματος.

ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ ΣΧΗΜΑΤΩΝ

Σχήμα 1. Σχηματική απεικόνιση των φάσεων μεταξύ της εισαγωγής ενός οργανισμού σε μια τοποθεσία μέσω της ανθρώπινης δράσης και της ίδρυσης και πολλαπλασιασμού του σε φυσικά (μη διαταραγμένα) περιβάλλοντα. Η ικανότητα ενός συγκεκριμένου είδους να ξεπεράσει μια σειρά εμποδίων στο νέο περιβάλλον καθορίζει την τρέχουσα (όχι κατ' ανάγκη τελική) του κατάσταση ως ξένη. Αυτό το σχήμα αντικειμενικά ορίζει τα "casual", "naturalized" και "invasive" είδη [προσαρμοσμένα από τους Richardson et al. (2002a)].

Σχήμα 2. Παραδείγματα χωροκατακτητικών ειδών στην Ευρώπη με μεγάλο αντίκτυπο . (A) γκρίζο σκίουρο (*Sciurus carolinensis*), εγγενής στη Βόρεια Αμερική, © Jeschke; (B) χήνα του Καναδά (*Branta canadensis*), επίσης ιθαγενή στη Βόρεια Αμερική, © Jeschke; (C) το γιγαντιαίο ηράκλειο το σφονδύλιο (*Heraclium mantegazzianum*), που προέρχεται από την περιοχή του Καυκάσου, © Denholm, NJ Τμήμα Γεωργίας, Bugwood.org. (D) Νεογωβιός μελανόστομος (*Neogobius melanostomus*), που προέρχεται από τις θάλασσες της Κασπίας, της Μαύρης και της Αζοφικής, © Μονάδα Βιολογίας Συστημάτων του Aquatic, TUM. (E) κοινή αμβροσία (*Ambrosia artemisiifolia*), που προέρχεται από τη Βόρεια Αμερική, © Bodner, Southern Weed Science Society, Bugwood.org. (F) Αμερικάνικη караβίδα (*Pacifastacus leniusculus*), που προέρχεται από τη Βόρεια Αμερική, © Aquatic Systems Biology Unit, TUM.

ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 1. Ορισμένες σημαντικές οδοί εισαγωγής για μη γηγενή χερσαία ζώα, χερσαία φυτά και υδρόβιους οργανισμούς.

Πίνακας 2. Οι κατηγοριοποιήσεις Corine

ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ ΕΙΚΟΝΩΝ

Εικόνα 1. Εννοιολογικό πρότυπο των επιστημονικών θεμάτων που αποτελούν τις βάσεις για το ερευνητικό πρόγραμμα Ekoklim και αυτό το Ειδικό Θέμα.

Εικόνα 2. Αμερικάνικο βιζόν (*Neovison vison*).

Εικόνα 3. Χάρτης που δείχνει την επέκταση του Αμερικάνικου βιζόν (*Neovison vison*) παγκοσμίως.

Εικόνα 4. Διαθεσιμότητα EU-DEM (Copernicus-Land 2018).

Εικόνα 5. Το ΨΥΜΕ σε κλίμακα 1:450000, με τις τιμές του υψομέτρου να είναι στο εύρος 572 έως 2377 m (όσο φωτεινότερες οι διαβαθμίσεις του γκριζου, τόσο μεγαλύτερες οι τιμές του υψομέτρου).

Εικόνα 6. Ο χάρτης σκιασμένου ανάγλυφου της περιοχής μελέτης που οπτικοποιεί την γεωμορφολογία και φυσιογραφία του Νομού Καστοριάς

Εικόνα 7. Ισοϋψείς καμπύλες ανά 50 m που προήλθαν από το ΨΥΜΕ σε κλίμακα 1:240000.

Εικόνα 8. Τα όρια της διοικητικής διαίρεσης σε υπέρθεση σε τοπογραφικό χάρτη (OSM 2018).

Εικόνα 9. Χωρική κατανομή των καλύψεων- γης Corine στην περιοχή μελέτης.

Εικόνα 10. Τοπογραφικός δείκτης υγρασίας με εύρος τιμών 2.8 (μαύρο) έως 22.6 (λευκό).

Εικόνα 11. Απόσταση από τις γραμμές απορροής με εύρος τιμών 0 (λευκό) έως 591 m (μαύρο).

Εικόνα 12. Βάθος κοιλάδων με εύρος τιμών 0 (μαύρο) έως 437 m (λευκό)

Εικόνα 13. Σχετική τοπογραφική θέση ως προς την κλίση του εδάφους με εύρος τιμών 0 (μαύρο→ πάνω σε περιοχές ελάχιστης κλίσης) έως 1 (λευκό, πάνω σε περιοχές μέγιστης κλίσης).

Εικόνα 14. Λίμνες και γραμμές απορροής

Εικόνα 15. Χωρική συνθήκη για τον τοπογραφικό δείκτη υγρασίας ("dem_topo_wetness_index@1" > 7)

Εικόνα 16. Χωρική συνθήκη για το βάθος κοιλάδων ("dem_valley_depth@1" > 40)

Εικόνα 17. Χωρική συνθήκη για την απόσταση από τις γραμμές απορροής ("dem_channel_network_distance@1" < 100)

Εικόνα 18. Χωρική συνθήκη για την σχετική τοπογραφική θέση ως προς την κλίση του εδάφους ("dem_Relative_slope_position@1" < 0.5)

Εικόνα 19. Η συνέλευση των τεσσάρων χωρικών βιοφυσικών ερωτημάτων (οι ζώνες που απεικονίζονται λευκές), βιοφυσική επίλυση.

Εικόνα 20. Οι λευκές περιοχές αντιστοιχούν σε υψόμετρο μικρότερο από 1000μ και σε υπέρθεση είναι ισοϋψείς καμπύλες που απεικονίζονται με διαφορετικά χρώματα ανάλογα με το υψόμετρο.

Εικόνα 21. Συναλήθευση βιοφυσικής επίλυσης (Εικόνα 19) και συνθήκης υψομέτρου (Εικόνα 20)

Εικόνα 22. Υπέρθεση των ισοϋψών καμπυλών στην συναλήθευση της βιοφυσικής επίλυσης με την συνθήκη υψομέτρου.

Εικόνα 23. Οι μαύρες ζώνες αντιστοιχούν σε αστική γη η σε ζώνες γυμνές από βλάστηση

Εικόνα 24. Η τελική επίλυση - συναλήθευση της συνθήκης για την κάλυψη- χρήση γης (Εικόνα 22) μετατοπογραφικά – βιοφυσικά κριτήρια (Εικόνα 21).

Εικόνα 25. Χωρικό ενδιαίτημα Βιζόν σε διανυσματική μορφή στον Νομό Καστοριάς και οι οικιστικές συγκεντρώσεις Αργος Ορεστικών, Καστοριά, Νεστόριον Χιλιόνδεντρον.

Εικόνα 26. Χωρικό ενδιαίτημα Βιζόν σε διανυσματική μορφή στον Νομό Καστοριάς και οι οικιστικές συγκεντρώσεις Αργος Ορεστικών, Καστοριά, Νεστόριον Χιλιόνδεντρον σε υπέρθεση στο υδρογραφικό δίκτυο.

Εικόνα 27. Χωρικό ενδιαίτημα Βιζόν σε διανυσματική μορφή στον Νομό Καστοριάς και οι οικιστικές συγκεντρώσεις Αργος Ορεστικόν, Καστοριά, Νεστόριον Χιλιόνδεντρον και σε υπέρθεση ψηφιακές ισοΰψείς καμπύλες.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

Περίληψη.....	iE
rror! Bookmark not defined.	
Summary.....	iv
1. Εισαγωγή.....	1
1.1 Εισαγωγή.....	1
1.2 Ιθαγενείς και εισβλητικά «παρασιτικά» είδη.....	6
1.2.1 Πότε ένας οργανισμός είναι ιθαγενής και πότε εισβλητικός.....	7
1.3 Η ιστορία και τα προβλήματα που δημιουργούν τα εισβλητικά είδη.....	10
1.4 Πότε ένα εισβλητικό είδος γίνεται άγριο, πολιτογραφημένο, διεισδυτικό;.....	13
1.5 Πιέσεις & απειλές για τη βιοποικιλότητα σε παγκόσμιο, κοινοτικό και περιφερειακό επίπεδο.....	15
1.6 Τα εισβλητικά είδη και η διάσταση που έχουν λάβει στον ελληνικό χώρο.....	16
1.7 Σημασία και Αναγκαιότητα της Διατριβής.....	19
1.8 Σκοπός της Διατριβής.....	20
1.8.1 Σκοπός της διατριβής.....	20
1.8.2 Προσδοκώμενα αποτελέσματα.....	20
1.8.3 Βασικά ερευνητικά ερωτήματα.....	20
1.8.4 Αρχικά Προτεινόμενη Μεθοδολογία.....	21
Κεφάλαιο	
Δεύτερο.....	Error!
Bookmark not defined.2	

2. Βιβλιογραφική	
Ανασκόπηση.....	Error! Bookmark not defined.2
2.1 Εισαγωγή.....	22
2.2 Τα εισβλητικά είδη στις Ηνωμένες πολιτείες	23
2.3 Εισβλητικά είδη στην Ευρώπη: οικολογία, κατάσταση και πολιτική.....	23
2.3.1 Η διαδικασία εισβολής.....	25
2.3.2 Εισαγωγικές οδοί.....	27
2.3.3 Χαρακτηριστικά των ιδιαίτερα εισχωρημένων περιοχών.....	33
2.4 Χαρακτηριστικά των εισβλητικών ειδών.....	37
2.5 Αριθμός καθιερωμένων εισβλητικών ειδών στην Ευρώπη.....	42
2.6 Επιπτώσεις των εισβλητικών ειδών στην Ευρώπη.....	44
2.7 Η πολιτική των εισβλητικών ειδών στην Ευρώπη.....	49
3. Μεθοδολογία.....	52
3.1 Αμερικάνικο βιζόν.....	55
3.2 Προσδιορισμός ενδιαιτήματος του βιζόν (Ν. Καστοριάς).....	59
3.2.1 Νοηματικό πλαίσιο.....	59
3.2.2 Ελεύθερα γεωγραφικά δεδομένα.....	61
3.2.2.1 ΨΥΜΕ EU-DEM.....	61
3.2.2.2 Διοικητικές διαιρέσεις.....	65
3.2.2.3 Καλύψεις και χρήσεις γης CORINE.....	66
3.2.2.4 Βιοφυσικές Τοπογραφικές παράμετροι.....	68
4. Αποτελέσματα.....	73

5.Σχολιασμός, Αξιολόγηση ,Συμπεράσματα.....	79
5.1 Συμπεράσματα.....	84
Βιβλιογραφία.....	86
A. Ελληνική Βιβλιογραφία.....	86
B. Διαδυκτιακές Αναφορές.....	86
Γ. Ξένη Βιβλιογραφία.....	87

Κεφάλαιο 1

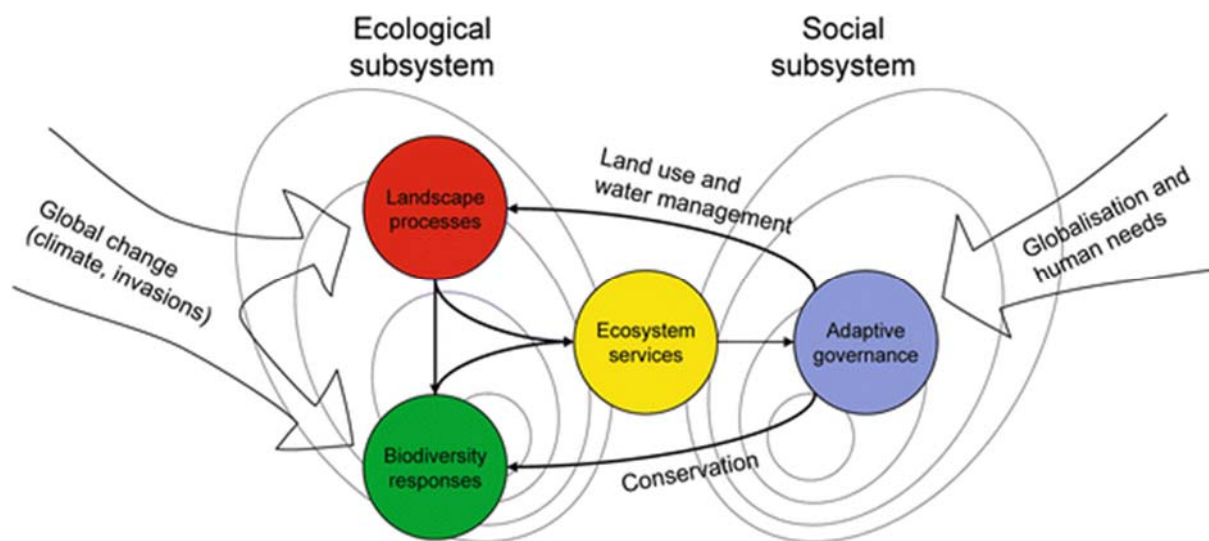
Εισαγωγή

1.1 Εισαγωγή

Η αύξηση του ανθρώπινου πληθυσμού και η συνακόλουθη αύξηση της χρήσης των πόρων υπήρξαν σημαντικοί παράγοντες της παγκόσμιας αλλαγής από το 1800 περίπου, με αποτέλεσμα ο ρυθμός εξαφάνισης των ειδών να αυξηθεί αισθητά πάνω από το βασικό επίπεδο (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Steffen et al. 2007). Τις τελευταίες δεκαετίες, η κλιματική αλλαγή και οι συνακόλουθες επιπτώσεις στη βιοποικιλότητα για τις ανθρώπινες κοινωνίες έχουν λάβει μεγάλο πολιτικό και επιστημονικό ενδιαφέρον. Αυτές οι προφανείς αλλαγές στο κλίμα έχει ως αποτέλεσμα να δημιουργήσουν αλλοιώσεις στη χλωρίδα και την πανίδα μας οι οποίες θα οδηγήσουν σε αυξανόμενες ανησυχίες για περαιτέρω απώλειες ποικιλομορφίας ειδών που προέρχονται από κατακερματισμένους πληθυσμούς και από την εισαγωγή των εισβλητικών ειδών με αποτέλεσμα την ανησυχία σχετικά με τις επιπτώσεις των απωλειών στη γενετική ποικιλομορφία που οφείλονται στο μειωμένο μέγεθος του πληθυσμού (Keeley 1993). Ωστόσο, ενώ η κλιματική αλλαγή αναμένεται να καταστεί η δεύτερη σημαντική κινητήρια δύναμη της παγκόσμιας αλλαγής της βιοποικιλότητας κατά τον εικοστό πρώτο αιώνα, η χρήση της γης προβλέπεται να παραμείνει η σημαντικότερη κινητήρια δύναμη (Sala et al., 2000). Η απώλεια της βιοποικιλότητας αλλάζει τη δομή και τη λειτουργία των οικοσυστημάτων και αυτό μπορεί με τη σειρά του να επηρεάσει τις ανθρώπινες κοινωνίες μέσω αλλαγών στην παροχή υπηρεσιών των οικοσυστημάτων (Cardinale et al., 2012), δηλαδή ιδιότητες οικοσυστήματος που απαιτούν και χρησιμοποιούν οι κοινωνίες (Fisher et al. 2009).

Για την αντιμετώπιση τέτοιων προκλήσεων απαιτείται έρευνα για να κατανοηθεί η αλληλεπίδραση μεταξύ των πολλαπλών οδηγών, της βιοποικιλότητας και των υπηρεσιών του οικοσυστήματος σε τοπικό επίπεδο σε περιφερειακές κλίμακες (Foley et al., 2011).

Η έρευνα πραγματοποιείται γύρω από τέσσερις στενές αλληλεπιδρούσες ομάδες: τις διαδικασίες τοπίου, τις απαντήσεις στη βιοποικιλότητα, τις υπηρεσίες οικοσυστήματος και την προσαρμοστική διακυβέρνηση (Εικόνα 1).



Εικόνα 1. Εννοιολογικό πρότυπο των επιστημονικών θεμάτων που αποτελούν τις βάσεις για το ερευνητικό πρόγραμμα Ekoklim και αυτό το Ειδικό Θέμα (Foley et al., 2011).

Μια βασική προϋπόθεση της έρευνας είναι ότι η πολυπλοκότητα του τρόπου με τον οποίο η αλλαγή του κλίματος και της χρήσης γης επηρεάζει τα οικολογικά και κοινωνικά συστήματα, καθώς και την πολυπλοκότητα της κοινωνίας να χειρίζεται και να μετριάσει τις επιπτώσεις αυτών απαιτούν ερευνητική συνεργασία μεταξύ πολλαπλών κλάδων. Υπάρχουν αρκετά πρόσφατα παραδείγματα τέτοιων περιπλοκών που αντιμετωπίζονται από τέτοιες έρευνες. Η αλλαγή χρήσης γης συνδέεται συχνά με την αλλαγή της χρήσης του νερού, η οποία με τη σειρά της μπορεί να έχει επιπτώσεις στην κυκλοφορία του νερού στο τοπίο καθώς και στο τοπικό και περιφερειακό κλίμα (Destouni et al., 2013). Στο βιοτικό περιβάλλον, τα είδη μπορούν να ανταποκριθούν στην αλλαγή είτε μέσω εξέλιξης, προσαρμογής σε νέες συνθήκες, είτε μέσω εντοπισμού κατάλληλων συνθηκών μέσω της διασποράς. Ωστόσο, τα είδη με υψηλά ποσοστά διασποράς μπορεί στην πραγματικότητα να αυξήσουν την απώλεια βιοποικιλότητας μεγάλης κλίμακας σε απόκριση της αλλαγής του κλίματος, καθώς μπορεί να γίνουν διεισδυτικά και να οδηγήσουν άλλα είδη σε εξαφάνιση μέσω των αλλαγών και των αλληλεπιδράσεων αυτών των ειδών (Norberg et al., 2012). Επιπλέον, ο αντίκτυπος της κλιματικής αλλαγής στη βιοποικιλότητα θα πρέπει να διαφέρει ανάλογα με την κατάσταση ορισμένων ειδών στο οικοσύστημα, οι οποίες εκτελούν ρυθμιστικές λειτουργίες του

οικοσυστήματος, ενώ η δύναμη των αποτελεσμάτων μπορεί να τροποποιηθεί από τη χρήση της γης (Ripple κ.ά. . 2014). Η επίδραση των δράσεων διαχείρισης με στόχο τη διατήρηση της βιοποικιλότητας μπορεί επίσης να ποικίλει λόγω των τοπικών κλιματικών και βιοτικών συνθηκών (Sletvold et al., 2013). Τέλος, οι επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στις ανθρώπινες κοινωνίες θα εξαρτηθούν από τις στρατηγικές αντιμετώπισής τους, οι οποίες με τη σειρά τους βασίζονται στην ποιότητα των διαθέσιμων πληροφοριών και στην ικανότητα λήψης τεκμηριωμένων αποφάσεων (Boyd et al., 2013).

Την περίοδο της αποικιοποίησης του κόσμου, οι άνθρωποι μετακινούσαν πολλά είδη μαζί τους, σκόπιμα ή τυχαία (Castrì 1989, Mooney and Hobbs, 2000, Carlton 2003). Μέχρι πρόσφατα, η μετακίνηση των ειδών που πραγματοποιούσε ο άνθρωπος ήταν σχετικά λίγα είδη και οι μετακινήσεις ήταν γενικά αργές, σε βραχυπρόθεσμες αποστάσεις και σε σχετικά μικρούς αριθμούς. Μια τέτοια κίνηση οδήγησε σίγουρα σε μεταβολές των κατανομών πολλών ειδών, τόσο στη διασπορά όσο και στην τροποποίηση των οικοσυστημάτων. Άλλες τέτοιες αλλαγές εντοπίστηκαν ως επί το πλείστον, μερικές φορές με επέκταση στην άκρη του φυσικού εύρους ειδών. Τεχνολογικές καινοτομίες που επέτρεψαν στους ανθρώπους να κινηθούν όχι μόνο οι ίδιοι, αλλά σχεδόν οποιοδήποτε άλλο είδος σε όλο τον κόσμο πολύ πιο γρήγορα και σε μεγαλύτερο αριθμό όχι μόνο σε ποσοτική αλλαγή αλλά και σε ποιοτική αλλαγή στον τρόπο με τον οποίο οι ανθρώπινες επιπτώσεις επέδρασαν στον βιοτικό κόσμο (di Castrì, 1989). Σημαντικοί βιογεωγραφικοί φραγμοί που είχαν διαχωρίσει τους βιοτόπους διαφόρων περιοχών του κόσμου για χιλιετίες παραβιάστηκαν πολύ εύκολα. Οι πολιτιστικοί δεσμοί και οι αναδυόμενες περιφερειακές και παγκόσμιες οικονομίες έχουν σφυρηλατηθεί και μυριάδες οδών πολυπλοκότητας κατά μήκος των οποίων μετακινούνται τα είδη σε όλο τον κόσμο (Ruiz and Carlton, 2003).

Πολλά μέρη του κόσμου διαθέτουν τώρα περισσότερα είδη τα οποία εξελίχθηκαν σε απομακρυσμένες περιοχές από ό, τι αυτόχθονα σε ορισμένες ταξονομικές ομάδες (Rejmánek 1996). Δεν είναι μόνο ο αριθμός των ειδών που μετακινούνται σε όλο τον κόσμο που έχουν αυξηθεί δραματικά, αλλά και ο αριθμός των ατόμων διαφορετικών ειδών και ο χαρακτήρας των αλληλεπιδράσεων τους μεταξύ των ειδών ιθαγενών και εισβλητικών (Keane and Crawley, 2002).

Επίσης, η αύξηση του χρόνου από την εισαγωγή για μεγάλους αριθμούς εισβλητικών ειδών σήμαινε ότι πολλά από αυτά ήταν ικανά να μετακινηθούν μέσα στα επιφανειακά σύνολα

τους, μόνα τους ή με τη βοήθεια των ανθρώπων ή άλλων ειδών (Kowarik 1995, Wu et al., 2003, Pyšek et al., 2004b). Πολλά εισβλητικά είδη είχαν το χρόνο να προχωρήσουν σε πολλά ενδιατήματα και να επωφεληθούν από σποραδικά γεγονότα που μπορεί να τους δώσουν τη βάση ή να τους επιτρέψουν να αυξηθούν σε αριθμό και εύρος (Rolls, 1985, di Castri, 1989).

Τα εισβλητικά είδη παρείχαν στους ανθρώπους τροφή, ίνες, καταφύγια και πολιτιστικούς δεσμούς με την περιοχή προέλευσης τους. Πολλά από αυτά εμφανίζονται στην αρχή μιας καλλιέργειας, ή αλλιώς καλλιεργώντας ένα ευρύ φάσμα των εισβλητικών ειδών (Mack, 2000). Η μετάβαση από την προβολή των εισβλητικών ειδών ως ευπρόσδεκτων συνιστωσών του ζωντανού οργανισμού στην τρέχουσα κατάσταση όπου, στα περισσότερα μέρη του κόσμου, πολλές από τις πιο ανησυχητικές ασθένειες, τα παράσιτα και τα ζιζάνια είναι τα εισβλητικά είδη (Lonsdale 1999).

Πολλά εισβλητικά είδη είναι αναμφισβήτητα ουσιώδη για την ανθρώπινη επιβίωση και την ευημερία. Για παράδειγμα, εκτιμάται ότι το 95% της παραγωγής τροφίμων στις ΗΠΑ εξαρτάται από τα εισβλητικά είδη φυτών και ζώων (Pimentel 2002). Από την άλλη πλευρά, σε πολλά μέρη του κόσμου, οι βλαβερές συνέπειες των εισβλητικών ειδών είναι ευρέως αναγνωρισμένα και πολυεπίπεδα προγράμματα (τοπικά-περιφερειακά-εθνικά-διεθνή) όπου βρίσκονται σε εξέλιξη για να μειωθούν οι σημερινές και οι πιθανές μελλοντικές επιπτώσεις τους σχετικά του μικρού αριθμού εισβλητικών ειδών που προκαλούν προβλήματα (Daehler and Carino 2001, McNeeley et al. 2001). Οι περισσότεροι άνθρωποι συμφωνούν ότι κάποια εισβλητικά είδη είναι επιβλαβή και ότι απαιτούνται εκτεταμένες και ακριβές παρεμβάσεις για την αντιμετώπιση των σημερινών πληθυσμών τέτοιων ειδών και για να μειωθεί η πιθανότητα άλλων εισβλητικών ειδών να γίνουν ενοχλητικά (Ewel et al., 1999). Αυτές οι προφυλάξεις, είναι γενικά αποδεκτές, πρέπει να αφορούν εισβλητικά είδη που έχουν ήδη εισαχθεί και ίσως διαδεδομένα ενδεχομένως με ορισμένες ευεργετικές ιδιότητες, καθώς και τα πολλά δυνητικά ενοχλητικά είδη δεν έχουν εισαχθεί ακόμη. Συγκρούσεις συμφερόντων υπάρχουν σχεδόν σε όλες τις περιπτώσεις όπου τα εισβλητικά είδη τα οποία θεωρούνται προβληματικά και αποτελούν το επίκεντρο της διαχειριστικής δράσης.

Η διαχείριση των εισβλητικών ειδών πρέπει να ανταγωνίζεται για πόρους με πολλές άλλες προτεραιότητες σε διαφορετικά επίπεδα διακυβέρνησης και στους τομείς της διατήρησης του περιβάλλοντος, της γεωργίας, της δασοκομίας, της αλιείας κλπ. Για το λόγο αυτό, η αντικειμενική κατηγοριοποίηση και ιεράρχηση των εισβλητικών ειδών για τη δράση και την

διαχείριση αποτελεί βασικό στοιχείο της οικοδόμησης πολιτικών και βιώσιμων στρατηγικών. Στον πυρήνα οποιουδήποτε αντικειμενικού συστήματος ιεράρχησης στον τομέα αυτό πρέπει να υπάρχει σαφής κατανόηση των βασικών βιολογικών, οικολογικών, βιογεωγραφικών εννοιών σχετικά με την πολιτογράφηση και την εισβολή των εισβλητικών ειδών (Davis and Thompson 2000, Richardson et al., 2000b, Daehler 2001, Rejmánek et al., 2002, Pyšek et al., 2004a).

1.2 Ιθαγενείς και εισβλητικά είδη.

Όταν οι οργανισμοί παρουσιάζουν αύξηση σε αφθονία, πυκνότητα ή γεωγραφική έκταση, αυτό μπορεί να θεωρηθεί ακατάλληλο ή προβληματικό και οι οργανισμοί αυτοί μερικές φορές ονομάζονται «εισβλητικά», «προβληματικά είδη», «ζιζάνια» κλπ. Σε πολλές περιπτώσεις, οι περιοχές όπου η παρουσία, η αφθονία, η πυκνότητα ή οι «επιπτώσεις» θεωρούνται ακατάλληλες. Σε τέτοιες περιπτώσεις, ραγδαία αύξηση της εμβέλειας, της αφθονίας ή της πυκνότητας και των επακόλουθων επιπτώσεων οφείλονται σε διαταραχές των οικοσυστημάτων που προκαλούνται από τον άνθρωπο. Παράγοντες που οδηγούν τακτικά σε τέτοιες αλλαγές περιλαμβάνουν αλλοιωμένες διαταραχές (Hobbs and Huenneke 1992, Davis et al., 2000, Shea and Chesson, 2002), ή προσθήκες και αφαιρέσεις ζώντων οργανισμών, οδηγούνται στην μείωση της δυναμικής ενός οικοσυστήματος (Vitousek and Walker 1989). Οι φυσικές διακυμάνσεις του κλίματος και άλλων παραγόντων οδηγούν σε βραδύτερες μετατοπίσεις της εμβέλειας, μετρήσιμες στην κλίμακα των αιώνων, αντί ετών ή δεκαετιών (Williamson, 1996).

Τα «Weedy» ιθαγενή είδη έχουν μερικές φορές σημαντικές επιπτώσεις και αποτελούν το αντικείμενο εντατικών και δαπανηρών προσπαθειών διαχείρισης (Williamson 1998). Παραδείγματα που περιλαμβάνουν την ευρεία επέκταση των φυσικών πεύκων (κυρίως *Pinus edulis* και *Pinus monophylla*) στην αμερικανική νοτιοδυτική και την παρόμοια επέκταση και συμπύκνωση των φυσικών *acacias* (π.χ. *Acacia karroo*) σε περιοχές της νότιας Αφρικής, οι οποίες οφείλονται σε μεγάλο βαθμό στην αυξημένη βόσκηση και στον ανταγωνισμό των δένδρων από τα χόρτα. Εκτεταμένη εξάπλωση του *Calamagrostis villosa* στις εκτάσεις που έχουν αποψιλωθεί λόγω της ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην Κεντρική Ευρώπη (Pyšek, 1992). Η εξάπλωση του αστεροειδούς βοτάνου, *Dittrichia viscosa* σε οικοτόπους της Μεσογείου (Wacquant, 1990), ή πολλά ζιζάνια σε αγροτική γη (Williamson, 1998). Πολλά είδη ιθαγενών ειδών έχουν υποστεί μεγάλες σειρές από βλάβες στο οικοσύστημα τους, εν μέρει, ως αποτέλεσμα στις αλλαγές που οφείλονται στον άνθρωπο και πως επηρεάζει τα οικοσυστήματα.

Οι «εισβολές» των ιθαγενών ειδών έχει προταθεί ως καταλληλότερος όρος για τον προσδιορισμό της εξάπλωσης των ιθαγενών ειδών, (Pyšek et al., 2004a), αν και συχνά αδιαμφισβήτητα προβλήματα που δικαιολογούν την σημαντική προσπάθεια διαχείρισης, συνήθως δεν κατατάσσονται ως κύριες απειλές για τη βιοποικιλότητα και τη λειτουργία του

οικοσυστήματος. Η αυξημένη εξάπλωση ορισμένων εισβλητικών ειδών έχει προκαλέσει σοβαρές βλάβες στα οικοσυστήματα παγκοσμίως. Οι εισβολές που αφορούν εισβλητικά είδη είναι θεμελιωδώς διαφορετικά από αυτά που αφορούν ιθαγενή είδη. Οι εισβολές των εισβλητικών ειδών απαιτούν διαφορετικές στρατηγικές διαχείρισης.

Η απάντηση στα δύο παραπάνω ερωτήματα είναι ναι. Παρόλο που οι βασικές διεργασίες με τις οποίες τα ιθαγενή και τα εισβλητικά είδη αυξάνονται σε αφθονία και γεωγραφική έκταση ορισμένες περιπτώσεις είναι οι ίδιες, τα εισβλητικά είδη έχουν ορισμένα χαρακτηριστικά που απαιτούν ιδιαίτερη προσοχή. Παραδείγματος χάρη, τα ιθαγενή είδη συνήθως έχουν το πλήρες συμπλήρωμα των συν-εξελισσόμενων αμοιβαίων και φυσικών εχθρών, ενώ τα εισβλητικά είδη εισάγονται συχνά χωρίς να έχουν πολλά από αυτά (Richardson et al., 2000a). Η «υπόθεση απελευθέρωσης του εχθρού» (Keane and Crawley, 2002) πρόκειται όταν τα εισβλητικά είδη συχνά επιτυγχάνουν όταν αφήνονται μακριά από τους εχθρούς τους και μεταφέρονται σε μια νέα περιοχή επειδή εκεί θα έχουν το πλεονέκτημα έναντι των ιθαγενών ειδών των οποίων η απόδοση περιορίζεται, σε κάποιο βαθμό, από την παρουσία των εχθρών τους. Πρόσφατες μελέτες έδειξαν ότι τα εισβλητικά είδη διαφέρουν από τα ιθαγενή στις σχέσεις τους με τους οργανισμούς άλλων ειδών (Chittka and Schürkens 2001, Klironomos 2002). Αυτό μπορεί να τους προσφέρει ανταγωνιστικά πλεονεκτήματα κατά την εισβολή.

1.2.1 Πότε ένας οργανισμός είναι ιθαγενής και πότε εισβλητικός;

Είδη από όλες τις ταξινομικές ομάδες οργανισμών που υπάρχουν οι περισσότερες έχουν μεταφερθεί σε όλο τον κόσμο μέσω ανθρώπινων δραστηριοτήτων. Ο βαθμός στον οποίο μπορούν να χαρακτηριστούν με ακρίβεια τα είδη σε έναν συγκεκριμένο ζωντανό πληθυσμό ως «ιθαγενή» ή «εισβλητικό» ποικίλλει σημαντικά για διάφορες μεγάλες ταξινομικές ομάδες και για διάφορα μέρη του κόσμου. Ορισμένες ταξινομικές ομάδες, κυρίως αγγειακά φυτά και σπονδυλωτά ζώα, περιγράφονται σχετικά καλά και υπάρχουν εύλογες λίστες ειδών για πολλές περιοχές του κόσμου (Randall 2002). Τέτοια ταξινομική ανάλυση είναι απαραίτητη για τον προσδιορισμό των ειδών που ανήκουν σε μια συγκεκριμένη περιοχή ή εισβλητικό (Pyšek et al., 2004a).

Για τις ταξινομικές ομάδες για τις οποίες συχνά δεν υπάρχουν λεπτομερείς κατάλογοι ειδών, είναι πολύ πιο δύσκολο να καθοριστεί εάν ένα είδος είναι ιθαγενές σε μια δεδομένη περιοχή ή έχει φτάσει μέσω της μεταφοράς από τους ανθρώπους. Αυτό ισχύει για πολλές ομάδες

μικρότερων οργανισμών, ιδιαίτερα μικροοργανισμών όπως ιοί, βακτηρίδια, μύκητες, άλγη και πρωτόζωα, αλλά και οι περισσότερες ομάδες αρθροπόδων και πλαγκτόν (Frank and McCoy 1992, 1995). Έλλειψη βασικών ταξινομικών μονογραφιών και βιογεωγραφικών πληροφοριών, πολλά είδη πρέπει να φέρουν την ένδειξη «κρυπτόγραμμα», δηλαδή άγνωστης προέλευσης - μη αποδεδειγμένα ιθαγενή ή εισβλητικά (Carlton 1996).

Οι βιολογικές επιδρομές θεωρούνται γενικά στο επίπεδο των ειδών, δηλαδή τα είδη είναι ιθαγενή ή εισβλητικά. Υπάρχει, ωστόσο, αυξανόμενη συνειδητοποίηση ότι οι εισβολές στο επίπεδο των γονιδίων είναι επίσης ένα μείζον ζήτημα (Petit 2004). Η εξάπλωση των εισβλητικών γονότυπων εντός του εύρους των μελών του δικού τους είδους υπήρξαν οι αποκαλούμενες «κρυπτικές εισβολές» (Saltonstall 2002). Ο ενδομερής υβριδισμός μεταξύ ιθαγενών και εισβλητικών ειδών πιστεύεται ότι δρα σε πολλές περιπτώσεις ως ερέθισμα για την εισβολή (Abbott 1992, Ernst 1998, Ellstrand and Schierenbeck 2000, Huey et al., 2000, Willis et al., 2000, Daehler and Carino 2001, Lee 2002). Παραδείγματα αυξημένης ισχύος των υβριδίων σε σχέση με τους γονείς περιλαμβάνουν τα taxa στα φυτά Sparta (Daehler and Strong 1994, 1996), *Carpobrotus* (Vila and D'Antonio 1998), (*Reynoutria* et al., 2003), και για τα ζώα, ταξινομικά taxa στο γένος *Orconectes* (Perry et al., 2001). Ο υβριδισμός περιπλέκει επίσης την αναζήτηση οριστικών κριτηρίων για την ταξινόμηση των ειδών ως ιθαγενών ή εισβλητικών. Επί του παρόντος, δεν υπάρχει σαφής συμφωνία σχετικά με τον τρόπο αντιμετώπισης του προβλήματος του υβριδισμού που προκαλούν τα εισβλητικά είδη, αλλά είναι καταλληλότερο να εξεταστούν τα προβλήματα του υβριδισμού με τα εισβλητικά είδη που εμπλέκονται (Crawley et al., 1996, Pyšek et al., 2004a).

Εκτός από τα προβλήματα ταξινομικής επίλυσης και εισβολών στο γονιδιακό επίπεδο κατά την προσπάθεια ταξινόμησης των ειδών ως ιθαγενών ή εισβλητικών, υπάρχει το πρόβλημα της γεωγραφικής κλίμακας. Οι οργανισμοί που καταλήγουν σε οικοτόπους στους οποίους δεν υπήρχαν πριν από τα πρώτα διαθέσιμα αρχεία μπορούν να εκτιμηθούν από οικολογική άποψη ή από βιογεωγραφικούς ή ανθρωποκεντρικές προοπτικές (Williamson 1993, 1996, Rejmánek 1995, 2000). Σε βιολογικές εισβολές προτιμάται η βιογεωγραφική προοπτική (Rejmánek 1995, 2000, Pyšek et al., 2004a). Ωστόσο, είναι σκόπιμο να εξεταστεί ένα εισβλητικό είδος σε μια ήπειρο, σε μια χώρα, σε ένα κράτος ή σε μια επαρχία, σε μια βιογεωγραφική ζώνη. Δεν υπάρχει οριστική απάντηση σε αυτή την ερώτηση. Είναι σαφές ότι η επίλυση του συγκεκριμένου προβλήματος απαιτεί αυθαίρετα όρια και ένα μέτρο πραγματοποίησης, ιδίως όταν η κατηγοριοποίηση καθοδηγείται από απαιτήσεις για την

διαμόρφωση αυτής της πολιτικής. Η καλύτερη λύση εξαρτάται από τον σκοπό της αξιολόγησης. Εφόσον οι περισσότερες πολιτικές διατυπώνονται για την εφαρμογή σε επίπεδο πολιτικών οντοτήτων, η διχοτόμηση των ιθαγενών έναντι των εισβλητικών ειδών συζητείται συνήθως για τέτοιες γεωγραφικές μονάδες.

Σε πολλές περιπτώσεις τα πολιτικά όρια δεν είναι ένα ιδανικό πλαίσιο επειδή δεν αντιστοιχούν σε βιογεωγραφικές ζώνες που θέτουν βιολογικά και οικολογικά εμπόδια τα οποία είναι κρίσιμα στις βιολογικές εισβολές (Richardson et al., 2000b).

Ωστόσο, υπάρχει μία μόνο πηγή με πληροφορίες που ταξινομούνται κατά τέτοιο τρόπο: στον Νέο Άτλαντα της Βρετανικής και της Ιρλανδικής Χλωρίδας (Preston et al., 2002) που δίνουν ακριβείς πληροφορίες για τον αριθμό των εισβλητικών και ιθαγενών περιστατικών που καταγράφηκαν για κάθε είδος φυτού. Τέτοιες πληροφορίες βελτιώνουν σημαντικά τις δυνατότητες για αναλύσεις των εισβλητικών ειδών χλωρίδας επειδή, σε συνδυασμό με τα περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά, τα δεδομένα μπορούν να εξεταστούν σε μια λεπτότερη κλίμακα (Pyšek et al., 2004a).

1.3 Η ιστορία και τα προβλήματα που δημιουργούν τα εισβλητικά είδη.

Σημαντικά προβλήματα με τα εισβλητικά είδη είναι ένα σχετικά πρόσφατο φαινόμενο. Στα περισσότερα μέρη του κόσμου, οι μεγαλύτερες επιπτώσεις παρατηρήθηκαν μόνο κατά τα τελευταία 50 χρόνια. Υπάρχουν μερικά εξέχοντα παραδείγματα εκτεταμένων εισβολών, πιθανώς με επιπτώσεις, οι οποίες χρονολογούνται πολύ περισσότερο.

Πρέπει να αναπτυχθούν μέσα σε πολλά μέρη του κόσμου για την αντιμετώπιση των εισβλητικών ειδών, πέρα από τις ασυντόνιστες προσπάθειες σε τοπικό επίπεδο, ώστε να αποφευχθούν οι αυξήσεις των ειδών και οι διάφορες επιπτώσεις σε επίπεδο οικοσυστήματος. Τέτοιες μέθοδοι χρειάστηκαν ταυτόχρονα σε χωρικές κλίμακες που κυμαίνονται από τοπία σε ηπείρους και σε χρονικές κλίμακες ημερών ή εβδομάδων, σε χρόνια, δεκαετίες ή και περισσότερο. Η βιασύνη για την ανάπτυξη οικονομικά αποδοτικών στρατηγικών διαχείρισης προέκυψε περίπου την ίδια στιγμή που οι οικολόγοι και οι βιογεωγράφοι άρχισαν να εκτιμούν τόσο τις σημαντικές δυνατότητες των εισβλητικών ειδών να διαταράζουν τη λειτουργία των οικοσυστημάτων όσο και τις ευκαιρίες που προσέφεραν οι βιολογικές εισβολές για τη μελέτη βασικών θεμάτων όπως βιογεωγραφία και οικολογία. Ως εκ τούτου, οι οικολόγοι δεν ήταν εξοπλισμένοι κατάλληλα για να παρέχουν καλά διαμορφωμένες θεωρίες και εννοιολογικά πλαίσια για την υποστήριξη αναδυόμενων στρατηγικών διαχείρισης.

Αυτό οδήγησε σε ορισμένες καταστροφές, π.χ. τη χρήση γενικευμένων θηρευτών για βιολογικό έλεγχο ορισμένων σπονδυλωτών και επίσης οδήγησε σε μεγάλη σύγχυση εξαιτίας της υιοθέτησης μιας μπερδεμένης σειράς όρων που χρησιμοποιούνται για την περιγραφή διαφορετικών κατηγοριών εισβλητικών ειδών.

Ένα ορόσημο στη συντονισμένη καταπολέμηση των εισβλητικών παρασίτων ήταν η καθιέρωση της Διεθνούς Σύμβασης για την Προστασία των Φυτών (IPPC) το 1951 που αναθεωρήθηκε το 1979 και το 1997. Η IPPC είναι μια διεθνής συνθήκη, ο σκοπός της οποίας είναι η εξασφάλιση κοινής και αποτελεσματικής δράσης για την πρόληψη της εξάπλωσης και της εισαγωγής παρασιτικών φυτών και φυτικών προϊόντων ώστε να προωθήσουν κατάλληλα μέτρα για τον έλεγχό τους. Η σύμβαση επεκτείνεται στην προστασία της φυσικής χλωρίδας

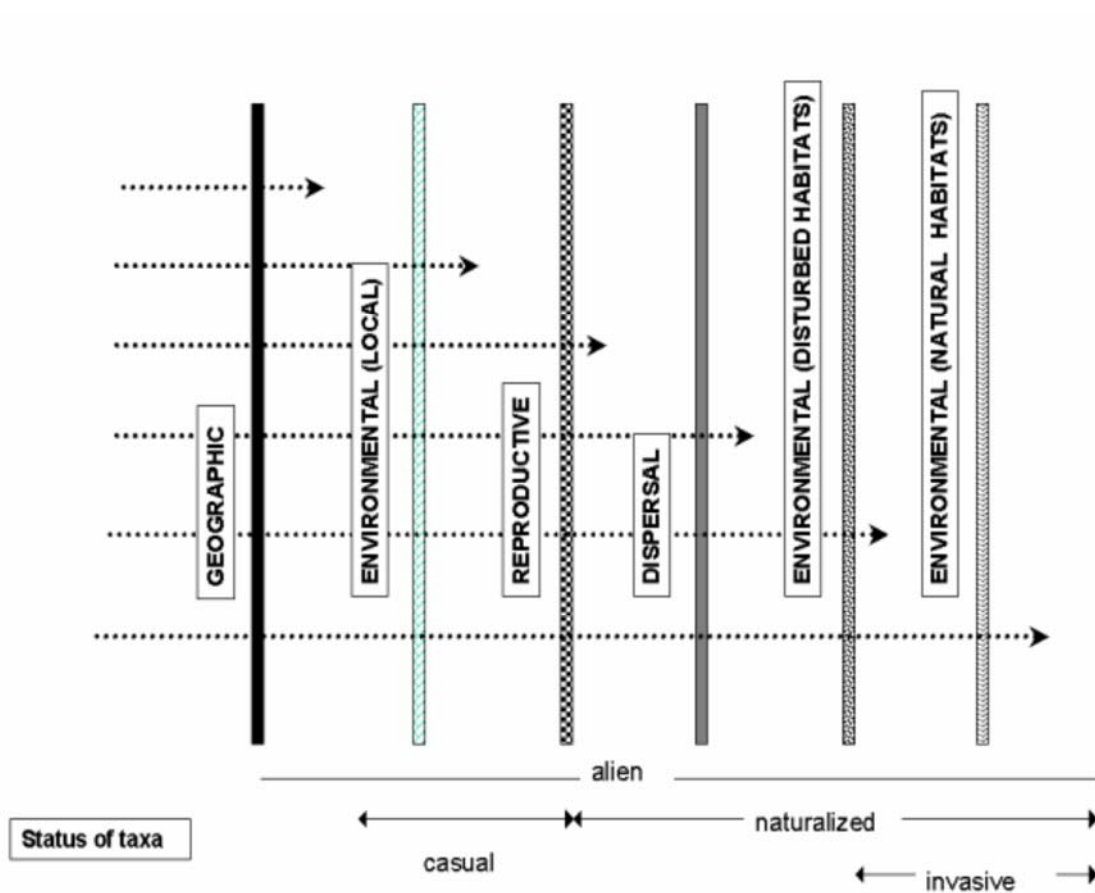
και των φυτικών προϊόντων. Τα συμβαλλόμενα μέρη τηρούν τις υποχρεώσεις IPPC μέσω των ενεργειών και των πολιτικών της εθνικής και περιφερειακής φυτοπροστασίας και οργανώσεων.

Η εμφάνιση σημαντικών εθνικών και διεθνών πρωτοβουλιών για την διαχείριση των διεισδυτικών εισβλητικών ειδών, ειδικά σε φυσικά και ημιφυσικά οικοσυστήματα, έχει εστιάσει την προσοχή στην ανάγκη για σαφείς έννοιες και ορολογία όπου να διακρίνει είδη επιβλαβών οργανισμών ξένης προέλευσης από άλλα μη φυσικά, αλλά ευεργετικά ή καλοήθη, είδη και από ιθαγενή είδη. Εμφανή παραδείγματα διεθνών προγραμμάτων που επικεντρώνονται στα εισβλητικά είδη περιλαμβάνουν τα Πρόγραμμα για τα παγκόσμια εισβλητικά είδη και της Παγκόσμιας Ένωσης Συντήρησης (IUCN) ειδική ομάδα ειδικών για τα Πρόγραμμα είδη. Το IPPC ήταν αρχικά που απευθύνεται σε μεγάλο βαθμό στη γεωργία και την επισιτιστική ασφάλεια, αλλά εφαρμόζει τώρα τις κατευθυντήριες γραμμές τις στην προστασία μη καλλιεργούμενων φυτών και οικοτόπων. Ο κίνδυνος παρασίτων και η ανάλυση για τους παράγοντες καραντίνας, αναθεωρήθηκε το 2003 για να συμπεριλάβει ένα νέο συμπληρωματικό το οποίο παρέχει περισσότερες λεπτομέρειες σχετικά με την «ανάλυση των περιβαλλοντικών κινδύνων». Τα περιφερειακά προγράμματα περιλαμβάνουν το Περιφερειακό Περιβαλλοντικό Πρόγραμμα του Νότιου Ειρηνικού και εθνικές και περιφερειακές πρωτοβουλίες το οποίο το συμπεριλάμβανε στην Εθνική στρατηγική ζιζανίων στην Αυστραλία, την πρωτοβουλία «Προστατεύστε τη Νέα Ζηλανδία» στη Νέα Ζηλανδία , το πρόγραμμα «Εργασία για το νερό» και το πρόγραμμα για τις σχετικές πρωτοβουλίες στη Νότια Αφρική και το Εθνικό Συμβούλιο Εισαγωγών Ειδών στις ΗΠΑ. Πολλές μη κυβερνητικές οργανώσεις με ένα ενδιαφέρον για ζητήματα διατήρησης σε παγκόσμιο επίπεδο αντιμετωπίζει θέματα που σχετίζονται με τα εισβλητικά είδη. Σημαντικά παραδείγματα περιλαμβάνουν το Invasive The Nature Conservancy μια πρωτοβουλία για τα είδη που βρίσκονται στις ΗΠΑ. Να σημειωθεί ότι η γεωγραφική κατανομή των πρωτοβουλιών αυτών αντικατοπτρίζει την έκταση του προβλήματος που εμφανίζεται με την παρουσία των εισβλητικών ειδών σε διάφορες περιοχές του κόσμου.

Όλοι οι παραπάνω οργανισμοί επικεντρώνονται σε εισβλητικά είδη που έχουν σημαντικό αντίκτυπο στη βιοποικιλότητα, τη λειτουργία των οικοσυστημάτων και την ανθρώπινη ευημερία. Στους ιστοτόπους και στα έγγραφα πολιτικής αυτών των οργανώσεων, τα «εισβλητικά είδη» τείνουν να χαλαρώνουν εξίσου με τα «εισβλητικά είδη που προκαλούν ζημιά». Όπως θα δούμε παρακάτω υπάρχουν ορισμένα προβλήματα στην εφαρμογή αυτού του ορισμού στην πράξη.

1.4 Πότε ένα εισβλητικό είδος γίνεται επικίνδυνο

Υπάρχουν δύο κύριες ομάδες ορισμών του «εισβλητικού» (Richardson et al., 2000b, Daehler 2001, Davis and Thompson 2001, Rejmánek et al., 2002; Colautti and McIsaac 2004, Pyšek et al., 2004a) και αφορούν το διάστημα μεταξύ της εισαγωγής ενός οργανισμού σε μια τοποθεσία μέσω της ανθρώπινης δράσης και της ίδρυσης και πολλαπλασιασμού του σε φυσικά μη διαταραγμένα περιβάλλοντα:



Σχήμα 1. Σχηματική απεικόνιση των φάσεων μεταξύ της εισαγωγής ενός οργανισμού σε μια τοποθεσία μέσω της ανθρώπινης δράσης και της ίδρυσης και πολλαπλασιασμού του σε φυσικά (μη διαταραγμένα) περιβάλλοντα. Η ικανότητα ενός συγκεκριμένου είδους να ξεπεράσει μια σειρά εμποδίων στο νέο περιβάλλον καθορίζει την τρέχουσα κατάσταση του. Αυτό το σχήμα αντικειμενικά ορίζει τα "casual", "naturalized" και "invasive" είδη (Richardson et al., 2002a).

1. Εκείνοι που βασίζονται σε «βιολογικές - οικολογικές» αρχές και περισσότερο ή λιγότερο αντικειμενικά και μετρήσιμα κριτήρια - τα χωροκατακτητικά είδη αποτελούν ένα υποσύνολο πολιτογραφημένων ειδών που παράγουν αναπαραγωγικούς απογόνους, συχνά σε πολύ μεγάλο αριθμό, είναι σε θέση να διασκορπιστούν σε μεγάλες αποστάσεις από τους γονείς και έτσι η πιθανότητα διάδοσης σε μια μεγάλη περιοχή (Richardson et al., 2000b, Pyšek et al., 2004a). Το πλεονέκτημα αυτού του ορισμού είναι ότι μπορούν να οριστούν «εισβολικά» ταξινομικά, χρησιμοποιώντας εύλογα αντικειμενικά κριτήρια, ανάλογα με τη θέση τους κατά μήκος της συνεχούς «εισβολής» (Richardson et al., 2000b) όπως φαίνεται στο Σχήμα 1.
2. Η δεύτερη κατηγορία ορισμών μπορεί να συγκεντρωθεί κάτω από την επικεφαλίδα «ανθρωποκεντρικά» - τα εισβλητικά είδη είναι εκείνα που είναι ξένα προς το υπό εξέταση οικοσύστημα και η εισαγωγή των οποίων προκαλεί ή ενδέχεται να προκαλέσει, οικονομική ή περιβαλλοντική βλάβη στην ανθρώπινη υγεία (Richardson et al., 2000b, Pyšek et al., 2004a). Ένα σημαντικό πρόβλημα με αυτόν τον ορισμό είναι ότι πολλές επιπτώσεις δεν είναι ευκόλως ευδιάκριτες. Η ελλείπει αντικειμενικών κριτηρίων για τη σύγκριση των επιπτώσεων διαφορετικών ειδών σε διαφορετικά οικοσυστήματα, έχουν καθοριστεί με βάση το νόημα τους. Σε ποιο στάδιο η εισβολή μπορεί να θεωρηθεί ότι ένας εισβλητικός οργανισμός προκαλεί «βλάβη». Δεδομένου του προβλήματος που είναι εγγενές στην πρόβλεψη των εισβλητικών ειδών που είναι πιθανόν να εισβάλλουν, πώς μπορούμε να αποφασίσουμε ποια είδη είναι πιθανό να προκαλέσουν βλάβη. Εντούτοις, ο ορισμός που υιοθετείται από το GISP αναφέρει: "Τα εισβλητικά είδη είναι μη φυσικοί οργανισμοί που προκαλούν ή έχουν τη δυνατότητα να προκαλέσουν, βλάβη στο περιβάλλον, στις οικονομίες ή στην ανθρώπινη υγεία".

Μια πιο ευανάγνωστη ανασκόπηση της συζήτησης σε αυτό το θέμα, η οποία ασχολείται με ζητήματα όπως το εάν είναι πρακτικό ή επιθυμητό να περιληφθεί ο αντίκτυπος ως αναπόσπαστο μέρος της ορισμός του «εισβλητικού» ή όχι και οι αποκλίσεις μεταξύ της επιστημονικής και της γενικής χρήσης του όρου παρέχονται από τον Carlton (2002).

Η πιο έντονη και προκλητική συζήτηση σχετικά με τον ορισμό των «εισβλητικών» ειδών εστιάστηκε στα φυτά. Αυτό πιθανότατα οφείλεται στο γεγονός ότι υπάρχουν γενικά πολύ πιο ακριβή γεωγραφικά δεδομένα διαθέσιμα για τα φυτικά είδη από ό, τι για τα περισσότερα

άλλα είδη οργανισμών. Αυτό οφείλεται εν μέρει στο γεγονός ότι οι περισσότερες εγκαταστάσεις παραμένουν ακίνητες και περιμένουν να μετρηθούν, επιτρέποντας την ακριβή χαρτογράφηση των πληθυσμών τους. Η αξιολόγηση των γεωγραφικών περιοχών είναι γενικά πολύ πιο δύσκολη για τα ζώα, ακόμη και για τα μεγάλα είδη.

Παρόλο που ο όρος «εισβλητικά» έχει χάσει το ακριβές νόημά του μέσω της περίπλοκης χρήσης, είναι πιθανό να παραμείνει σε ευρεία χρήση, ειδικά στους κοινωνικοπολιτικούς κύκλους. Μερικοί εξέχοντες οικολόγοι εγκαταλείπουν τον όρο «επεμβατική» ως επιστημονική έννοια.

1.5 Πιέσεις & απειλές για τη βιοποικιλότητα σε παγκόσμιο, κοινοτικό και περιφερειακό επίπεδο.

Η βιοποικιλότητα και οι υπηρεσίες των οικοσυστημάτων παρ' όλο που υπόκεινται σε μεταβολές οι οποίες οφείλονται σε φυσικά αίτια, οι τρέχουσες αλλαγές και ιδιαίτερα ο σημερινός ρυθμός εξαφάνισης ειδών, ο οποίος εκτιμάται ότι είναι 100 έως 1000 φορές μεγαλύτερος (Pimm et al 1995), οφείλονται στην ανθρώπινη δραστηριότητα κατά κύριο λόγο. Παγκοσμίως, η Αξιολόγηση της Χιλιετίας (Millennium Ecosystem Assessment 2005), εντοπίζει τις κυριότερες άμεσες αιτίες για τη μείωση της βιοποικιλότητας και τις περιγράφει ως εξής:

- η καταστροφή ή η αλλαγή και ο κατακερματισμός των ενδιαιτημάτων, περιλαμβανομένων των αλλαγών χρήσεων γης, των διευθετήσεων των ποταμών και των απολήψεων του νερού, με την ανάπτυξη υποδομών και την απώλεια των κοραλλιογενών σχηματισμών και την βλάβη στον πυθμένα των θαλασσών από συρόμενα αλιευτικά εργαλεία.
- με την εισβολή εισβλητικών ειδών, όπου παρατηρείτε αύξηση από τις όλο και περισσότερες μετακινήσεις λόγω εμπορίου και ταξιδιών, συμπεριλαμβάνεται σε αυτό το πρόβλημα και ο τουρισμός.
- η υπερεκμετάλλευση των ειδών και των φυσικών πόρων μέσω της συγκομιδής τους είτε είναι νόμιμη είτε παράνομη.
- οι ασθένειες, με την εξάπλωση παθογόνων οργανισμών όπου μεταφέρονται από τις μετακινήσεις, το εμπόριο και τις μονοκαλλιέργειες.
- την ρύπανση – ατμοσφαιρική, χερσαία και υδατική – από διάφορες εκπομπές και από τα απόβλητα από τις ανθρώπινες δραστηριότητες.
- η κλιματική αλλαγή, η οποία αποτελεί τον πιο αβέβαιο και συνάμα τον πιο δύσκολα αναστρέψιμο παράγοντα.

Εξετάζοντας τα βαθύτερα αίτια που βρίσκονται πίσω από τους παραπάνω παράγοντες, τότε όλα οδηγούν στα ανθρωπογενή γενεσιουργά αίτια (European Environment Agency 2007).

Περίπου 50.000 φυτικά, ζωικά και μικροβιακά εισβλητικά είδη υπάρχουν στις Ηνωμένες Πολιτείες και περίπου 500.000 φυτικά, ζωικά και μικροβιακά εισβλητικά είδη έχουν εισβάλει σε άλλα έθνη του κόσμου. Αμέσως, πρέπει να επισημανθεί ότι η αμερικανική και η παγκόσμια γεωργία εξαρτώνται από την εισαγωγή καλλιεργειών, τροφίμων και ζώων.

Περίπου το 99% όλων των καλλιεργειών και των ζώων σε όλα τα έθνη εισάγουν σκοπίμως φυτά, ζώα και μικρόβια (Pimentel 2002). Σε παγκόσμιο επίπεδο, η αξία της γεωργίας εκτιμάται ότι ανέρχεται συνολικά σε 30 τρισεκατομμύρια δολάρια ετησίως. Άλλα εξωτικά είδη έχουν εισαχθεί για την αποκατάσταση του τοπίου, τον βιολογικό έλεγχο των παρασίτων, τον αθλητισμό και την επεξεργασία τροφίμων, συμβάλλοντας επίσης σημαντικά στα οφέλη. Ο υπολογισμός των αρνητικών οικονομικών επιπτώσεων που συνδέονται με την εισβολή εξωτικών ειδών είναι δύσκολος.

1.6 Τα εισβλητικά είδη και η διάσταση που έχουν λάβει στον ελληνικό χώρο.

Επικίνδυνα έντομα, άγρια θηλαστικά, επεκτατικά φυτά από όλες τις γωνιές του πλανήτη, έχουν εισβάλλει στην Ελλάδα, επιδεικνύοντας μοναδική προσαρμοστικότητα. Το φαινόμενο αυτό δεν είναι ελληνική αποκλειστικότητα. Τα εισβλητικά είδη της άγριας ζωής σε όλο τον πλανήτη, ακολουθούν τις διαδρομές των ανθρώπων εποικίζοντας διαρκώς νέες περιοχές. Έχει υπολογιστεί ότι ήδη στην Ευρώπη υπάρχουν 10000 εισβλητικά είδη, ενώ στη χώρα μας ξεπερνάνε τα 1000. Η εξάπλωση αυτών των ειδών προκαλείται κατά κύριο λόγο από τις ανθρώπινες δραστηριότητες, την ναυσιπλοΐα, το εμπόριο, τον τουρισμό και την πώληση καλλωπιστικών φυτών και άγριων ζώων. Οι επιδράσεις από την άφιξη αυτών των ειδών ποικίλλουν από την απλή προσαρμογή μέχρι την εκτεταμένη καταστροφή οικοτόπων αλλά και των αφανισμό αυτοχθόνων οργανισμών.

Το φαινόμενο αυτό μοιάζει να μεγαλώνει όλο και πιο πολύ προκαλώντας τον προβληματισμό και το ενδιαφέρον των επιστημόνων. Προβληματισμό σε πολλές περιπτώσεις για τα αποτελέσματα τα οποία είναι καταστροφικά αλλά και ενδιαφέρον γιατί τέτοιες εισβολές αποτελούν μοναδική ευκαιρία μελέτης των κανόνων της φυσικής επιλογής. Πολλοί βιολόγοι υποστηρίζουν, ότι όλες αυτές οι εισβολές αποτελούν αποτέλεσμα της ίδιας της φυσικής επιλογής, καθώς μέρος της αποτελεί και ο *Homo sapiens*. Άλλωστε, τα εισβλητικά είδη χρησιμοποιούνται στις περισσότερες καλλιέργειες στη χώρα μας (πατάτες, καλαμπόκια, εσπεριδοειδή) ή ακόμα και οι κατοικίδιες γάτες που ως απόλυτοι κυνηγοί περιφέρονται στις πόλεις και τα χωριά. Οι περισσότεροι επιστήμονες, εντούτοις, τάσσονται ξεκάθαρα απέναντι σ' αυτή την μαζική εισβολή, προσπαθώντας να αντιμετωπίσουν τα σημαντικά προβλήματα που κάποια από αυτά τα είδη δημιουργούν στη φύση αλλά και στις ανθρώπινες

δραστηριότητες. Παρακάτω παρουσιάζονται κάποια από τα πιο χαρακτηριστικά παραδείγματα εισβλητικών ειδών που βρέθηκαν στη χώρα μας.

Το αμερικάνικο βιζόν - *Mustela vison*. Το αμερικανικό βιζόν είναι ένας πολύ πετυχημένος κυνηγός, αποτελώντας τεράστια απειλή για τα οικοσυστήματα. Ήδη στην Ευρώπη έχει εκτοπίσει το ευρωπαϊκό βιζόν, ενώ ανάμεσα στα θηράματα του είναι μικρά θηλαστικά, πουλιά, ερπετά. Στη χώρα μας ζει ελεύθερα στις Πρέσπες και φαίνεται ότι αποτελεί παλιό δραπέτη από τα γουναράδικα της περιοχής. Η πρακτική της ελευθέρωσης ζώων από ακτιβιστές προσθέτει περισσότερα προβλήματα, καθώς πρόκειται για ιδιαίτερα ευπροσάρμοστο ζώο που μέσα σε λίγα χρόνια μπορεί να αλλάξει την όψη των ημιορεινών βιοτόπων της χώρας.

Ο βουβαλοβάτραχος - *Lithobates-catesbeianus*. Με καταγωγή από την Βόρεια Αμερική αυτός ο γιγάντιος βάτραχος (μήκος έως και 18 εκ.), τρέφεται με οποιοδήποτε ζώο χωράει στο στόμα του. Φίδια, ψάρια, βατράχια, τρωκτικά, πουλιά, έντομα, νυχτερίδες, κ.α. Έχει εισαχθεί στη λίμνη Αγιάς, κοντά στα Χανιά, όπου έχει εκτοπίσει τον σπάνιο, ενδημικό κρητικό βάτραχο.

Η κοκκινοχοιράδα - *Trachemys scripta*. Η γνωστή νεροχελώνα με τους κόκκινους κροτάφους. Έχει εισβάλλει σε δεκάδες υγροτόπους της χώρας και η παρουσία της έχει εκτοπίσει γρήγορα τους πληθυσμούς από τις ντόπιες βαλτοχελώνες και ποταμοχελώνες. Χαρακτηριστικό παράδειγμα της άγνοιας αυτών που τις αγοράζουν και τις ευθύνες όσων τις πουλούν. Η πώληση τους έχει απαγορευτεί από την Ε.Ε

Το ηλιόψαρο - *Lepomis gibbosus*. Η εισαγωγή στις λίμνες και στα ποτάμια μας, εισβλητικών ειδών ψαριών, αποτελεί ένα από τα μεγαλύτερα και άγνωστα οικολογικά εγκλήματα που έχουν γίνει στη χώρα μας. Στην προσπάθεια μας να αυξηθεί το εισόδημα των ντόπιων ψαράδων, απλά καταφέραμε να εξαφανίσουμε από πολλούς υγροτόπους τα σπάνια αυτόχθονα είδη ψαριών. Το ηλιόψαρο είναι ίσως ο πιο χαρακτηριστικός εκπρόσωπος αυτών των ειδών. Ένα ψάρι άρπαγας, ιδιαίτερα ευπροσάρμοστο που τρέφεται με τα αυγά άλλων ψαριών. Ζει στις λίμνες Καστοριάς, Πρέσπες, Κερκίνη, Ζάζαρη και Πετρών.

Το φυτό *Solanum elaeagnifolium*. Με καταγωγή και αυτό από την Αμερική έχει αρχίσει να κατακλύζει τις περιοχές κοντά στα φρύγανα. Ιδιαίτερα ανθεκτικό και προσαρμοστικό -έχει

παρατηρηθεί ότι από μία ρίζα ενός εκατοστού μπορεί να φυτρώσει άτομο- απειλεί τον χαρακτηριστικό τύπο των μεσογειακών οικοσυστημάτων της μακίας και των φρυγάνων, φυτρώνοντας εκεί που θα έπρεπε να υπάρχουν θυμάρια, ρίγανες και ασφάκες.

Ο γερμανός - *Siganus luridus*. Το επεκτατικό αυτό ψάρι της θάλασσας, πήρε το όνομα του από τους γερμανούς κατακτητές, καθώς εμφανίστηκε στη χώρα μας την εποχή της κατοχής. Έκτοτε έχει κατακλύσει τις νοτιοανατολικές μας θάλασσες, προκαλώντας τεράστια προβλήματα στους παράκτιους αλιείς. Η ημερήσια μετανάστευση κοπαδιών χιλιάδων ατόμων από τα βαθιά στα ρηγά, παγιδεύει τα ψάρια στα δίχτυα. Πολλές φορές οι ψαράδες πετάνε τα δίχτυα, γιατί το πρώτο ραχιαίο αγκάθι του γερμανού περιέχει μια τοξίνη που προκαλεί μικρό οίδημα.

Το έντομο *Rhynchophorus ferrugineus*. Ο καταστροφέας του φοίνικα. Τα θηλυκά γεννάνε πάνω από 200 αυγά στο εσωτερικό του φοίνικα, τα οποία μόλις εκκολαφθούν σε μικρές κάμπιες, αρχίζουν να τρώνε το εσωτερικό του φοίνικα, δημιουργώντας μεγάλα τούνελ, ξεραίνοντας έτσι το δέντρο. Οι περισσότεροι έχουν δει τους νεκρούς φοίνικες που στέκονται με τα φύλλα ξεραμένα. Ένα πρόβλημα που απειλεί ιδιαίτερα σημαντικά φοινικοδάση στη Κρήτη.

Ο πράσινος παπαγάλος - *Psittacula krameri*. Ο πράσινος παπαγάλος, ιδιαίτερα προσαρμοστικός, έχει αρχίσει να αυξάνεται επικίνδυνα. Ακόμα βέβαια παραμένει στα στενά πλαίσια των πόλεων, αλλά αν βγει λίγο έξω προς τις καλλιέργειες είναι ικανός να τις ξεκάνει καθώς τρέφεται με μια τεράστια γκάμα καρπών και ανθέων. Ήδη στην Βρετανία έχουν καταστρέψει εκατοντάδες καρποφόρα δέντρα.

Ο φύκος *Caulerpa racemosa*. Μία από τις πιο γνωστές και παλιές περιπτώσεις εισβολής που μέχρι τώρα έχει καταστρέψει μεγάλο κομμάτι από τους βυθούς μας. Η *Caulerpa* κατάγεται από την Αυστραλία και λέγεται ότι δραπετεύσε στην Μεσόγειο από τα εργαστήρια του Ινστιτούτου Ωκεανογραφίας του Μονακό. Ιδιαίτερα απειλητικό για τα λιβάδια της Ποσειδωνίας καθώς δημιουργεί ένα πυκνό πλέγμα το οποίο στην κυριολεξία «πνίγει» όποιον οργανισμό προσπαθήσει να αναπτυχθεί.

Ο ασημένιος λαγοκέφαλος - *Lagocephalus sceleratus*. Ένα ψάρι-μετανάστης από τη διώρυγα του Σουέζ. Πολύ όμορφο ψάρι αλλά και εξαιρετικά επικίνδυνο. Κάποια όργανα του

είναι πολύ τοξικά και μπορεί να επιφέρουν τον θάνατο, αν φαγωθούν. Περιστατικά θανατηφόρου δηλητηρίασης έχουν καταγραφεί στο Ισραήλ και στον Λίβανο. Αν και ακόμα σπάνιο τα μικρά του είδους τείνουν να ακολουθούν άλλα κοπαδιάρικα είδη και έτσι ψαρεύονται μαζί με μαρίδες και γόπες. Διαβάζοντας τα παραπάνω, κάποιος μπορεί να καταλήξει στο συμπέρασμα ότι τα ελληνικά οικοσυστήματα απειλούνται άμεσα. Αυτό μπορεί να συμβαίνει για κάποιους οικοτόπους πραγματικά, αλλά είναι ακόμα νωρίς να βγάλει κανείς συμπεράσματα. Η μαζική εισβολή εισβλητικών ειδών είναι πρόσφατη και συμβαίνει τώρα. Κάποια είδη είναι επικίνδυνα, κάποια προσαρμόζονται χωρίς επιπτώσεις και κάποια δεν τα καταφέρνουν. Η φύση, όπως πάντα, θα βρει τον τρόπο να ισορροπήσει.

1.7 Σημασία και Αναγκαιότητα της Διατριβής

Με δεδομένη την κλιματική αλλαγή που μαζί με την υπερθέρμανση και την σταδιακή άνοδο της στάθμης της θάλασσας αποτελούν τις κύριες επιπτώσεις της, κρίνεται απαραίτητο να μελετηθεί αν είναι δυνατό να προσδιοριστεί το ενδιαίτημα εισβλητικών ειδών από γεωγραφικά δεδομένα στον Ελλαδικό χώρο. Τα εισβλητικά είδη ήδη είναι μια πραγματικότητα και έχουν αρχίσει να επηρεάζουν τον χώρο των ενδημικών ειδών. Αυτή η προσπάθεια είτε θα παραμετροποιήσει τις μεταβλητές του προβλήματος και θα επιτρέψει την επίλυση του στο περιβάλλον του GIS είτε θα καθορίσει τις ανάγκες και τον προσδιορισμό του νοηματικού πλαισίου και των χωρικών δεδομένων για να επιλυθεί το πρόβλημα.

1.8 Σκοπός της Διατριβής

1.8.1 Σκοπός της διατριβής

Ο σκοπός της διατριβής είναι να γίνει μια νοηματική προσέγγιση του προβλήματος του εντοπισμού του ενδιαιτήματος κάποιων εισβλητικών ειδών στον Ελλαδικό χώρο που θα έχει την μορφή χωρικών κανόνων που παραμετροποιούν το πρόβλημα. Στην συνέχεια αυτοί οι χωρικοί κανόνες θα υλοποιηθούν σε γεωγραφικών σύστημα πληροφοριών στα διαθέσιμα ελεύθερα γεωγραφικά δεδομένα.

1.8.2 Προσδοκώμενα αποτελέσματα

Αυτή η προσπάθεια είτε θα παραμετροποιήσει τις μεταβλητές του προβλήματος και θα επιτρέψει την επίλυση του στο περιβάλλον του GIS προσδιορίζοντας την πιο ευνοϊκή χωρική γειτονιά και την ανάπτυξη των συγκεκριμένων εισβλητικών ειδών είτε θα καθορίσει τις ανάγκες για τον προσδιορισμό του νοηματικού πλαισίου ή/και των χωρικών γεωγραφικών δεδομένων για να επιλυθεί το πρόβλημα.

1.8.3 Βασικά ερευνητικά ερωτήματα

- Είναι δυνατή η νοηματική προσέγγιση του προβλήματος που αφορά τον προσδιορισμό του ενδιαιτήματος ενός εισβλητικού είδους από την βιβλιογραφία
- Είναι δυνατή η τυποποίηση του προβλήματος με μια σειρά ποιοτικών –ποσοτικών χωρικών κανόνων.
- Υπάρχει διαθεσιμότητα από κατάλληλα γεωγραφικών δεδομένων έτσι ώστε να ποσοτικοποιηθεί και να προσδιοριστεί το ενδιαίτημα συγκεκριμένου εισβλητικού είδους σε περιβάλλον γεωγραφικού πληροφοριακού συστήματος.

1.8.4 Αρχικά Προτεινόμενη Μεθοδολογία

- Νοηματική πρόσληψη του προβλήματος και των αλληλο-συσχετιζόμενων γεωγραφικών παραμέτρων του.
- Εντοπισμός κατάλληλων γεωγραφικών δεδομένων.
- Σύθεση των επιπέδων πληροφορίας και των παράγωγων τους.
- Τυποποίηση του προβλήματος-χωρικά ερωτήματα
- Ανάλυση γεωχωρικών δεδομένων όπως ψηφιακά μοντέλα εδάφους, δορυφορικές εικόνες, χάρτες καλύψεων χρήσεων γης κ.α. που διατίθενται ελεύθερα στο νοηματικό πλαίσιο του θέματος της διατριβής με χρήση ελεύθερου λογισμικού ανοικτού κώδικα.

Κεφάλαιο 2

2. Βιβλιογραφική Ανασκόπηση

2.1 ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η βιολογική εισβολή ενός εισβλητικού είδους είναι η διαδικασία με την οποία ένα είδος εισάγεται, σκόπιμα ή ακούσια, σε μια νέα γεωγραφική περιοχή όπου πολλαπλασιάζεται και ευημερεί ενάντια στα ενδημικά- ντόπια είδη (Ricciardi 2007, Davis 2009). Εκτός από το ιστορικό τους εύρος τέτοια είδη περιγράφονται ως εισβλητικά. Για διάφορους λόγους, η μεγάλη πλειοψηφία των εισαγόμενων εισβλητικών οργανισμών αποτυγχάνει στην εξάπλωση τους (Carlton 1999). Πολλοί από εκείνους που εγκαθιστούν αυτοσυντηρούμενους πληθυσμούς δεν εξαπλώνονται πολύ ή πολύ γρήγορα πέρα από το σημείο εισαγωγής τους και συχνά δεν έχουν εμφανείς επιπτώσεις στο περιβάλλον τους (Margarita Arianoutsou – Farangitaki 2015). Ωστόσο, ένα μικρό ποσοστό εισβλητικών ειδών γίνεται εισβλητικό, δηλαδή μπορεί να εξαπλωθεί επιθετικά ή και να έχει ισχυρές περιβαλλοντικές επιπτώσεις. Τα εισβλητικά είδη είναι ένα παγκόσμιο πρόβλημα τα οποία αποτελούν τεράστια απειλή για τη φυσική βιοποικιλότητα, την κανονική λειτουργία των οικοσυστημάτων, τους φυσικούς πόρους, τις περιφερειακές οικονομίες και την ανθρώπινη υγεία (Crooks 2005, Sol et al. 2002). Ως εκ τούτου, δημιουργούν μια μεγάλη ανησυχία για τη διατήρηση και τη διαχείριση και είναι το επίκεντρο ενός πολύ παραγωγικού διεπιστημονικού πεδίου που ονομάζεται οικολογία εισβολής.

Στην Ελλάδα έχουν παρατηρηθεί ανάλογα φαινόμενα εισαγωγής εισβλητικών ειδών τα οποία είτε αποτελούν κίνδυνο ή θα αποτελέσουν δυνητικό κίνδυνο για την εγχώρια πανίδα σε συνδυασμό με την επερχόμενη κλιματική αλλαγή (The- alien flora of Greece 2010, Zenetos A. et al. 2009). Το κάθε εισβλητικό είδος έχει ένα ενδιαίτημα που δυνητικά μπορεί να παραμετροποιηθεί με γεωγραφικές και βιοφυσικές παραμέτρους όπως το υψόμετρο, η υγρασία, οι βροχοπτώσεις, οι καλύψεις γης, η θερμοκρασία κλπ. Άρα με την εισαγωγή κατάλληλων χωρικών ερωτημάτων στο περιβάλλον ενός συστήματος γεωγραφικών

πληροφοριών που μπορούν δυνητικά να προσομοιωθούν τα ενδιαυτήματα των υπομελέτης εισβλητικών ειδών.

2.2 Τα εισβλητικά είδη στις Ηνωμένες πολιτείες

Περίπου 50.000 εισβλητικών ειδών εκτιμάται ότι εισήχθησαν στην Ηνωμένες Πολιτείες. Μερικά από αυτά είναι ευεργετικά. Για παράδειγμα, τα είδη που εισάγονται ως καλλιέργειες τροφίμων (π.χ. καλαμπόκι, σιτάρι και ρύζι) καθώς και τα ζώα όπως (π.χ. βοοειδή και πουλερικά) παρέχουν σήμερα πάνω από το 98% του αμερικανικού συστήματος διατροφής, αξίας περίπου 800 δισεκατομμυρίων δολαρίων ετησίως (USBC 1998). Άλλα εισβλητικά είδη έχουν εισαχθεί για την αποκατάσταση του τοπίου, τον βιολογικό έλεγχο παρασίτων, τον αθλητισμό, για κατοικίδια ζώα και την επεξεργασία τροφίμων, με σημαντικά οφέλη. Ορισμένα εισβλητικά είδη, ωστόσο, έχουν προκαλέσει σημαντικές οικονομικές ζημιές στη γεωργία, στη δασοκομία και σε πολλά άλλα τμήματα της αμερικανικής οικονομίας, πέραν της βλάβης του περιβάλλον. Μια μελέτη ανέφερε ότι 79 εισβλητικά είδη είχαν προκαλέσει περίπου 97 δισεκατομμύρια δολάρια ζημιών κατά τη διάρκεια την περίοδο 1906-1991 (OTA 1993). Η εκτίμηση των οικονομικών επιπτώσεων που συνδέονται με εισβλητικά είδη είναι επίσης δύσκολη. Παρ' όλα αυτά, υπάρχουν επαρκή στοιχεία για τον ποσοτικό προσδιορισμό ορισμένων επιπτώσεων στη γεωργία, τη δασοκομία και τη δημόσια υγεία στις Ηνωμένες Πολιτείες.

2.3 Εισβλητικά είδη στην Ευρώπη: οικολογία, κατάσταση και πολιτική

Η παγκοσμιοποίηση έχει ενσωματώσει τις ευρέως διασκορπισμένες ανθρώπινες κοινότητες σε μια παγκόσμια οικονομία. Αυτή η διαδικασία προσφέρει πολλά οφέλη από την κίνηση των ανθρώπων και των αγαθών, αλλά οδηγεί επίσης στη σκόπιμη και ακούσια μεταφορά οργανισμών μεταξύ των οικοσυστημάτων που ήταν προηγουμένως χωριστά (Perrings et al., 2010). Μερικά από αυτά τα είδη γίνονται που έχουν καθιερωθεί πέρα από τη γειτονική τους εμβέλεια, ένα υποσύνολο αυτών των διαδόσεων, και μερικά από αυτά έχουν αρνητικές επιπτώσεις και ονομάζονται επεμβατικές (Kolar et al., 2001). Παρόλο που δεν μετακινούνται όλα τα είδη πέρα από τη γειτονική τους εμβέλεια (Williamson 1996), ο μεγάλος αριθμός

μεταφερόμενων ειδών και το εύρος των μονοπατιών που μετακινούν τα είδη σημαίνουν ότι τα εισβλητικά είδη αναγνωρίζονται πλέον ως ένας από τους σημαντικότερους παράγοντες της απώλειας της παγκόσμιας βιοποικιλότητας. Επίσης, προκαλούν σημαντικές ζημιές στις οικονομίες και την ανθρώπινη υγεία (Sala et al., 2000, Vilà ., 2010).

Η Ευρώπη υπήρξε κέντρο διεθνούς εμπορίου εδώ και πολλούς αιώνες και κατά συνέπεια, είδε να εισάγονται στην περιοχή της μεγάλο αριθμό ειδών. Ορισμένα από αυτά τα είδη έχουν θετικές επιπτώσεις, συμπεριλαμβανομένου ενός υποσυνόλου αυτών που εισάγονται για την ενίσχυση της αλιείας. Πολλά άλλα είδη, ωστόσο, προκαλούν μεγάλες αρνητικές επιπτώσεις. Αυτά τα είδη καλύπτουν ένα ευρύ ταξινομικό φάσμα - από ιούς και βακτήρια έως μύκητες, φυτά και ζώα - και επηρεάζουν όλα τα ευρωπαϊκά έθνη και περιοχές (DAISIE 2009). Όπου υπάρχουν χρονικά όρια διαθέσιμα, ο αριθμός των εισβλητικών ειδών που είναι εγκατεστημένα στην Ευρώπη γενικά αυξάνεται στα γλυκά ύδατα (Keller et al., 2009) και στα χερσαία οικοσυστήματα (Jeschke et al., 2005, Keller et al., 2009, Kowarik 2010). Το πρότυπο αυτό συμβαδίζει με τις εκθετικές αυξήσεις του εμπορίου και των μετακινήσεων (Jeschke et al., 2005). Χωρίς αυξημένες προσπάθειες για τη διαχείριση των οδών εισαγωγής, ο αριθμός των εισβλητικών ειδών θα συνεχίσει να αυξάνεται. Πράγματι, επειδή υπάρχει συχνά μια σημαντική καθυστέρηση μεταξύ της εισαγωγής των ειδών και της εξάπλωσης, είναι πιθανό ότι πολλές μελλοντικές εισβολές έχουν ήδη τεθεί σε κίνηση (Kowarik 1995, Essl et al., 2011). Κατά συνέπεια, το καθήκον του σχεδιασμού των πολιτικών για τη μείωση των μεταφορών και την αποδέσμευση των εισβλητικών ειδών και για τη διαχείριση αυτών που έχουν ήδη καθιερωθεί έχει καταστεί μεγάλη προτεραιότητα τόσο για τις εθνικές κυβερνήσεις στην Ευρώπη όσο και για την Ευρωπαϊκή Ένωση (Commission of the European Communities 2008, Council of the European Union 2009).

Σε αντίθεση με τις αρνητικές τους επιπτώσεις, τα εισβλητικά είδη προσφέρουν μεγάλες ευκαιρίες στους οικολόγους να δοκιμάσουν τη θεμελιώδη θεωρία (Lodge 1993, Sax et al., 2007). Σε πολλές περιπτώσεις, τα εισβλητικά είδη διασκορπίζονται γρήγορα σε νέα οικοσυστήματα. Τα είδη αυτά αλληλεπιδρούν με ιθαγενή είδη μέσω του ανταγωνισμού, της θήρευσης, της εισαγωγής ασθενειών και της χρήσης των πόρων. Όταν μελετηθούν προσεκτικά, οι επιπτώσεις αυτών των διαταραχών επιτρέπουν την κατανόηση των βασικών οικολογικών διεργασιών. Για παράδειγμα, η κοινοτική οικολογία επιδιώκει να καταλάβει γιατί υπάρχουν ορισμένες κοινότητες ειδών και πώς αλληλεπιδρούν τα είδη μέσα σε αυτές τις κοινότητες. Επειδή οι εισβολές συνεπάγονται την είσοδο νέων ειδών στις κοινότητες και την

αλληλεπίδραση με τα είδη που κατοικούν, προσφέρουν μια εικόνα για αυτά τα πρότυπα και τις διαδικασίες. Η πραγματική ανάγκη να κατανοηθεί καλύτερα η διαδικασία της εισβολής ώστε να διατηρηθούν τα εγγενή ενδιατήματα, συνδυαζόμενα με ευκαιρίες για τη δοκιμή θεμελιωδών οικολογικών διεργασιών, οδήγησαν σε τεράστια πρόσφατη ανάπτυξη στον τομέα της βιολογίας της εισβολής, συμπεριλαμβανομένης της Ευρώπης (Richardson 2011).

2.3.1 Η διαδικασία εισβολής

Για να γίνει εισβλητικό, ένα είδος πρέπει να περάσει από μια σειρά μεταβάσεων (Kolar et al, 2001, Richardson 2000, Colautti 2004). Πρώτον, πρέπει να επιβιώσει, όπου σε αυτό παίζει μεγάλο παράγοντα και η διαμεσολάβηση από τον άνθρωπο διαδικασία που διευκολύνει την κίνηση ειδών από μια περιοχή στην άλλη. Όταν φτάνει σε μια περιοχή πέρα από τη γειτονική περιοχή λόγω άμεση ή έμμεση ανθρώπινη παρέμβαση, αναφέρεται ως εισβλητικό. Είδη που δεν μπορούν να διατηρήσουν αυτοδύναμους πληθυσμούς, αλλά περιστασιακά βρίσκονται πέρα από την καλλιέργεια, συχνά ονομάζονται περιστασιακά είδη. Στη συνέχεια, εάν ένα είδος επιβιώνει, δραπετεύει και αρχίζει να αναπαράγεται χωρίς άμεση ανθρώπινη παρέμβαση αναφέρεται όπως έχει καθιερωθεί. Τέλος, αναφερόμαστε σε ένα είδος ως εισβλητικό εάν εξαπλωθεί ευρέως και προκαλεί μετρήσιμες επιπτώσεις στο περιβάλλον, στην οικονομία ή στην ανθρώπινη υγεία.

Αν και η διαδικασία που περιγράφεται παραπάνω είναι κοινή σε όλες τις εισβολές, έχουν προταθεί διαφορετικές ορολογίες, οι οποίες συχνά συνδέονται με διαφορετικές τάξεις ή περιοχές. Για παράδειγμα, οι βοτανολόγοι μπορούν να μιλούν για ένα εισβλητικό φυτό ως αυτό το οποίο υπερβαίνει ορισμένους προκαθορισμένους ρυθμούς εξάπλωσης, ανεξάρτητα από το αν προκαλεί αρνητικές επιπτώσεις (Richardson 2000).

Η αναλογία των εισαγόμενων ειδών που έχουν καθιερωθεί μπορεί να είναι αρκετά χαμηλή, όπως και η αναλογία των καθιερωμένων ειδών που εξαπλώνονται και καθίστανται εισβλητικές. Οι αναλογίες αυτές ποικίλλουν ανάλογα με την ταξινόμηση του συγκεκριμένου είδους και τις περιφέρειες στις οποίες εισάγονται. Ο κανόνας των δεκάδων προτάθηκε από τον Williamson (1996) ως ένας κανόνας για την προσέγγιση του ποσοστού των ειδών που το κάνουν με κάθε βήμα της διαδικασίας εισβολής. Ο κανόνας αυτός προβλέπει ότι περίπου το 10% των εισαγόμενων ειδών θα καθιερωθεί και ότι περίπου το 10% των ειδών αυτών θα

γίνει εισβλητικό. Ως εκ τούτου, εάν εισαχθούν 100 εισβλητικά είδη, ο κανόνας των δεκάδων θεωρεί ότι κάποιο θα γίνει εισβλητικό. Ο κανόνας των δεκάδων αναπτύχθηκε με επίκεντρο τα χερσαία φυτά, αλλά έχει εφαρμοστεί από άλλους μελετητές σε ένα ευρύ φάσμα ειδών, συχνά χωρίς να αξιολογείται πλήρως η εγκυρότητά του. Για παράδειγμα, πρόσφατες μελέτες δείχνουν ότι για πολλά είδη ζώων, το ποσοστό των εισαχθέντων ειδών που καθίστανται εγκατεστημένα και το ποσοστό των καθιερωμένων ειδών που καθίστανται εισβλητικά μπορεί να υπερβαίνει το 50% (Jeschke et al., 2005, Jeschke 2008). Σύμφωνα με τον ορισμό της εισβολής που δόθηκε παραπάνω, η Ευρώπη σήμερα περιέχει > 100 χερσαία σπονδυλωτά, > 600 χερσαία ασπόνδυλα, > 300 χερσαία φυτά και > 300 υδρόβια είδη που έχουν γίνει επεμβατικά (Vilà et al., 2010).

Παρακάτω αναφέρεται ο τρόπος με τον οποίο πραγματοποιείται η διαδικασία εισβολής. Σε κάθε μία, περιγράφεται η τρέχουσα κατάσταση σχετικά με τα εισβλητικά χερσαία, ζώα, φυτά και υδρόβιων οργανισμών στην Ευρώπη. Αναφέρονται οι κυρίαρχες οδούς εισαγωγής και τα χαρακτηριστικά των οικοσυστημάτων και των ειδών που οδηγούν συχνά στην εγκατάσταση αυτή. Στη συνέχεια, αναφέρονται εκτιμήσεις για τον αριθμό των καθιερωμένων εισβλητικών ειδών από κάθε ομάδα στην Ευρώπη και περιγράφονται οι επιπτώσεις τους.

2.3.2 Εισαγωγικές οδοί

Υπάρχει ένα μακρύ ιστορικό ταξινόμησης των μονοπατιών των εισβλητικών ειδών. Μία από τις παλαιότερες ταξινομήσεις ήταν που αναπτύχθηκε από την Thellung (1912), για την Κεντρική Ευρώπη. Τα πρόσφατα προγράμματα είναι από τον Hulme (2008) και από τον Wilson (2009), και οι αξιολογήσεις και οι συνθέσεις είναι από τον Kowarik, Von der Lippe (2007) και τον Kowarik (2010). Hulme et al., (2008), η πιο πρόσφατη ταξινόμηση από ευρωπαϊκή προοπτική, αναγνώρισε τρεις γενικούς μηχανισμούς μέσω των οποίων τα εισβλητικά είδη μπορούν να εισέλθουν σε μια νέα περιοχή: εισαγωγή μέσω ενός εμπορεύματος και διασποράς από τα ίδια τα είδη, είτε μαζί με τους διαδρόμους υποδομής είτε χωρίς καμία βοήθεια. Η πρώτη από αυτές, η μεταφορά από ένα εμπόρευμα, προέρχεται από την άμεση ανθρώπινη κυκλοφορία αγαθών. Η μεταφορά ενός εμπορεύματος συμβαίνει όταν οι άνθρωποι αναγνωρίσουν ένα είδος που έχει επιθυμητές ιδιότητες και σκόπιμα το μετακινούν πέρα από τη γειτονική του εμβέλεια. Τα είδη εισήχθησαν καθώς τα εμπορεύματα μπορούν να απελευθερωθούν εκ προθέσεως ή μπορούν να διαφύγουν ακούσια. Η μεταφορά ειδών με ένα εμπόρευμα συμβαίνει όταν οι οργανισμοί φθάνουν μολυσμένοι από εισβλητικά είδη, συμπεριλαμβανομένων ασθενειών και παρασίτων. Αυτά δεν εισάγονται σκόπιμα, αλλά μπορεί να ξεφύγει και να εγκατασταθεί και να εισβάλει σε μια περιοχή. Για παράδειγμα, η ασθένεια της πανώλης των караβίδων (*Aphanomyces astaci*) εισήχθη στην Ευρώπη από την Βόρεια Αμερικανική από τις караβίδες οι οποίες εισάγονται για υδατοκαλλιέργεια. Αυτή η ασθένεια έχει δραπετεύσει, εδραιωθεί και τώρα μολύνει και θέτει σε κίνδυνο τους ιθαγενείς πληθυσμούς караβίδων σε ολόκληρη την Ευρώπη (Holdich et al., 1999). Ένα άλλο παράδειγμα είναι το ασιατικό κουνούπι τίγρης (*Aedes albopictus*), που είναι ιθαγενή στη Νοτιοανατολική Ασία αλλά έχει εξαπλωθεί σε τουλάχιστον 28 χώρες, συμπεριλαμβανομένων αρκετών Ευρωπαϊκών χωρών, στα πλοία ως μολυσματικής ουσίας η οποία γίνεται με το εμπόριο μεταχειρισμένων ελαστικών αυτοκινήτων (Benedict et al., 2007).

Ο δεύτερος μηχανισμός, η άφιξη με ένα φορέα μεταφοράς, αναφέρεται σε είδη τα οποία χρησιμοποιούν τους ανθρώπινους τρόπους μεταφοράς για να φτάσουν σε περιοχές πέρα από τη γειτονική τους εμβέλεια. Οι τρόποι μεταφοράς περιλαμβάνουν πλοία, αεροπλάνα και αυτοκίνητα (Keller et al., 2011). Στην Ευρώπη, αυτό περιλάμβανε την εξάπλωση του μυδιού ζέβρα (*Dreissena polymorpha*) από την λεκάνη του Πόντου-Κασπίας στον Ατλαντικό και από το Ηνωμένο Βασίλειο μέσω του δικτύου ποταμών και καναλιών.

Ο τρίτος μηχανισμός είναι η διασπορά από τα ίδια τα είδη, είτε κατά μήκος διαδρόμων υποδομής είτε χωρίς βοήθεια. Η διασπορά του διαδρόμου συμβαίνει όταν οι οργανισμοί κινούνται κατά μήκος καναλιών, σιδηροδρόμων, δρόμων και άλλων γραμμικών ενδαιτημάτων που δημιουργούνται από τον άνθρωπο. Παραδείγματα περιλαμβάνουν την εισαγωγή ειδών από την Ερυθρά Θάλασσα στη Μεσόγειο Θάλασσα μέσω του καναλιού του Σουέζ (Olenin et al., 2010). Ανεπαρκής διασπορά συμβαίνει όταν ένα εισβλητικό είδος καθίσταται σε ένα γειτονικό ή κοντινό οικοσύστημα, και στη συνέχεια εξαπλώνεται χωρίς την ανθρώπινη παρέμβαση. Ένα παράδειγμα είναι η συνεχιζόμενη εξάπλωση του εισβλητικού σκώρου (*Camariella ohridella*) (Augustin et al ., 2009) σε ολόκληρη την Ευρώπη. Αν και αυτά τα είδη εισήχθησαν μόνο σε περιορισμένη περιοχή, έχουν αναπτύξει μεγάλους πληθυσμούς και έχουν εξαπλωθεί ευρέως. Ο Πίνακας 1 απαριθμεί ορισμένες σημαντικές οδούς που έχουν μεταφέρει είδη τα οποία είναι πλέον εγκατεστημένα στην Ευρώπη.

Πίνακας 1. Ορισμένες σημαντικές οδοί εισαγωγής για εισβλητικά χερσαία ζώα, χερσαία φυτά και υδρόβιους οργανισμούς.

Ομάδα	Υποομάδα	Κυρίαρχα μονοπάτια
Χερσαία σπονδυλωτά	Θηλαστικά	Σκόπιμη εισαγωγή ως εμπόρευμα (για το κυνήγι, «τη βελτίωση της πανίδας», εκτροφή γουνοφόρων ζώων, όπως κατοικίδια ζώα, ή για ζωολογικούς κήπους), τότε είτε σκόπιμη ελευθέρωση ή τυχαία διαφυγή.
	Πουλιά	Σκόπιμη εισαγωγή ως εμπόρευμα (για το κυνήγι, «τη βελτίωση της πανίδας», όπως τα κατοικίδια ζώα, ή για ζωολογικούς κήπους ή πάρκα πουλιών), τότε είτε σκόπιμη ελευθέρωση ή τυχαία διαφυγή.
	Ερπετά/αμφίβια	Σκόπιμη εισαγωγή ως εμπόρευμα (για «βελτίωση της πανίδας», όπως τα κατοικίδια ζώα, πηγή τροφής, ή παράγοντες βιολογικού ελέγχου), τότε είτε εσκεμμένη απελευθέρωση είτε τυχαία διαφυγή.
Χερσαία ασπόνδυλα	Έντομα	Μη σκόπιμη εισαγωγή ως μολυσματικοί ή λαθρεπιβάτες, μερικές φορές σκόπιμη απελευθέρωση ως παράγοντες βιολογικού ελέγχου.
	Άλλο	Μη σκόπιμη εισαγωγή ως μολυσματικοί ή λαθρεπιβάτες
Χερσαία φυτά	Αγγειακά φυτά, βρύα και λειχήνες	Σκόπιμη εισαγωγή ως εμπόρευμα για το εμπόριο κήπου (καλλωπιστικά), την κηπουρική, μη σκόπιμη εισαγωγή ως μολυσματικού υλικού φυτών που εισήχθησαν για γεωργία και διακοσμητικό εμπόριο (π.χ., μολυσματικές ουσίες εδάφους σε γλάστρες).
Υδρόβιοι οργανισμοί	Ψάρια	Προσεκτική εισαγωγή για την υδατοκαλλιέργεια, αποθεματοποίηση για τη βελτίωση της ψυχαγωγικής και εμπορικής αλιείας (συμπεριλαμβανομένης της παράνομης κτηνοτροφίας), καθώς και για τον έλεγχο των ζιζανίων και των κουνουπιών, ακούσιες εισαγωγές με νερό έρματος πλοίων, καλλωπιστικά είδη,
	Οστρακόδερμα	Προσεκτική εισαγωγή για την υδατοκαλλιέργεια, διακοσμητικούς λόγους (Decapoda), ακούσια εισαγωγή με νερό έρματος πλοίων, κανάλια.
	Μαλάκια	Μη σκόπιμες εισαγωγές με τη ναυτιλία, τις πλωτές οδούς, τυχαία (π.χ. κατά τη διάρκεια της αποθεματοποίησης των ψαριών), αλλά και από τη λίμνη κήπου και το εμπόριο ενυδρείων
	Φυτά	Εσκεμμένη εισαγωγή για διακοσμητικά (ενυδρείο και υδατοπυρηνικό) εμπόριο, που συχνά εξαπλώνονται με βάρκες και υδρόβια πτηνά.

Οδοί εισαγωγής για οργανισμούς εγκατεστημένους στην Ευρώπη. Οι λίστες των διαδρομών που δίνονται δεν είναι περιεκτικές και επιλέχθηκαν για να δώσουν μια ένδειξη του συνολικού φάσματος των φορέων, όχι απαραίτητα εκείνων που είναι πιο σημαντικές για κάθε ομάδα.

Τα περισσότερα χερσαία σπονδυλωτά ζώα που έχουν εγκατασταθεί στην Ευρώπη ή αλλού σε ολόκληρο τον κόσμο, σκόπιμα επειδή εισάγονται ως εμπορεύματα, π.χ. από το εμπόριο ζώων συντροφιάς, το ζωντανό εμπόριο τροφίμων ή ως υλικό για το εμπόριο γούνας (Hulme et al., 2008, Genovesi 2009, Roques et al., 2009). Αν και μερικές από αυτές τις διαδρομές που υπήρχαν τροποποιήθηκαν και περιορίστηκαν για να μειωθεί ο κίνδυνος εισβολής, πολλοί παραμένουν πολύ δραστήριοι. Για παράδειγμα, το εμπόριο ζώων συντροφιάς παραμένει κυρίαρχο μονοπάτι για την εισαγωγή νέων εισβλητικών ειδών στην Ευρώπη (Genovesi et al., 2009, Kark et al., 2009).

Πολλά άλλα είδη χερσαίων ζώων, ιδιαίτερα ασπόνδυλα, έχουν εισαχθεί σε ολόκληρη την Ευρώπη ακούσια, ως επί το πλείστον ως λαθρεπιβάτες ή μολυσματικοί παράγοντες προϊόντων, σε οχήματα (π.χ. πλοία) ή ως ασθένειες, παράσιτα των φυτών, των ζώων και των ανθρώπων (Hulme et al., 2008, Genovesi et al., 2009, Roques et al., 2009). Γενικά, πολύ λιγότερο είναι γνωστό για τις εισαγωγές των ειδών που εισήχθησαν ακούσια επειδή συνήθως δεν έχουν καταγραφεί μέχρις ότου εγκατασταθούν.

Σχεδόν τα δύο τρίτα (62,8%) των εγκατεστημένων φυτικών ειδών στην Ευρώπη εισήχθησαν σκόπιμα για καλλωπιστικούς, φυτοκομικούς ή γεωργικούς σκοπούς. Τα υπόλοιπα είδη εισήχθησαν ακούσια, ως επί το πλείστον συνδεδεμένα με φορείς μεταφοράς ή ως μολυσματικά σπόρια και άλλα βασικά προϊόντα (Pyšek et al., 2009). Από τα χερσαία φυτικά είδη που έχουν διαφύγει από την ανθρώπινη καλλιέργεια, μερικά εσκεμμένα απελευθερώθηκαν δηλαδή φυτεύτηκαν στο φυσικό περιβάλλον για να «βελτιώσουν» το τοπίο, μερικοί ήταν μολυσματικοί ή λαθρεπιβάτες και μόνο λίγοι έφθασαν χωρίς βοήθεια (Hulme et al., 2008). Σύμφωνα με τις αυξήσεις του διεθνούς εμπορίου, σημειώθηκε σταθερή αύξηση του αριθμού των καθιερωμένων χωρών με εισβλητικά είδη χερσαίων φυτών που ανακαλύφθηκαν στην Ευρώπη, ειδικά από το 1800. Επί του παρόντος, κατά μέσο όρο 6,2 είδη που δεν προέρχονται από κανένα μέρος της Ευρώπης είναι που πρόσφατα καταγράφονται κάθε χρόνο. Κατά μέσο όρο 5.3 ευρωπαϊκά είδη βρίσκονται σε μέρη της ηπείρου εκτός της περιοχής τους κάθε χρόνο (Lambdon et al., 2008).

Πολύ λίγα είναι γνωστά για την εισαγωγή και την εξάπλωση εισβλητικών φυτών και μυκήτων και για τις μεταβολές στον αριθμό των εισβλητικών ειδών στην Ευρώπη με την πάροδο του χρόνου. Είναι γνωστό ότι αυτά τα taxa μπορούν να έχουν τεράστιες επιπτώσεις, με ίσως τα πιο επιζήμια παραδείγματα τις ασθένειες των καλλιεργειών και των ζώων. Οι πτώσεις παραγωγής της πατάτας που σημειώθηκαν σε ολόκληρη τη Δυτική Ευρώπη κατά το

δέκατο ένατο αιώνα, για παράδειγμα, προκλήθηκαν από την (*Phytophthora infestans*) (Bourke 1964), που εισήχθη από τη Βόρεια Αμερική.

Τα μονοπάτια εισαγωγής για τους υδρόβιους οργανισμούς είναι γενικά λιγότερο γνωστά από ότι εκείνα των χερσαίων οργανισμών. Αυτό οφείλεται εν μέρει στο γεγονός ότι πολλά είδη υδρόβιων ειδών εισάγονται ακούσια με λίγες αν υπάρχουν σχετικά πληροφορίες. Επιπλέον, η δυσκολία της δειγματοληψίας στην θαλάσσια και στα γλυκά νερά σημαίνει ότι ένα είδος μπορεί να είναι καλά εδραιωμένο και μπορεί να έχει εξαπλωθεί από τον αρχικό τόπο εισαγωγής του, πριν αυτό ακόμα καταγραφεί.

Η ναυτιλία ήταν μακράν η κυρίαρχη οδός για την εισαγωγή εισβλητικών θαλάσσιων ειδών στις ευρωπαϊκές ακτές του Ατλαντικού, 47% των καθιερωμένων εισβλητικών ειδών και στη Βαλτική Θάλασσα 45%, (Galil et al., 2009). Αυτή η οδός υπήρξε επίσης ένας σημαντικός παράγοντας για τα ζώα του γλυκού νερού εισαγωγές στην Ευρώπη 25% των καθιερωμένων εισβλητικών ειδών, (Gherardi et al., 2009). Το ναυτιλιακό δίκτυο δημιουργεί συνδέσεις μεταξύ των υδάτινων οικοσυστημάτων σε ολόκληρο τον πλανήτη και των οργανισμών τα οποία μεταφέρονται συχνά από το νερό έρματος των πλοίων ή προσαρτώνται στα κύπη ως ρυπογόνοι οργανισμοί (Keller et al., 2011). Το νερό έρματος λαμβάνεται για να αυξήσει το βάρος του σκάφους όταν δεν είναι πλήρως φορτωμένο με φορτίο. Καθώς λαμβάνεται αυτό το νερό, αναρροφάται και ο οποιοσδήποτε οργανισμός που βρίσκεται στο νερό. Τα σκάφη ταξιδεύουν στη συνέχεια σε διαφορετικά λιμάνια και οι επιζώντες οργανισμοί μπορούν να εκκενωθούν από το νερό έρματος εάν το σκάφος χρειαστεί να πάρει περισσότερο φορτίο.

Το άνοιγμα των καναλιών που συνδέουν απομονωμένα υδάτινα συστήματα έχει δημιουργήσει πολλές ευκαιρίες για την εισαγωγή και την εξάπλωση των εισβλητικών ειδών. Στη Μεσόγειο Θάλασσα, το 54% των καθιερωμένων εισβλητικών ειδών έφτασε μέσω της διώρυγας του Σουέζ (Galil et al., 2009). Τα κανάλια έχουν επίσης σημαντική επίδραση στη δημιουργία και την εξάπλωση εισβλητικών ειδών γλυκού νερού στην Ευρώπη και ο αντίκτυπος αυτός συνδέεται στενά με τη ναυτιλία. Τώρα υπάρχουν συνδέσεις ποταμών και καναλιών που εκτείνονται από τη Μαύρη Θάλασσα σε ολόκληρη την Ευρώπη μέχρι τις εκβολές του ποταμού Ρήνο και βόρεια προς τη Βαλτική Θάλασσα (Leuven et al., 2009). Αυτές οι συνδέσεις χρησίμευσαν ως διαδρόμους εισβολής για πολλά είδη που προέρχονται από τον Πόντο και την Κασπία θάλασσα προς την δυτική και τη βόρεια Ευρώπη. Εκτιμάται ότι το 8% των εισβλητικών ειδών των ζώων του γλυκού νερού στην Ευρώπη έφτασε με τη χρήση των φυσικών μηχανισμών διασποράς για να κινηθούν μέσω καναλιών (Gherardi et al.,

2009). Επιπλέον, πολλά από τα είδη που έφθασαν μέσω της ναυτιλίας μπορούσαν να το κάνουν μόνο λόγω της ύπαρξης των καναλιών.

Παρά την επίδραση της ναυτιλίας και των καναλιών, οι σημαντικότερες οδοί για την εισαγωγή των εισβλητικών ειδών του γλυκού νερού στην Ευρώπη είναι οι αποθήκες 30% των ειδών και της υδατοκαλλιέργειας 27% (Gherardi et al., 2009). Η αποθεματοποίηση έχει ως επί το πλείστον τα ψάρια για τη δημιουργία νέων άγριων πληθυσμών, ενώ οι εισαγωγές στις υδατοκαλλιέργειες έχουν προκύψει από την ακούσια διαφυγή των εκτρεφόμενων ειδών και των συναφών οργανισμών τους. Η υδατοκαλλιέργεια έχει επίσης σημασία για την εισαγωγή θαλάσσιων ειδών στις ακτές του Ατλαντικού, τη Βαλτική Θάλασσα και τη Μεσόγειο, που αντιπροσωπεύουν το 24%, 18% και το 11% των καθιερωμένων ειδών, αντίστοιχα (Galil et al., 2009).

Οι τελικές διαδρομές που αναφέρονται εδώ είναι οι εμπορικές συναλλαγές σε διακοσμητικά φυτά (κυρίως για ενυδρεία και υδατοφυλάκια) και είδη υδατοκαλλιέργειας. Οι εισαγωγές διακοσμητικών φυτών έχουν ιδιαίτερη σημασία στα οικοσυστήματα των γλυκών νερών, αντιπροσωπεύοντας το 8% των καθιερωμένων μη φυσικών ειδών ζώων. Οι εισαγωγές διακοσμητικών φυτών φαίνεται να είναι μακράν η κυρίαρχη οδός εισαγωγής των υδρόβιων φυτών. Για παράδειγμα, στη Μεγάλη Βρετανία εισήχθησαν 22 από τα 31 εισβλητικά είδη φυτών γλυκού νερού για το συγκεκριμένο εμπόριο (Keller 2009). Το εμπόριο της υδατοκαλλιέργειας έχει εισαγάγει ακούσια έναν μεγάλο αριθμό εισβλητικών υδρόβιων ειδών ως μολυσματικούς παράγοντες που σκοπίμως εισήχθησαν όπως τα ψάρια ή τα οστρακοειδή. Αυτό συμβαίνει τόσο για τους θαλάσσιους όσο και για τους γλυκού νερού οικότοπους. Για παράδειγμα, συνέβη η μη σκόπιμη εισαγωγή και εξάπλωση των καφέ φυκιών (*Sargassum muticum*), η караβίδα της Ιαπωνίας (*Undaria pinnatifida*) και το σαλιγκάρι (*Ocenebrellus inornatus*), καθώς και τα παράσιτα στρειδιών (*Mytilicola orientalis*) και (*Mycicola ostreae*), επειδή αυτά τα είδη κατά λάθος έφθασαν σε συνδυασμό με θαλάσσια οστρακόδερμα που εισάγονται από την Ασία στην Ευρώπη για υδατοκαλλιέργεια (Galil et al., 2009).

2.3.3 Χαρακτηριστικά των ιδιαίτερα εισχωρημένων περιοχών

Ο αριθμός των εισβλητικών ειδών που εντοπίζονται σε μια περιοχή εξαρτάται από τον αριθμό των ειδών που εισήχθησαν, το ποσοστό των εισαχθέντων ειδών που έχουν καθιερωθεί και το ποσοστό των καθιερωμένων ειδών που έχουν προκαλέσει τις ανάλογες επιπτώσεις. Κατά τη διερεύνηση των διαφορών μεταξύ των περιφερειών, οι βιολόγοι που ασχολούνται με τα εισβλητικά είδη έχουν αφήσει γενικά τα μονοπάτια και τη διαδικασία εισαγωγής και επικεντρώνονται αντ' αυτού στις αναλογίες των εισαγόμενων ειδών που έχουν καθιερωθεί και των καθιερωμένων ειδών που καθίστανται επεμβατικά. Τα οικοσυστήματα όπου οι αναλογίες αυτές είναι υψηλές έχουν θεωρηθεί εξαιρετικά εισβλητικά, ενώ άλλα έχουν θεωρηθεί σχετικά ανθεκτικά.

Διαφορετικές θεωρίες έχουν προταθεί για να εξηγήσουν γιατί κάποιες περιοχές φαίνονται πιο ακατάλληλες από άλλες. Ίσως η πιο σημαντική ήταν η υπόθεση της βιοτικής αντίστασης, πρώτος πρωταθλητής της οποίας ήταν ο Charles Elton, συχνά αναφερόμενος ως ο επιστήμονας που ίδρυσε το πεδίο της εισβλητικής βιολογίας (Richardson et al., 2000), αν και σημειώνουμε ότι ο Charles Darwin (1859) και άλλοι βιολόγοι είχαν ήδη γράψει για την εξάπλωση και τις επιπτώσεις των εισβλητικών ειδών, (Kowarik 2010, Cadotte 2006). Αυτή η υπόθεση υποστηρίζει ότι οι περιοχές με υψηλή βιοποικιλότητα και σχετικά χαμηλό επίπεδο διαταραχών, ιδίως διαταραχές από τον άνθρωπο, είναι πιο ανθεκτικές στην αντιμετώπιση εισαγωγής εισβλητικών ειδών (Elton 1958). Το σκεπτικό είναι ότι λιγότερο διαφοροποιημένα και περισσότερο διαταραγμένα οικοσυστήματα είναι πιθανό να έχουν περισσότερες κενές θέσεις που εισάγουν είδη και μπορούν να κατοικήσουν. Παρόλο που αυτό είναι ένα επιχείρημα, υπήρξαν ελάχιστα εμπειρικά αποδεικτικά στοιχεία που παράγονται για την υποστήριξη της. Στην πραγματικότητα, ειδικά σε μεγαλύτερες χωρικές κλίμακες, υπάρχουν όλο και περισσότερα στοιχεία όπου πολύ διαφορετικοί οικότοποι είναι στην πραγματικότητα πιο επιρρεπείς στη δημιουργία εισβλητικών ειδών (Levine and D'Antonio 1999, Stohlgren et al., 2003). Αρκετοί συγγραφείς προσπάθησαν να συμβιβάσουν την αντίθετη θεωρία και να το αποδείξουν με στοιχεία, αλλά δεν έχει ακόμη πραγματοποιηθεί κάποια οριστική απόφαση (Stohlgren 2007, Kühn and Klotz 2007). Ένα μεγάλο εμπόδιο στην εξεύρεση αυτής της συναίνεσης προέρχεται από τη δυσκολία της ποσοτικής εκτίμησης των επιπέδων διαταραχής και της παρουσίας χώρων εισαγωγής άλλων ειδών.

Εκτός από την προσπάθεια συνδυασμού της θεωρίας και των παρατηρούμενων προτύπων στη δημιουργία των ειδών, οι οικολόγοι τώρα δίνουν μεγαλύτερη προσοχή στη διαδικασία

της εισαγωγής. Πρόσφατα αποτελέσματα δείχνουν ότι ο αριθμός των ειδών που εισάγονται σε μια περιοχή που μπορεί να είναι τουλάχιστον εξίσου σημαντική με τη μη κατοίκηση της περιοχής για τον καθορισμό του αριθμού των ειδών που έχουν καθιερωθεί (Duncan et al., 2003, Leprieur et al., 2008, Blackburn et al., 2008, Chiron et al., 2009, Jeschke et al., 2011).

Υπάρχει ιδιαίτερη έλλειψη υποστήριξης για την υπόθεση της βιοτικής αντίστασης όταν εξετάζονται τα χερσαία ζώα (Jeschke et al., 2011). Έχει καταστεί σαφές τα τελευταία χρόνια ότι η βασική διαφορά μεταξύ περιοχών με διαφορετικό αριθμό καθιερωμένων χερσαίων ζώων είναι ο αριθμός των ειδών που έχουν εισαχθεί. Αλλά ποιες περιοχές είναι αυτές που λαμβάνουν περισσότερες εισαγωγές από άλλες; Η απάντηση είναι ότι οι περιοχές με υψηλές επιπτώσεις στον άνθρωπο συνήθως λαμβάνουν περισσότερες εισαγωγές ειδών από άλλες περιοχές και ότι αυτό οδηγεί σε αυτά που περιέχουν πιο εδραιωμένα είδη. Για παράδειγμα, 12 εισβλητικά είδη θηλαστικών έχουν εγκατασταθεί στη Γαλλία, εννέα στη Γερμανία και μόνο δύο στην Πορτογαλία. Αντίθετα με ό, τι θα προβλεφθεί από την υπόθεση βιοτικής ανθεκτικότητας, δεν είναι ευκολότερο να εγκατασταθούν τα θηλαστικά που εισάγονται σε χώρες με υψηλό ανθρώπινο αντίκτυπο, αλλά αυτές οι χώρες φιλοξενούν περισσότερα εισβλητικά θηλαστικά από άλλες χώρες επειδή έχουν λάβει περισσότερες εισαγωγές ειδών (Jeschke et al., 2011). Διαφορές μεταξύ του αριθμού των εισβλητικών πτηνών στις ευρωπαϊκές χώρες μπορεί επίσης να εξηγηθεί καλύτερα από τις διαφορές στον αριθμό των εισαγόμενων ειδών (Chiron et al., 2009).

Τα πρότυπα της εισβολής των φυτών στην Ευρώπη προσφέρουν ελάχιστη υποστήριξη για την υπόθεση της βιοτικής αντίστασης (Deutschewitz et al., 2003, Kühn et al., 2003, Pino et al., 2005). Αντίθετα, εκτός από τον ευρύ τύπο ενδιαιτημάτων, ο αριθμός των εισαγόμενων ειδών και η πίεση του πολλαπλασιασμού τους φαίνεται να είναι οι σημαντικότεροι καθοριστικοί παράγοντες του αριθμού των καθιερωμένων εισβλητικών ειδών σε οποιαδήποτε δεδομένη περιοχή (Pyšek et al., 2002, Gasso et al., 2009). Τα πιο εισβλημένα οικοσυστήματα στην Ευρώπη βρίσκονται σε έντονα μεταμορφωμένα τοπία όπως η γεωργική γη, τα κωνοφόρα δάση, οι αστικές περιοχές και οι χωματερές (Chytrý et al., 2009). Αντίθετα, τα φυσικά και ημιφυσικά περιβάλλοντα όπως τα μικτά δάση, τα βοσκοτόπια, οι φυσικοί λειμώνες, οι χερσότοποι, οι πεδιάδες έχουν παραμείνει σχετικά απροβλημάτιστα (Chytrý et al., 2009). Αυτό το πρότυπο είναι σύμφωνο με αυτό που παρατηρήθηκε για τα χερσαία ζώα - ότι οι περιοχές που αντιμετωπίζουν υψηλά επίπεδα ανθρώπινης διαταραχής και υψηλής πίεσης πολλαπλασιασμού τείνουν να είναι οι πλέον εισερχόμενοι. Η διατάραξη αυξάνει τις

εισβολές των φυτών επειδή οδηγεί σε απώλεια ιθαγενών ειδών που θα μπορούσαν να ανταγωνιστούν τα εισαγόμενα εισβλητικά είδη και επειδή αυξάνει τη διαθεσιμότητα πόρων (Davis et al., 2000). Υψηλή πίεση πολλαπλασιασμού εμφανίζεται στις ίδιες περιοχές επειδή οι ανθρώπινες δραστηριότητες οδηγούν σε πολλές εισαγωγές φυτών (Britton-Simmons and Abbott 2008).

Τα υψηλότερα ποσοστά των καθιερωμένων χερσαίων φυτών στην Ευρώπη εμφανίζονται σε γεωργικά τοπία, ιδίως στην ανατολική Βρετανία, τη βόρεια Γαλλία, την Κεντρική και Ανατολική Ευρώπη και την πλημμυρική πεδιάδα Po στην Ιταλία. Σε αντίθεση με ένα παγκόσμιο πρότυπο οικοσυστημάτων μεσογειακού τύπου που εισβάλλει έντονα, η ευρωπαϊκή μεσογειακή βιογεωγραφική περιοχή είναι σχετικά απρόσβλητη, πιθανώς λόγω της μακράς ιστορίας της ανθρώπινης παρουσίας και της προϊστορικής εισαγωγής στη λεκάνη της Μεσογείου, οι οποίες ενδέχεται να καταστήσουν τα οικοσυστήματα της σχετικά ανθεκτικά έναντι των πρόσφατα εισαγόμενων ειδών (Chytrý et al., 2009). Επιπλέον, η λεκάνη της Μεσογείου ενήργησε περισσότερο ως δωρητής από την περιοχή προορισμού για εισαγωγές ειδών κατά τη διάρκεια του αποικισμού του Νέου Κόσμου (Di Castri 1989).

Έχει υποστηριχθεί ότι τα άγρια περιβάλλοντα (π.χ. οι αλπικοί βιότοποι) ενδέχεται να μην είναι κατάλληλα για εισβλητικά είδη. Ωστόσο, αυτά είναι επίσης συχνά στα ενδιαίτηματα που αντιμετωπίζουν χαμηλή πίεση πολλαπλασιασμού (Becker et al., 2005). Ως εκ τούτου, είναι σαφές ότι η ένταση των ανθρώπινων δραστηριοτήτων που αυξάνουν ή διευκολύνουν την πίεση του πολλαπλασιαστή, των οδών εισαγωγής, την ένταση των διαταραχών και τον ευτροφισμό, είναι σημαντικοί καθοριστικοί παράγοντες των εισβλητικών φυτικών εισβολών. Για πολλά taxa στην Ευρώπη, είναι ακόμη πιο σημαντικό από το κλίμα ή άλλα χαρακτηριστικά του φυσικού περιβάλλοντος (Pyšek et al., 2010).

Τα ευρωπαϊκά υδρόβια οικοσυστήματα που περιέχουν τον μεγαλύτερο αριθμό εισβλητικών ειδών τείνουν να είναι εκείνα με υψηλή συνδεσιμότητα με άλλα οικοσυστήματα, υψηλή συχνότητα πρόσβασης του ανθρώπου (π.χ. για μεταφορά ή αναψυχή) και γενικά μεγάλη διαταραχή. Αυτά περιλαμβάνουν τα λιμάνια των πλοίων, τις περιοχές αναψυχής, τις λίμνες, τις προβλήτες κλπ. και τα πολλά κανάλια που διασχίζουν τώρα την Ευρώπη. Τα πιο απομακρυσμένα υδάτινα σώματα, συμπεριλαμβανομένων των ορεινών λιμνών και των ρευμάτων του υδροφόρου ορίζοντα, τείνουν να είναι ελάχιστα και να εισέρχονται τελευταία. Έτσι, η πίεση του πολλαπλασιαστή μπορεί να εξηγήσει σε μεγάλο βαθμό την ένταση και την ποικιλία των καθιερωμένων εισβλητικών ειδών σε υδάτινα περιβάλλοντα (Williamson 1996,

Colautti and MacIsaac 2004). Στα θαλάσσια οικοσυστήματα, ο αριθμός και η συχνότητα των οδών, οι παλιρροιακές κινήσεις, η διαθεσιμότητα κενών κόγχων, και η διαθεσιμότητα διαφορετικών τύπων υποστρώματος για επίλυση είναι οι κύριοι παράγοντες που καθορίζουν την ευαισθησία στην εισβολή, με υψηλότερα ποσοστά εγκατάστασης εισβλητικών ειδών που απαντώνται συνήθως σε ρηχές παράκτιες ζώνες (Galil et al., 2009). Κατά συνέπεια, τα θαλάσσια οικοσυστήματα με μεγάλο αριθμό καθιερωμένων ειδών στην Ευρώπη περιλαμβάνουν την ανατολική Μεσόγειο με εκατοντάδες εισαγωγές μέσω του καναλιού του Σουέζ (Galil 2000), καθώς και του κόλπου της Φινλανδίας, του κόλπου της Ρίγας, των παράκτιων λιμνοθαλασσών (Leppäkoski et al., 2002, Panov et al., 2003, Panov et al., 2007), και τις εκβολές του Oosterschelde (Wolff et al., 2002). Από τα 737 εισβλητικών πολυκύτταρα είδη ζώων που καταγράφηκαν από ευρωπαϊκές θάλασσες, 569 βρέθηκαν στη Μεσόγειο, 200 κατά μήκος της ακτής του Ατλαντικού (Νορβηγία έως Αζόρες, συμπεριλαμβανομένου του Ηνωμένου Βασιλείου και της Ιρλανδίας) και 62 στη Βαλτική Θάλασσα (Galil et al., 2009). Οι αριθμοί στη Μεσόγειο είναι υψηλότεροι εξαιτίας του καναλιού του Σουέζ, του ρόλου της Μεσογείου ως μακροχρόνιου κόμβου της διεθνούς ναυτιλίας και της αύξησης της ανάπτυξης της ναυπηγικής (Galil et al., 2009).

2.4 Χαρακτηριστικά των εισβλητικών ειδών

Μια εναλλακτική προοπτική προέρχεται από το ερώτημα εάν υπάρχουν χαρακτηριστικά των εισβλητικών ειδών που σχετίζονται με την επιτυχή μετάβαση μέσω της διαδικασίας εισβολής. Οι οικολόγοι έχουν θέσει αυτήν την ερώτηση εδώ και αρκετές δεκαετίες (Baker 1974), συχνά επικεντρώνοντας σε διαισθητικές διαφορές της ζωής, όπως η έγκαιρη αναπαραγωγή, η υψηλή αναπαραγωγική παραγωγή ή μη εξειδικευμένη διατροφική ανασκόπηση από τους Jeschke and Strayer (2006) και Pyšek and Richardson (2007). Αυτό το έργο έχει γίνει πρόσφατα πιο σημαντικό, διότι πολλά έθνη, μεταξύ των οποίων πολλά στην Ευρώπη και την Ευρωπαϊκή Ένωση, άρχισαν να αναπτύσσουν προγράμματα εκτίμησης κινδύνων για τα εισβλητικά είδη (Genovesi et al., 2004, Nehring et al., 2010). Η ανάπτυξη εργαλείων εκτίμησης κινδύνων αρχίζει με την αναζήτηση μοτίβων στα χαρακτηριστικά των ειδών που συνδέονται με την επιτυχή μετάβαση μέσω της διαδικασίας εισβολής. Εάν εντοπιστούν ισχυρά μοτίβα, μπορούν να εφαρμοστούν σε εισβλητικά είδη για να προσδιοριστεί η πιθανότητα να καταστούν εγκατεστημένα, να εξαπλωθούν ή / και να γίνουν επεμβατικά (Kolar et al., 2001, Keller et al., 2009, Hayes R et al., 2008). Με αυτόν τον τρόπο, η γνώση των χαρακτηριστικών των εισβλητικών ειδών μπορεί να υποστηρίξει τις προληπτικές προσπάθειες για την πρόληψη νέων εισβολών.

Αν και η αναζήτηση χαρακτηριστικών των εισβλητικών ειδών έχει καρποφορήσει, τα πρόσφατα αποτελέσματα έχουν δείξει ότι η πίεση του πολλαπλασιαστή μπορεί να συγγέεται με την εισβολή (Sol et al., 2008). Όσον αφορά ως προς την παραπάνω συζήτηση που επικεντρώθηκε στις διαφορές στην ακαταλληλότητα μεταξύ των περιφερειών, οι βιολόγοι που ασχολούνται με την εισβολή των ειδών παραδοσιακά άφησαν την εισαγωγή τους και εστίασαν στην εγκαθίδρυση και τη διάδοσή τους όταν αναζητούσαν διαφορές μεταξύ των χαρακτηριστικών των εισβλητικών και των μη εισβλητικών ειδών.

Πρόσφατες μελέτες αμφισβήτησαν το γεγονός αυτό δείχνοντας ότι αυτά τα είδη που είναι πιθανότερο να δημιουργήσουν, είναι συχνά εκείνα που εισάγονται με τον υψηλότερο αριθμό. Αυτό δεν σημαίνει ότι η αναζήτηση των χαρακτηριστικών των εισβλητικών ειδών δεν αξίζει τον κόπο, αλλά δείχνει ότι είναι σημαντικοί πρόσθετοι παράγοντες.

Πρόσφατες μελέτες των χαρακτηριστικών των χωροκατακτητικών χερσαίων ειδών έχουν δείξει ότι τα εισβλητικά είδη τείνουν να έχουν εισαχθεί σε υψηλότερους αριθμούς και συχνότερα από τα μη εισβλητικά είδη (Jeschke et al., 2006, Lockwood et al., 2005). Τα

θηλαστικά και τα πτηνά που θηρεύονται από τους ανθρώπους είναι συχνότερα επεμβατικά σε σύγκριση με άλλα είδη θηλαστικών και πτηνών, επειδή έχουν εισαχθεί συχνότερα από άλλα είδη, παρόλο που η επιτυχία τους δεν είναι υψηλότερη από εκείνη άλλων ειδών (Jeschke et al 2006). Το ίδιο ισχύει και για τα θηλαστικά και τα πουλιά με μεγάλες ιθαγενής σειρές που επίσης καθίστανται διηθητικές συχνότερα από τα είδη με μικρότερες φυσικές περιοχές. Η επιτυχία της εγκατάστασής τους δεν έχει αποδειχθεί ότι είναι μεγαλύτερη από αυτή των εισβλητικών ειδών με μικρότερες φυσικές σειρές, πράγμα που σημαίνει ότι αυτό το μοτίβο εξηγείται καλύτερα από την αυξημένη συχνότητα εισαγωγής τους (Jeschke et al 2006, Blackburn et al., 2009).

Τα χερσαία ζώα που ζουν σε συνδυασμό με τον άνθρωπο τείνουν να γίνονται πιο εισβλητικά περισσότερο από άλλα είδη (Jeschke et al 2006). Ένα καλό παράδειγμα είναι ο αρουραίος της Νορβηγίας (*Rattus norvegicus*) ο οποίος φθάνει σε εξαιρετικά υψηλές πυκνότητες πληθυσμού στις πόλεις. Ο δαχτυλιδολαίμης ψιττακίσκος (*Psittacula krameri*), το οποίο προέρχεται από την Αφρική και την Ασία και συχνά είναι πολύ άφθονο στους οικισμούς του ανθρώπου και η πασχαλίτσα αρλεκίνος (*Harmonia axyridis*), που προέρχεται από την Ασία και είναι περίφημο για τις μεγάλες συσσωρεύσεις του στα κτίρια κατά τη διάρκεια του χειμώνα (DAISIE 2009). Έτσι, μια σαφής κατανόηση των ανθρώπινων δραστηριοτήτων, τόσο από την άποψη της πίεσης του πολλαπλασιασμού και η τοποθεσία των ανθρώπινων οικισμών, είναι πολύ σημαντική για την κατανόηση των προτύπων εγκατάστασης, εξάπλωσης και βλάβης για τα εισβλητικά χερσαία ζώα.

Υπάρχουν επίσης βιολογικά χαρακτηριστικά σε επίπεδο ειδών που συνδέονται με την εισβολή των χερσαίων ζώων. Για παράδειγμα, η ευελιξία της συμπεριφοράς, όπως εκφράζεται από το μέγεθος του εγκεφάλου, ήταν από τους καλύτερους προγνωστικούς παράγοντες της διεισδυτικότητας σε μια μελέτη εισβλητικών πτηνών (Sol et al., 2005). Τα θηλαστικά και τα πτηνά με υψηλή οικολογική ευελιξία που υποδεικνύεται από τον αριθμό των διαφόρων τύπων τροφής που καταναλώνουν ή από τον αριθμό διαφορετικών τύπων οικοτόπων που χρησιμοποιούν τείνουν να είναι περισσότερο εισβλητικοί από άλλα είδη (Jeschke et al, 2006, Cassey et al, 2004, Blackburn et al., 2009). Έτσι, τα είδη που είναι σχετικά πιο συμπεριφορικά και οικολογικά ευέλικτα τείνουν να γίνονται πιο εισβλητικά περισσότερο από άλλα είδη.

Αρκετοί παράγοντες σχετίζονται με την επιτυχία της εισβολής μεμονωμένων φυτικών ειδών. Πρώτον, τα εισβλητικά φυτά που έχουν εισαχθεί και φυτεύονται συχνότερα δηλαδή

υψηλότερη πίεση πολλαπλασιασμού είναι πιο πιθανό να καθιερωθούν και να έχουν μεγαλύτερη εμβέλεια (Hanspach et al., 2008). Δεύτερον, ο χρόνος παραμονής δηλαδή ο χρόνος από την εισαγωγή στο μη ευαίσθητο εύρος είναι σημαντικός, με εκείνα τα είδη που είναι παρόντες για μεγαλύτερο χρονικό διάστημα και τείνουν να έχουν μεγαλύτερες σειρές (Williamson et al., 2009). Αυτό είναι ένα αποτέλεσμα που έχει την ευκαιρία να εκπληρώσει περισσότερους κύκλους ζωής και επίσης να έχει τον χρόνο να εξαπλωθεί περαιτέρω. Η σημασία του χρόνου παραμονής συνδέεται επίσης με την πίεση του πολλαπλασιαστή, καθώς τα είδη που εισήχθησαν εδώ και πολύ καιρό είναι πιθανό να έχουν εισαχθεί πολλές φορές από την πρώτη εισαγωγή. Τρίτον, τα είδη με μεγαλύτερες εγχώριες σειρές είναι πιο πιθανό να επιτύχουν με επιτυχία πέρα από την ιθαγενή εμβέλειά τους. Παρόμοια με τα χερσαία ζώα, αυτό πιθανότατα συνδέεται με μεγαλύτερη πιθανότητα μεταφοράς του είδους (Pyšek et al., 2009). Επιπλέον, τα είδη με μεγάλη ιθαγενή εμβέλεια είναι πιο πιθανό να έχουν ισχυρό κλίμα σε τουλάχιστον ένα μέρος της Ευρώπης, καθιστώντας τα προσαρμοσμένα για να επιβιώσουν εκεί. Τέταρτον, όταν εισάγονται τα είδη των χερσαίων φυτών, τα χαρακτηριστικά του είδους είναι σημαντικά για τον προσδιορισμό του κατά πόσο θα επιτύχουν επιτυχώς, θα εξαπλωθούν και θα προκαλέσουν βλάβη. Χαρακτηριστικά γνωστά για την προώθηση της μετάβασης μέσω της αλληλουχίας εισβολής περιλαμβάνουν, η οποία είναι μια ετήσια φυτική εξάπλωση, που έχει πολλαπλούς φορείς διασποράς (Pyšek et al., 2009), υψηλό μέγιστο σχετικό ρυθμό ανάπτυξης και υψηλή κατανομή πόρων σε βλαστούς και φύλλα (Van Kleunen et al., 2010, Dawson et al., 2011).

Πολλές μελέτες που έχουν προσπαθήσει να συσχετίσουν τα βιολογικά χαρακτηριστικά με την διείσδυση έχουν εξηγήσει ελάχιστα την παραλλαγή και έχουν παραμελήσει τις αλληλεπιδράσεις των χαρακτηριστικών. Συμπεριλαμβανομένων των αλληλεπιδράσεων μεταξύ χαρακτηριστικών γνωρισμάτων δηλαδή, θεωρώντας κατηγορηματικά ότι μία τιμή χαρακτηριστικών γνωρισμάτων μπορεί να έχει διαφορετική επίδραση στην επιτυχία της εισβολής με την παρουσία άλλων χαρακτηριστικών μπορεί να οδηγήσει σε πολύ καλύτερα επεξηγηματικά μοντέλα. (Küster et al., 2011) διαπίστωσαν ότι οι αλληλεπιδράσεις χαρακτήρων αντιπροσώπευαν > 40% της διακύμανσης που θα μπορούσε να εξηγήσει την επιτυχία της εισβολής των εισβλητικών χερσαίων φυτών στη Γερμανία. Είναι ενδιαφέρον ότι η μεγάλη εποχή ανθοφορίας ήταν ευεργετική για τα αυτο-γονιμοποιημένα είδη, αλλά ήταν μειονεκτική για τα είδη που έχουν επικονιαστεί με τον αέρα και δεν είχε καμία επίδραση στα είδη που έχουν επικονιαστεί με τα έντομα. Επιπλέον, η επίδραση του τέλους της περιόδου ανθοφορίας στην επιτυχία της εισβολής διαφέρει μεταξύ των φυτικών ειδών με διαφορετικές

στρατηγικές βλαστικής αναπαραγωγής ή διαφορετικά επίπεδα γονιμοποίησης (αριθμός σειρών χρωμοσωμάτων στο κύτταρο). Ωστόσο, οι Thompson και Davis (2011) υποστηρίζουν ότι τέτοιες αναλύσεις μας λένε ελάχιστα επειδή οι επιτυχείς εισβολείς δεν διαφέρουν στα χαρακτηριστικά τους από εκείνα των ευρέως διαδεδομένων ειδών φυτών. Παρά την κριτική αυτή, η ενσωμάτωση των στατιστικών αλληλεπιδράσεων μεταξύ των γνωρισμάτων θα πρέπει να αυξήσει τις γνώσεις μας σχετικά με τα χαρακτηριστικά που καθιστούν ένα είδος πιθανό να επεκταθεί ή να συρρικνωθεί το φάσμα του, είτε δεν είναι αυτόχθονα είτε ντόπια.

Όσον αφορά τα χερσαία ζώα και τα φυτά, υπάρχουν ορισμένοι γενικοί κανόνες που διαχωρίζουν εισβλητικά υδρόβια είδη που επιτυχώς περνούν από την αλληλουχία εισβολής σε εκείνα που δεν το κάνουν. Μερικά από τα χαρακτηριστικά που επηρεάζουν την επιτυχία της εισβολής συνδέονται με το βιολογικό ενώ άλλα είναι στενά συνδεδεμένα με την αλληλεπίδραση με τον άνθρωπο. Για παράδειγμα, τα είδη που εισάγονται σκόπιμα επειδή έχουν επιθυμητά χαρακτηριστικά τείνουν να είναι περισσότερα επιτυχή από τα ανεπιθύμητα είδη. Σημαντικά παραδείγματα σε θαλάσσια περιβάλλοντα περιλαμβάνουν τις εισαγωγές εισβλητικών ειδών οστρακοειδών (π.χ. *Crassostrea gigas* που εισήχθησαν στη Γαλλία από την Ιαπωνία) για τη μαριχουάνα, τα οποία έφθασαν με πολλά σχετικά παράσιτα και άλγη. Επιπλέον, πολλά από τα πιο διαδεδομένα εισβλητικά υδρόβια είδη στην Ευρώπη είναι γενικευμένα και μπορούν να ανεχθούν ένα ευρύ φάσμα περιβαλλοντικών συνθηκών, όπως η θερμοκρασία του νερού και η αλατότητα. Ευρωπαϊκά συστήματα υφάλμυρου νερού κράτησε μια μεγάλη ποικιλία εισβολέων που μπορεί να είναι λόγω του φτωχού φυσικού τους πλούτου (Raavola et al., 2005) και της μεγάλης οικολογικής πλαστικότητας των μη εισβλητικών ειδών που έχουν δημιουργήσει. Εκτός από το εύρος των οικολογικών θέσεων, η ομοιότητα των περιβαλλοντικών συνθηκών στην περιοχή, ο δότης και η περιοχή υποδοχής μπορεί επίσης να είναι καθοριστικής σημασίας (Keller et al., 2011). Για παράδειγμα, τα περισσότερα από τα 569 εισβλητικά είδη στη Μεσόγειο είναι θερμοφιλικά και προέρχονται από τροπικά νερά του Ινδο-Ειρηνικού, τον Ινδικό Ωκεανό, την Ερυθρά Θάλασσα και τις παντροπικές περιοχές (Galil et al., 2009).

Οι διαφορές στο τρόπο ζωής και στην αναπαραγωγή μπορούν να διαφοροποιήσουν τους εισβολείς από τα σπάνια είδη. Αυτό είναι εμφανές στα μύδια (Ουνιονίδες) του γλυκού νερού, τα οποία συγκαταλέγονται στα πιο επικίνδυνα ταξινομημένα είδη γλυκού νερού τόσο στη Βόρεια Αμερική όσο και στην Ευρώπη (Strayer et al., 2004, Geist 2010). Αυτά τα είδη παράγουν προνύμφες glochidia που πρέπει να προσκολληθούν σε έναν κατάλληλο ξενιστή

(ψάρια) για να επιβιώσουν. Ο υψηλός βαθμός εξειδίκευσης και ο πολύπλοκος κύκλος ζωής των (Ουνιονίδων) πιθανώς συμβάλλουν στην πτώση αυτής της ομάδας. Αντίθετα, τα διηθητικά μύδια του γένους *Dreissena* είναι λιγότερο εξειδικευμένα και παράγουν ελεύθερες προνύμφες veliger, επιτρέποντας ένα υψηλότερο ποσοστό διασποράς μέσω παθητικής μεταφοράς (π.χ. στο νερό έρματος των πλοίων). Τα εισβλητικά θαλάσσια είδη, τα οποία εισήχθησαν κυρίως στην Ευρώπη μέσω της ναυτιλίας, είναι επίσης πιθανότερο να έχουν στάδια προνυμφών που είναι ανεκτικά στις συνθήκες των πλοίων.

Τα ποσοστά αναπαραγωγής τείνουν να είναι υψηλότερα στα διηθητικά υδρόβια είδη σε σύγκριση με εκείνα στα περισσότερα μη εισβλητικά είδη (Keller et al., 2007). Η υψηλή αναπαραγωγή μπορεί να διευκολύνει την ταχεία εξάπλωση και τις δευτερογενείς εισαγωγές σε άλλες περιοχές. Ο τρόπος σίτισης μπορεί επίσης να είναι σημαντικός, με τη διατροφή των μικροοργανισμών του γλυκού νερού στην Ευρώπη και τη Βόρεια Αμερική να είναι πιο επιτυχημένη στην εισβολή από τον θηρευτή μακροσκοπικά (Karatayev et al., 2009). Αυτό έχει την επίδραση της αύξησης της ροής της ενέργειας μεταξύ βενθικών (δηλ. πυθμένας) και πελαγικών δηλαδή ανοικτών υδάτων περιοχών επειδή τα φύκια που παράγονται κυρίως σε πελαγική ζώνη καταναλώνεται από τους βενθικούς τροφοδότες των φίλτρων. Για σκόπιμες εισαγωγές ψαριών, όπου τα μεγάλα είδη αρπακτικών τείνουν να είναι τα πιο δημοφιλή, ο ανταγωνισμός και η ρύθμιση από την κορυφή προς τα κάτω μπορεί να είναι πιο σημαντική. Συνολικά, οι επιπτώσεις των εισβλητικά ειδών τείνουν να είναι μεγαλύτερες όταν διαπιστώνονται σε μεγάλη αφθονία και έχουν ισχυρό λειτουργικό διακριτικό χαρακτήρα από τα αυτόχθονα είδη (Strayer et al., 2006).

2.5 Αριθμός καθιερωμένων εισβλητικών ειδών στην Ευρώπη

Τουλάχιστον αρκετές χιλιάδες εισβλητικών ειδών έχουν εγκατασταθεί στην Ευρώπη (DAISIE 2009). Αυτά περιλαμβάνουν είδη που δεν προέρχονται από κανένα μέρος της Ευρώπης, καθώς και είδη που είναι εγγενή σε ένα μέρος αλλά τώρα εγκαθίστανται σε άλλο. Τα ακόλουθα τμήματα παρέχουν εκτιμήσεις για τον αριθμό των ειδών σε διαφορετικές κατηγορίες ενδιαιτημάτων που είναι εγκατεστημένες στην Ευρώπη και δεν προέρχονται από κανένα μέρος. Τα στοιχεία αυτά πρέπει να θεωρηθούν ως χαμηλές εκτιμήσεις του πραγματικού αριθμού των καθιερωμένων ειδών, καθώς συμπεριλαμβάνονται μόνο τα καταγεγραμμένα είδη. Είναι πιθανό ότι πολλά επιπλέον είδη έχουν καθιερωθεί αλλά δεν έχουν ακόμη καταγραφεί.

Σύμφωνα με τη βάση δεδομένων DAISIE, υπάρχουν 33 μη ιθαγενή είδη θηλαστικών (Genovesi et al., 2009) και 77 είδη πτηνών στην Ευρώπη (Kark et al., 2009). Αυτά τα αριθμητικά στοιχεία είναι πιθανώς αρκετά ακριβή, διότι αυτά τα είδη είναι σχετικά μεγάλα και εύκολα διαχωρίσιμα από τα ιθαγενή είδη. Για τον ίδιο λόγο, η εκτίμηση 55 καθιερωμένων ερπετών και αμφιβίων στην Ευρώπη (Kark et al., 2009) είναι επίσης πιθανώς αρκετά ακριβής. Αντίθετα, οι εκτιμήσεις για τα ασπόνδυλα είναι πιθανό να είναι πιο σοβαρές οι υποτιμήσεις, επειδή αυτά τα είδη είναι πιο δύσκολο να συλλεχθούν και να ταυτοποιηθούν. Στα χερσαία ασπόνδυλα, τα δεδομένα για τα έντομα τείνουν να είναι ακριβέστερα από εκείνα για τα άλλα ασπόνδυλα (Roques et al., 2009). Τα έντομα είναι επίσης η κυρίαρχη ομάδα μεταξύ των εισβλητικών χερσαίων ασπόνδυλων στην Ευρώπη: 1.522 καθιερωμένα είδη, 1.306 (86%) είναι έντομα (Roques et al., 2009). Αυτό το υψηλό ποσοστό δεν είναι απροσδόκητο, ωστόσο, καθώς το 85% των γνωστών παγκοσμίως ασπόνδυλων είναι έντομα (Bisby et al., 2010).

Τα χερσαία φυτά γενικά είναι καλά δειγματοληπτικά στοιχεία, αλλά μπορεί να είναι δύσκολο να εκτιμηθεί ο συνολικός αριθμός των καθιερωμένων μη βιοματικών ειδών, επειδή στο ίδιο είδος δίνονται συχνά διαφορετικά επιστημονικά ονόματα σε διαφορετικά μέρη της Ευρώπης. Σύμφωνα με τη βάση δεδομένων DAISIE (Lambdon et al., 2008), 5.789 φυτικά είδη έχουν καταγραφεί από την άγρια φύση όχι απαραίτητα εγκατεστημένα σε τουλάχιστον μία ευρωπαϊκή χώρα στην οποία δεν είναι ιθαγενείς. Αυτά τα είδη προέρχονται από 213 οικογένειες και 1.567 γένη, και περιλαμβάνουν 2.843 είδη που δεν προέρχονται από

οποιαδήποτε ευρωπαϊκή χώρα. Συνολικά 3.749 είδη φυτών είναι γνωστό ότι είναι εγκατεστημένα σε τουλάχιστον μία ευρωπαϊκή χώρα στην οποία δεν είναι ιθαγενείς, και 1.780 από αυτά τα είδη δεν είναι εξωγενής στην Ευρώπη. Σημειώνουμε ότι οι αριθμοί που μόλις δόθηκαν περιλαμβάνουν όλα τα είδη που αναγνωρίζονται ως εισβλητικά, ανεξάρτητα από την ημερομηνία εισαγωγής τους (Pyšek et al., 2004). Παραδοσιακά, στις χώρες όπου υπάρχουν διαθέσιμα αρχεία, οι βοτανολόγοι διακρίνουν είδη που εισήχθησαν πριν από την ευρωπαϊκή ανακάλυψη της Αμερικής (1492) και αυτά που εισήχθησαν αργότερα.

Εκτιμάται ότι στην Ευρώπη έχουν εγκατασταθεί 737 εισβλητικά πολυκύτταρα ζωικά είδη από τα θαλάσσια περιβάλλοντα και 262 εισβλητικά είδη στα γλυκά ύδατα (Galil et al., 2009, Gherardi et al., 2009). Αυτά περιλαμβάνουν ένα ευρύ φάσμα των ταξινομικών, συμπεριλαμβανομένων τα ψάρια, τα αρθρόποδα, τα μαλάκια, τα πλατύφυλλα και τα ακανθώδη. Όσον αφορά τα υδρόβια φυτά, εκτιμάται ότι τουλάχιστον 260 είδη που δεν προέρχονται από κανένα μέρος της Ευρώπης είναι εγκατεστημένα στις εσωτερικές πλωτές οδούς (Pyšek et al., 2009).

Ο αριθμός και η ποικιλία των εισβλητικών ειδών ποικίλλει σε διάφορες περιοχές της Ευρώπης. Για παράδειγμα, στη Μεγάλη Βρετανία τα 134 εδραιωμένα εισβλητικά είδη στα οικοσυστήματα των γλυκών υδάτων κυριαρχούνται από φυτά (Genovesi et al., 2009), ψάρια (Richardson 2011), μη αποκομμένα καρκινοειδή (Sax et al., 2007), πλατυελμινθές (Council of the European Union 2009) και αμφίβια (Kowarik 2010, Keller et al., 2009). Στην Ιταλία, τα πρότυπα είναι κάπως διαφορετικά, ενώ τα 112 μη βιώσιμα είδη από τα εσωτερικά υδάτινα συστήματα κυριαρχούνται από τα ψάρια (Leuven et al., 2009), τα μη αποκομμένα καρκινοειδή (Keller et al., 2011) και τα γαστερόποδα (Vilà et al., 2010, Gherardi et al., 2008). Σε κάθε περίπτωση, είναι λογικό να αναμένεται ότι τα εισβλητικά είδη από ομάδες όπως τα ψάρια και οι καραβίδες τα δεδομένα από τα αρχεία που είναι μικρότερα και λιγότερο συχνά δειγματοληπτικά (π.χ., annelids).

Μόνο επτά εισβλητικά αγγειακά φυτά εντοπίστηκαν στα ευρωπαϊκά θαλάσσια οικοσυστήματα (Pyšek et al., 2009). Αντίθετα, οι αριθμοί εισβλητικών θαλάσσιων ειδών δηλαδή συμπεριλαμβανομένων των ζώων και άλλων πολυκύτταρων οργανισμών είναι πολύ μεγαλύτεροι. Οι τρεις κύριες θαλάσσιες βιογεωγραφικές περιοχές της Ευρώπης είναι η Μεσόγειος, η ακτή του Ατλαντικού και η Βαλτική Θάλασσα. Αυτά περιέχουν 569, 200, και 62 καθιερωμένα μη ευαίσθητα είδη, αντίστοιχα (Galil et al., 2009). Αυτά τα είδη καλύπτουν ένα μεγάλο ταξινομικό εύρος, από τα ψάρια μέχρι τα φραγκοστάφυλα και τα φυτά.

2.6 Επιπτώσεις των εισβλητικών ειδών στην Ευρώπη

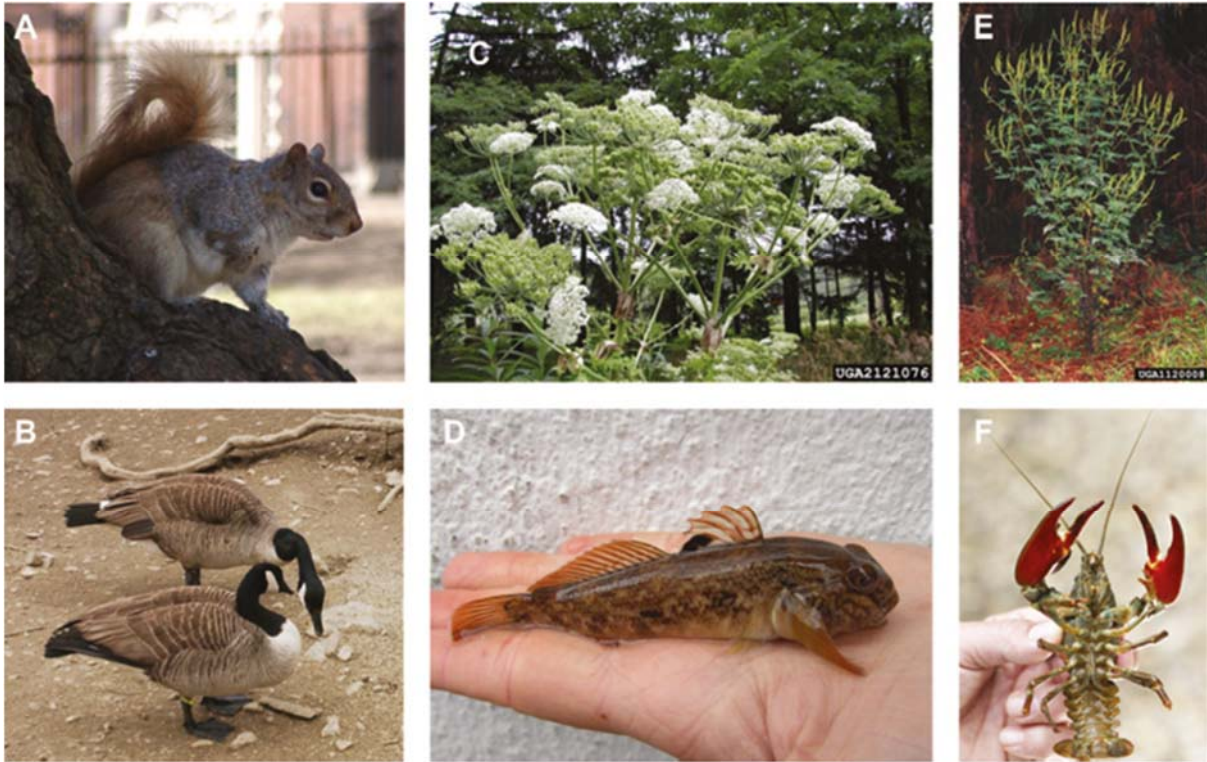
Τα εισβλητικά είδη έχουν ευρύ και ποικίλο εύρος επιπτώσεων στην Ευρώπη. Αυτή η ποικιλομορφία των επιπτώσεων οφείλεται κυρίως στην ποικιλομορφία των ειδών και καθιστά δυσχερείς τις γενικές δηλώσεις σχετικά με τους τύπους των επιπτώσεων. Ωστόσο, είναι σαφές ότι τα εισβλητικά είδη έχουν σημαντικές αρνητικές επιπτώσεις σε πολλά ιθαγενή είδη και σχεδόν όλα τα οικοσυστήματα, στην ευρωπαϊκή οικονομία και στην ανθρώπινη υγεία (Vilà et al., 2010). Μόνο οι οικονομικές επιπτώσεις υπολογίζονται σε τουλάχιστον 12,5 δισεκατομμύρια ευρώ ετησίως και πιθανόν υπερβαίνουν τα 20 δισεκατομμύρια ευρώ (Kettunen et al., 2009).

Οι οικολογικές επιπτώσεις των εισβλητικών χερσαίων ειδών περιλαμβάνουν τα θηράματα / φυτοφάγα, τον ανταγωνισμό, τη μετάδοση ασθενειών και τον υβριδισμό με αυτόχθονα είδη. Οι οικονομικές επιπτώσεις περιλαμβάνουν τις επιπτώσεις στην ανθρώπινη υποδομή, την ανθρώπινη υγεία, την ανθρώπινη κοινωνική ζωή, την κτηνοτροφία, τη φυτική παραγωγή και τη δασοκομία (Vilà et al., 2010, Kumschick et al., 2010, Nentwig et al., 2010). Για παράδειγμα, οι αρουραίοι της Νορβηγίας (*Rattus norvegicus*) προηγούνται πολλών ιθαγενών ειδών και έχουν προκαλέσει μειώσεις σε είδη ιθαγενών πτηνών και μικρών θηλαστικών ειδών. Είναι επίσης μια δεξαμενή και ένα διάλυμα πολλών ασθενειών, συμπεριλαμβανομένης της ηπατίτιδας E, της λεπτοσπείρωσης, του Χανταϊός και του πυρετού Q. Ο επιθετικός αμερικανικός βιζόν (*Neovison vison*) είναι ανταγωνιστής του ευρωπαϊκού βιζόν (*Mustela lutreola*), η οποία είναι τώρα αναφερόμενη ως απειλούμενη από τον κόκκινο κατάλογο των απειλούμενων ειδών της IUCN. Ένα άλλο παράδειγμα ενός διεισδυτικού ανταγωνιστή ενός ιθαγενούς είδους είναι ο γκρίζος σκίουρος της Βόρειας Αμερικής (*Sciurus carolinensis*, Σχήμα 2A) που απειλεί τον εγγενή κόκκινο σκίουρο (*Sciurus vulgaris*), ειδικά στο Ηνωμένο Βασίλειο και την Ιταλία. Η χήνα του Καναδά (*Branta canadensis*, Σχήμα 2B) είναι επίσης εισβολέας. Υβριδίζεται και ανταγωνίζεται με τις γηγενείς χήνες και τα περιττώματά του μπορούν να προκαλέσουν κινδύνους για την ανθρώπινη υγεία και ανθοφορία. Το ασιατικό κουνούπι τίγρης (*Aedes albopictus*) ανταγωνίζεται με αυτόχθονα είδη κουνουπιών, τα τσιμπήματα του είναι ενοχλητικά για τον άνθρωπο και είναι ένας φορέας για ασθένειες όπως ο ιός του Δυτικού Νείλου. Ένα άλλο εισβλητικό χερσαίο ασπόνδυλο με σοβαρές επιπτώσεις είναι η πασχαλίτσα αρλεκίνος (*Harmonia axyridis*). Η τάση της για να ζεσταθεί σε μεγάλες ομάδες μέσα σε κτίρια δημιουργεί όχληση σε πολλούς ανθρώπους και η δυσάρεστη οσμή των σωματικών υγρών μπορεί να καταστρέψει τη γεύση

του κρασιού. Απειλεί επίσης τις εγγενείς λίμνες και άλλα ευρωπαϊκά είδη εντόμων. Συνολικά, εισβάλλοντας χερσαία ασπόνδυλα είδη προκαλούν κόστος στην Ευρώπη τουλάχιστον 1,5 δισεκατομμυρίων ευρώ ετησίως και τα εισβλητικά χωρικά σπονδυλωτά προκαλούν κόστος τουλάχιστον 4,8 δισεκατομμυρίων ευρώ ετησίως (Kettunen et al., 2009).

Πολλά εισβλητικά φυτικά είδη στην Ευρώπη αναγνωρίζονται κυρίως ως γεωργικά ή δασικά ζιζάνια. Επιπλέον, 17 από τα 18 είδη φυτών που καταγράφηκαν μεταξύ των πλέον επιβλαβών επιθετικών ειδών στην Ευρώπη (DAISIE 2009) είναι γνωστό ότι μειώνουν τον οικοτόπο των ιθαγενών ειδών (Pyšek et al., 2009).

Οκτώ από αυτά αναφέρθηκαν να διαταράζουν το κοινοτικό σύνολο, για παράδειγμα επηρεάζοντας τα δίκτυα επικονιαστικών φυτών (Pyšek et al., 2009). Τα εισβλητικά είδη φυτών μπορούν επίσης να υβριδοποιηθούν με στενά συγγενή φυσικά είδη, έτσι ώστε να χαθούν διακεκριμένοι γονότυποι φυσικών φυτών (Vilà et al., 2000). Είδη όπως το ιαπωνικό πολύγονο (*Falloria japonica*) και το βάλσαμο των Ιμαλαίων (*Impatiens glandulifera*) αναπτύσσονται και είναι οχληρά είδη κατά μήκος των σιδηροδρομικών γραμμών και των υδάτινων οδών. Άλλα είδη φυτών μπορεί να προκαλέσουν σοβαρά προβλήματα υγείας. Για παράδειγμα, το γιγαντιαίο ηράκλειο το σφονδύλιο (*Herracleum mantegazzianum*, Σχήμα 2C) παράγει σφρίγος που προκαλεί αλλοιώσεις του δέρματος στους ανθρώπους κατά την επαφή (Pyšek et al., 2007). Η γύρη της επεμβατικής αμβροσίας (*Ambrosia artemisiifolia*, Σχήμα 2E) είναι εξαιρετικά αλλεργιογόνα για τον άνθρωπο και οι εκτιμήσεις για το σχετικό ιατρικό κόστος στη Γερμανία κυμαίνονται μεταξύ 17 και 47 εκατομμυρίων ευρώ ετησίως (Reinhardt et al., 2003). Σύμφωνα με τους Vilà et al. (2010), οι πιο δαπανηροί φυτικοί εισβολείς που πλήττουν τη διατήρηση της φύσης, τη γεωργία, τη δασοκομία και την αλιεία στην Ευρώπη είναι είδη χοιροειδών (*Carobrotus* spp.). Αυτά παράγουν ετήσιο κόστος για τον έλεγχο και την εκρίζωση στην Ισπανία ύψους περίπου 0,58 εκατομμυρίων ευρώ (Andreu et al., 2009). Συνολικά, οι επεμβατικές χερσαίες εγκαταστάσεις προκαλούν κόστος στην Ευρώπη τουλάχιστον 3,7 δισεκατομμύρια ευρώ ετησίως (Kettunen et al., 2009).



Σχήμα 2. Παραδείγματα εισβλητικών ειδών στην Ευρώπη με μεγάλο αντίκτυπο . (A) γκρίζο σκίουρο (*Sciurus carolinensis*), εγγενής στη Βόρεια Αμερική, © Jeschke; (B) χήνα του Καναδά (*Branta canadensis*), επίσης ιθαγενή στη Βόρεια Αμερική, © Jeschke; (C) το γιγαντιαίο ηράκλειο το σφονδύλιο (*Heracleum mantegazzianum*), που προέρχεται από την περιοχή του Καυκάσου, © Denholm, NJ Τμήμα Γεωργίας, Bugwood.org. (D) Νεογωβιός μελανόστομος (*Neogobius melanostomus*), που προέρχεται από τις θάλασσες της Κασπίας, της Μαύρης και της Αζοφικής, © Μονάδα Βιολογίας Συστημάτων του Aquatic, TUM. (E) κοινή αμβροσία (*Ambrosia artemisiifolia*), που προέρχεται από τη Βόρεια Αμερική, © Bodner, Southern Weed Science Society, Bugwood.org. (F) Αμερικάνικη караβίδα (*Pacifastacus leniusculus*), που προέρχεται από τη Βόρεια Αμερική, © Aquatic Systems Biology Unit, TUM.

Τα εισβλητικά είδη θεωρούνται μία από τις πέντε κυριότερες απειλές για την υδρόβια βιοποικιλότητα παγκοσμίως (Sala et al., 2000), με ιδιαίτερα μεγάλες επιπτώσεις στους οικοτόπους γλυκών υδάτων (Dudgeon et al., 2006, Geist 2011). Η απομονωμένη φύση των περισσότερων ενδιαιτημάτων γλυκού νερού σημαίνει ότι η φυσική εξάπλωση των υδρόβιων οργανισμών σε νέα ενδιαιτήματα λαμβάνει χώρα σε χαμηλές συχνότητες. Με τη σειρά του, αυτό σημαίνει ότι οι υδάτινες κοινότητες τείνουν να είναι διαφορετικές μεταξύ τους και έτσι

οι αυξημένοι ρυθμοί μετακίνησης των ειδών που προκαλούνται από τις οδούς του ανθρώπου, έχουν μεγάλες δυνατότητες για επιπτώσεις στη βιοποικιλότητα.

Παραδοσιακά, η μελέτη των εισβολών στα υδρόβια οικοσυστήματα έχει επικεντρωθεί σε οικονομικά σημαντικά και ορατά είδη, ενώ οι διεισδυτικοί πληθυσμοί μικρών ταξινομικών (π.χ. πλαγκτόν) ομάδων που είναι δύσκολο ή (π.χ. chironomids) σπανίως έχουν ληφθεί υπόψη. Ως ένα μεγαλύτερο και πιο ορατό είδος, οι караβίδες της Βορείου Αμερικής (*Pacifastacus leniusculus*, Σχήμα 2F) έχουν παρατηρηθεί και καταγραφεί σχετικά καλά. Εισήχθησαν στην Ευρώπη κυρίως για την υδατοκαλλιέργεια, εξαπλώθηκαν ταχέως και θεωρούνται πλέον μία από τις σημαντικότερες απειλές για την ιθαγενή πανίδα της караβίδας (Souty-Grosset et al., 2006). Εκτός από την ανταγωνιστική τους συμπεριφορά (Söderbäck 1995), οι караβίδες της Βόρειας Αμερικής είναι ξενιστές της πανώλης των караβίδων (*Aphanomyces astaci*), ένας μύκητας που προκαλεί μια θανατηφόρα ασθένεια στις ευρωπαϊκές караβίδες (Söderhäll et al., 1999). Επίσης, η εισαγωγή εισβλητικών ειδών όπως σολομονίδες και γωβίδες (π.χ. *Neogobius melanostomus*, Εικόνα 3D) είχε ως αποτέλεσμα την πτώση ή ακόμη και την εξαφάνιση των ιθαγενών ειδών και προκάλεσε μετατοπίσεις οικοσυστημάτων σε λίμνες και ρέματα (DAISIE 2009, Rahel 2002). Από οικονομικής απόψεως, το μύδι ζέβρα (*Dreissena polymorpha*), το οποίο μπορεί να μπλοκάρει πλήρως τα συστήματα ψύξης σε υδροηλεκτρικά εργοστάσια, έχει πιθανώς τη μεγαλύτερη επίδραση όλων των εισβολέων του γλυκού νερού.

Στα θαλάσσια ενδιαιτήματα, οι αρνητικές επιπτώσεις των εισβλητικών ειδών περιλαμβάνουν μειώσεις στον πλούτο και την αφθονία των ιθαγενών ειδών. Αυτές οι επιπτώσεις έχουν συσχετιστεί με την εισβολή των *Caulerpa taxifolia* στη Μεσόγειο (Longepierre et al., 2005) και με τα υψηλά ποσοστά θνησιμότητας των ευρωπαϊκών στρειδιών (*Ostrea edulis*) λόγω του ανταγωνισμού με τα εισαγόμενα στρείδια του Ειρηνικού (*Crassostrea gigas*) προκαλώντας βλάβες από τα εισαγόμενα παράσιτα. Παρά τα παραδείγματα αυτά, υπάρχουν λίγα περιεκτικά στοιχεία για τις περισσότερες επιπτώσεις των εισβλητικών θαλάσσιων ειδών και υπάρχουν μερικά παραδείγματα οικονομικών οφελών. Για παράδειγμα, η απελευθέρωση του κόκκινου καβουριού (*Paralithodes camtschaticus*) στη Μπάρεντς και η διάστρωση προς νότο κατά μήκος της ακτής της Νορβηγίας προσφέρουν επιπλέον αλιεία και εισόδημα για τους αλιείς, ύψους 9 εκατομμυρίων ευρώ ετησίως (Galil et al., 2009). Ωστόσο, οι αρνητικές επιπτώσεις των διηθητικών υδρόβιων ειδών στην Ευρώπη

είναι υψηλές και έχουν εκτιμηθεί ότι κοστίζουν τουλάχιστον 2,2 δισεκατομμύρια ευρώ ετησίως (Kettunen et al., 2009).

2.7 Η πολιτική των εισβλητικών ειδών στην Ευρώπη

Υπάρχει μεγάλη ποικιλία εθνικών προσεγγίσεων για τα εισβλητικά είδη εντός της ΕΕ (Shine et al ., 2010). Αυτά κυμαίνονται από σχετικά προηγμένες πολιτικές και διαδικασίες, όπως στην Ολλανδία, όπου υπάρχει ένα εθνικό πλαίσιο πολιτικής για την αντιμετώπιση των εισβλητικών ειδών, στα έθνη που κάνουν σχετικά λίγα για να αποτρέψουν την άφιξη και την εξάπλωση των εισβολέων. Ωστόσο, τα ανοιχτά εσωτερικά σύνορα δημιουργούν πρόβλημα αδυναμίας σύνδεσης στην ΕΕ, όπου ακόμη και τα έθνη με τις αυστηρότερες πολιτικές παραμένουν σε κίνδυνο, επειδή κάποιιοι από τους γείτονες και τους εμπορικούς τους εταίρους κάνουν σχετικά λίγους ελέγχους (Perrings et al.,2010).

Σε διεθνές επίπεδο υπάρχουν διάφορα μέσα που αντιμετωπίζουν τις απειλές από τα εισβλητικά είδη. Αυτές περιλαμβάνουν τη Σύμβαση για τη Βιολογική Ποικιλότητα (CBD, εφαρμοσμένη στην ευρωπαϊκή νομοθεσία με την απόφαση 93/626 / ΕΟΚ του Συμβουλίου), η οποία απαιτεί να επικυρώνονται από τα έθνη ώστε να εργάζονται για την πρόληψη της εισαγωγής, της εξάπλωσης και της εξαγωγής όλων των ειδών των εισβλητικών ειδών (<http://www.cbd.int/>). Ωστόσο, δεν υπάρχει ιστορικό ότι τα έθνη έχουν κυρωθεί επειδή δεν ακολουθούν τις κατευθυντήριες οδηγίες για τα εισβλητικά είδη και υπάρχουν λίγες ενδείξεις ότι η CBD έχει οδηγήσει σε βελτιωμένη διαχείριση των εισβλητικών ειδών σε παγκόσμια κλίμακα.

Τα εισβλητικά είδη που δημιουργούν άμεσες απειλές για τα ζώα ή τα φυτά, καλλιεργούμενα ή άγρια, διαχειρίζονται ενεργά σε διεθνές επίπεδο η Παγκόσμια Οργάνωση Υγείας των Ζώων (ΟΙΕ) και η Διεθνής Σύμβαση για την Προστασία των Φυτών (IPPC) αντίστοιχα. Ενώ αυτά τα μέσα αποδείχθηκαν αποτελεσματικά για τον περιορισμό της εξάπλωσης ορισμένων εισβολέων, χρησιμοποιήθηκαν συχνότερα για την αντιμετώπιση των ασθενειών των ζώων και παρασίτων των καλλιεργειών, με λιγότερη προσοχή σε εισβλητικά είδη που προκαλούν κυρίως περιβαλλοντική βλάβη (Shine et al ., 2010). Στο πλαίσιο της ΟΠΕΡ είναι η Ευρωπαϊκή και Μεσογειακή Σύμβαση για την Προστασία των Φυτών, η οποία αναπτύσσει περιφερειακά μέτρα για την πρόληψη της εξάπλωσης διηθητικών φυτών και φυτικών παρασίτων για τα 50 κράτη μέλη της (δηλαδή περισσότερα από τα κράτη της ΕΕ). Το επίκεντρό της ήταν επίσης σε μεγάλο βαθμό σε παράσιτα της γεωργίας.

Παρόλο που η ΕΕ έχει τώρα πολιτικές που ασχολούνται με διάφορα περιβαλλοντικά ζητήματα σε ολόκληρη την περιοχή (π.χ. κλιματική αλλαγή, ρύπανση από χημικές ουσίες),

δεν έχει ακόμη θεσπιστεί νομοθεσία για την αντιμετώπιση ολόκληρου του είδους των εισβλητικών ειδών και των οδών τους. Αντ' αυτού, υπάρχουν διάφορα καθεστώτα και οδηγίες που αφορούν ορισμένα εισβλητικά είδη ή ορισμένες οδούς εισαγωγής. Δίνουμε εδώ δύο παραδείγματα. Πρώτον, ο Κανονισμός 708/2007 του Συμβουλίου καθορίζει διαδικασίες και πρότυπα για την υδατοκαλλιέργεια στην ΕΕ, με στόχο τη μείωση των κινδύνων που θα δημιουργήσουν τα εισβλητικά ψάρια ή οι ασθένειες που μεταφέρουν, και θα εισχωρήσουν. Δεύτερον, το καθεστώς φυτοϋγειονομικού ελέγχου αφορά την εισαγωγή και την εξάπλωση των εισβλητικών φυτών και των παρασίτων των φυτών, αλλά έχει χρησιμοποιηθεί κυρίως για την αντιμετώπιση παρασίτων της γεωργίας. Τα φυτά που ενέχουν κινδύνους περιβαλλοντικής βλάβης, αν και μπορούν να φτάσουν μέσω των ίδιων οδών, γενικά δεν καλύπτονται.

Παρόλο που τα δύο παραδείγματα που μόλις αναφέρονται αφορούν σημαντικές πτυχές του προβλήματος των εισβλητικών ειδών, το γενικό ευρωπαϊκό πλαίσιο πολιτικής εξακολουθεί να εξαπλώνεται σε πολλές παρόμοιες και κατακερματισμένες νομοθετικές πράξεις. Αυτό δημιουργεί σύγχυση σχετικά με τα είδη και τις οδούς που θα πρέπει να αντιμετωπιστούν με το όποιο μέσο και τελικά σημαίνει ότι δεν αντιμετωπίζονται πολλά εισβλητικά είδη και μονοπάτια (Shine et al ., 2010). Σε απάντηση, έχουν δημιουργηθεί αρκετά προγράμματα για τον εντοπισμό κενών στο σημερινό πλαίσιο και την υποβολή λύσεων. Ένα παράδειγμα είναι το πρόγραμμα IMPASSE που έχει αναθεωρήσει τους κινδύνους εισαγωγής των διηθητικών ειδών ψαριών και των ασθενειών των ψαριών μέσω της υδατοκαλλιέργειας. Ωστόσο, ακόμη και αν εφαρμοστούν όλες οι συστάσεις από αυτά τα προγράμματα, το βασικό ευρωπαϊκό νομοθετικό πλαίσιο θα παραμείνει διάσπαρτο, δημιουργώντας μεγάλα εμπόδια για μια συντονισμένη απάντηση στο πρόβλημα των εισβλητικών ειδών.

Αυτή η έλλειψη συντονισμού χαρακτηρίστηκε ως σοβαρή αδυναμία της Επιτροπής των Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων (Commission of the European Communities 2008). Σε απάντηση, η Επιτροπή παρουσίασε τρεις πολιτικές επιλογές. Το πρώτο είναι ένα μοντέλο ως προς το παρελθόν, στο οποίο η ΕΕ εξακολουθεί να βασίζεται στην τρέχουσα σειρά εθνικών και πολιτικών της ΕΕ και το φάσμα των διεθνών πολιτικών μέσων για την αντιμετώπιση των εισβλητικών ειδών. Το δεύτερο είναι να μεγιστοποιηθεί η χρήση του υφιστάμενου πλαισίου πολιτικής της ΕΕ, ενδεχομένως με κάποιες τροποποιήσεις νομικών μέσων, ώστε να αντιμετωπίζονται καλύτερα τα εισβλητικά είδη. Αυτή η προσέγγιση προσελκύει περισσότερο την χρήση της επειδή δεν θα απαιτηθεί νέα νομοθεσία. Ωστόσο, θα εξακολουθεί να είναι περιορισμένη στην εφαρμογή της, διότι καμία τρέχουσα πολιτική δεν καλύπτει όλα τα

εισβλητικά είδη ή μονοπάτια. Η τελική επιλογή είναι να δημιουργηθεί ένα νέο νομικό μέσο σε επίπεδο ΕΕ που θα ισχύει για όλα τα κράτη μέλη. Αυτή η τρίτη επιλογή θα μπορούσε να συμπληρωθεί με τη δημιουργία ενός Ευρωπαϊού Κέντρου για τη διοίκηση των εισβλητικών ειδών που θα παρείχε συντονιστικό ρόλο (Hulme et al., 2009).

Ο Shine et al., (2010) συνέταξε πρόσφατα μια περιεκτική ανασκόπηση της υφιστάμενης εθνικής, διεθνούς και ευρωπαϊκής πολιτικής και στηρίχθηκε σε αυτό για να αξιολογήσει τις τρεις πολιτικές επιλογές. Συνιστούσαν θερμά την τελική επιλογή - ένα νέο νομοθετικό μέσο - και σημείωσαν ότι είναι η μόνη επιλογή που θα μπορούσε να αποτελέσει τη βάση για συντονισμένη δράση κατά όλων των εισβλητικών ειδών. Επιπρόσθετα, μια οικονομική ανάλυση έδειξε ότι αν και αυτή η επιλογή θα ήταν η πιο ακριβή, το κόστος της θα ήταν πολύ μικρότερο από το κόστος αποφυγής των εισβλητικών ειδών που θα απέτρεπε από την άφιξή τους ή θα τη διαχειριζόταν πιο αποτελεσματικά (Shine et al., 2010).

Κεφάλαιο 3

ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

Πρώτα θα παρουσιασθή η πρόβλεψη της δυνητικής κατανομής των εισβλητικών ειδών με χρήση GIS και θεωρητικών προσεγγίσεων πληροφόρησης. Οι εισβολές των εισβλητικών ειδών αποτελούν μερικά από τα πιο δραματικά οικολογικά γεγονότα στην ανθρώπινη ιστορία και ορισμένα από αυτά τα γεγονότα απειλούν την οικονομία μας, τη δημόσια υγεία και την οικολογική ακεραιότητα (Perrings et al., 2010). Η εξήγηση της φύσης των ειδών και των σχέσεων μεταξύ ειδών και περιβάλλοντος και η πρόβλεψη της χωρικής κατανομής των διεισδυτικών εισβλητικών ειδών έχουν μεγάλη σημασία για την ανάπτυξη και εφαρμογή συστημάτων έγκαιρης προειδοποίησης και πρόληψης (Kolar et al., 2001, Williamson 1996). Μια προσέγγιση για προβλέψεις ειδικών για συγκεκριμένα είδη περιλαμβάνει τη χρήση μοντέλων που βασίζονται σε βιοτόπους ή σε εξειδικευμένα περιβάλλοντα, όπου αναγνωρίζονται και χαρτογραφούνται με περιβαλλοντικούς όρους κατάλληλους για τη διατήρηση των πληθυσμών ενός είδους και χαρτογραφούμενοι σε γεωγραφικό χώρο.

Αυτή η προσέγγιση συνδυάζει τα δεδομένα θέσης δείγματος με μια σειρά επιπέδων πληροφορίας GIS (π.χ. κλίμα, τοπογραφία και κάλυψη γης) για τη δημιουργία οικολογικών μοντέλων των απαιτήσεων των ειδών σε πολυδιάστατο οικολογικό χώρο. Το GIS μπορεί να προβάλλει αυτά τα οικολογικά μοντέλα πίσω σε έναν γεωγραφικό χώρο και να καταδείξει την καταλληλότητα του βιότοπου τόσο σε γηγενείς όσο και σε εξωτικές κλίμακες (Sala et al., 2000). Τα γενικευμένα γραμμικά μοντέλα (GLM) με δυνητική κατανομή για μια μεταβλητή δυαδικής απόκρισης δηλαδή, η λογιστική παλινδρόμηση είναι πολύ δημοφιλής και συχνά χρησιμοποιούνται για την μοντελοποίηση των ειδικών ειδών. Η παραδοσιακή προσέγγιση στο GLM βασίστηκε σε δοκιμασίες υποθέσεων. Η εγκυρότητα αυτής της μεθόδου έχει αμφισβητηθεί από ορισμένους συγγραφείς (Jeschke et al., 2005, Vilà et al., 2010), ειδικά σε

σχέση με τη χρήση δυνητικά άσχετων υποθέσεων, τυχαίων επιπέδων σημασίας και αβεβαιότητας επιλογής μοντέλου.

Μια εναλλακτική στρατηγική για την επιλογή και τη συμπερίληψη μοντέλων βασίζεται σε θεωρητικές προσεγγίσεις πληροφόρησης και χρησιμοποιεί μετρήσεις όπως τα Κριτήρια Πληροφοριών Akaike (AIC) και DAISIE (2009). Οι θεωρητικές προσεγγίσεις πληροφοριών βασίζονται στην ιδέα ότι μπορεί να μην υπάρχει ένα αληθινό μοντέλο. Πράγματι, τα μοντέλα προσεγγίζουν μόνο την πραγματικότητα. Ο στόχος είναι να προσδιοριστεί ποιο μοντέλο θα προσέγγιζε καλύτερα την πραγματικότητα, δηλαδή να ελαχιστοποιήσει την απώλεια πληροφοριών όπως μετράται με πληροφορίες Kullback-Leibler (Keller et al., 2009). Αυτή η προσέγγιση προσφέρει πολλά πλεονεκτήματα για τη μοντελοποίηση των κατανομών των ειδών, συμπεριλαμβανομένης της δυνατότητας σύγκρισης των μη εμφυτευμένων μοντέλων, του προσδιορισμού της σχετικής μεταβλητής σημασίας και της εκτέλεσης των συμπερασμάτων πολλαπλών μοντέλων (Hulme et al., 2008).

Τα δεδομένα δειγματοληψίας, απουσίας αποτελούν σημαντικό μέρος της μοντελοποίησης των ενδιατημάτων (Lambdon et al., 2008, Kowarik 2010). Το δείγμα πρέπει να είναι αμερόληπτο ώστε να είναι αντιπροσωπευτικό του συνόλου του πληθυσμού. Στην πράξη, είναι δύσκολο να ληφθούν ακριβή στοιχεία για την απουσία ενός είδους δεδομένου όπου οι περισσότερες ιστοθέσεις μουσειακών αρχείων καταγράφηκαν σε περιοχές στις οποίες συλλέχθηκαν είδη, αλλά όχι σε περιπτώσεις όπου τα είδη δεν υπήρχαν. Ακόμη και στον τομέα, η έννοια της απουσίας μπορεί να είναι διφορούμενη λόγω της δυσκολίας να εξακριβωθεί η απουσία ενός είδους σε μια μονάδα δείγματος (Kowarik 2010). Αυτό αντιπροσωπεύει μια αδυναμία στο ότι το σύνολο δειγματοληψίας είναι προκατειλημμένο εντελώς προς μια συγκεκριμένη τιμή της εξαρτώμενης μεταβλητής. Πρόσφατα, οι στατιστικές μέθοδοι του γενικού σκοπού, όπως η λογιστική παλινδρόμηση, οι οποίες έχουν εφαρμοστεί σε καταστάσεις μόνο παρουσίας, λαμβάνοντας ένα τυχαίο δείγμα εικονοστοιχείων από την περιοχή μελέτης, γνωστό ως «pixels background» ή «ψευδο-απουσίες». αυτά χρησιμοποιήθηκαν στη θέση των δεδομένων απουσίας κατά τη διάρκεια της μοντελοποίησης (Kowarik 1995).

Αυτή η προσέγγιση κινδυνεύει να δημιουργήσει χώρους απουσίας όπου υπάρχει ένα είδος, αλλά δεν είναι γνωστό ότι υπάρχει. Επομένως, η ερμηνεία μιας επιφάνειας απόλυτης πιθανότητας της επιφάνειας καταλληλότητας των βιοτόπων που προέρχεται από την υλικοτεχνική παλινδρόμηση με δεδομένα μόνο παρουσία του, είναι αμφισβητήσιμη και μια

καλύτερη μέθοδος είναι που απαιτούνται για τη μοντελοποίηση της καταλληλότητας των οικοτόπων χρησιμοποιώντας την προσέγγιση GLM, δεδομένης της έλλειψης πραγματικών δεδομένων απουσίας. Σε αυτή τη μελέτη, προτείνουμε μια βελτιωμένη προσέγγιση λογικής προσέγγισης σε ένα θεωρητικό πλαίσιο πληροφοριών για να παρακάμψουμε αυτές τις δυσκολίες. Οι θεωρητικές προσεγγίσεις πληροφοριών μπορούν να χρησιμοποιηθούν για τον υπολογισμό και την αξιολόγηση της επιλογής μοντέλου και την παραγωγή ενός μοντέλου με σταθμισμένο μέσο όρο που βασίζεται σε πολλαπλά μοντέλα. Πολλά από τα διαθέσιμα δεδομένα σχετικά με την εμφάνιση ειδών συνίστανται σε σύνολα δεδομένων μόνο για την παρουσία. Προκειμένου να μειωθεί η προκαταρκτική δειγματοληψία, αναπτύξαμε μια νέα προσέγγιση ειδικά για να διαχωρίσουμε την καταλληλότητα των σχετικών οικοτόπων για τα εισβλητικά είδη χρησιμοποιώντας μια στατιστική προσέγγιση συχνοτήτων και να δείξουμε αυτήν την προσέγγιση μέσω μιας ανάλυσης καταλληλότητας των ενδιαιτημάτων.

Στην μεθοδολογία αναλύεται το νοηματικό πλαίσιο του δυνητικού προσδιορισμού του ενδιαιτήματος του Βιζόν. Η παραμετροποίηση του νοηματικού πλαισίου εξαρτάται από τα βιβλιογραφικά δεδομένα και τις αναφορές- μελέτες που έχουν σχέση με τα ζώα του συγκεκριμένου είδους τα οποία έχουν διαφύγει και διαμένουν στον νομό Καστοριάς.

Η εφαρμογή του νοηματικού πλαισίου σε γεωγραφικά δεδομένα είναι συνάρτηση τόσο του βαθμού στο οποίο μπορεί να ποσοτικοποιηθεί το νοηματικό πλαίσιο σε χωρικούς κανόνες και συνθήκες αλλά και της διαθεσιμότητας αλλά και της ανάλυσης κατάλληλων γεωγραφικών δεδομένων που ενδυνάμη θα μπορούν να υποστηρίξουν τα παραπάνω (Γεωργιάδης 2018, Παγούνης 2018). Πιο συγκεκριμένα, το βιζόν διαβιεί κοντά σε υδάτινες επιφάνειες ως εισβλητικό είδος που έχει απελευθερωθεί από φάρμες εκτροφής ή δραπετεύσει (Παγούνης 2018) και είναι σε ανταγωνισμό με τα ενδημικά είδη που είτε είναι η τροφή του και είτε ζουν στο ίδιο ενδιαιτήμα. Αυτές οι συνθήκες (εκτροφία βιζόν για την παραγωγή γούνας έχουν αναπτυχθεί στο νομό Καστοριάς (Παγούνης 2018) και κρίνεται σκόπιμο η μελέτη του είδους το οποίο έχει αρχίσει να αποτελεί πρόβλημα για το τοπικό οικοσύστημα (Schou and Malmkvist. 2018, Mink facts 2019).

3.1 Αμερικάνικο βιζόν



Εικόνα 2. Αμερικάνικο βιζόν (*Neovision vison*)

Το αμερικανικό βιζόν (*Neovision vison*) ανήκει στο είδος mustelid το οποίο προέρχεται από την Βόρεια Αμερική, αν και η ανθρώπινη παρέμβαση έχει επεκτείνει την εμβέλεια του σε πολλά μέρη της Ευρώπης και της Νότιας Αμερικής. Λόγω της επέκτασης της περιοχής, το αμερικανικό βιζόν ταξινομείται από την IUCN ως ένα είδος με μικρότερη ανησυχία. Το αμερικανικό βιζόν είναι το μοναδικό μέλος του γένους *Neovision*. Το αμερικανικό βιζόν είναι ένα σαρκοφάγο που τρέφεται κυρίως με τρωκτικά, ψάρια, καρκινοειδή, βατράχια και πουλιά. Με την εισαγωγή του στην Ευρώπη έχει ταξινομηθεί ως ένα εισβλητικό είδος που συνδέεται με την μείωση του ευρωπαϊκού βιζόν. Είναι το ζώο που εκτρέφεται συχνότερα για τη γούνα του, υπερβαίνοντας άλλα είδη με οικονομική σημασία (Schou and Malmkvist, 2018).



Εικόνα 3. Χάρτης που δείχνει την επέκταση του Αμερικάνικου βιζόν (*Neovision vison*)

Παγκοσμίως.

Το Αμερικάνικο βιζόν είναι ένα ζώο που δεν είναι διάσπαρτο και δεν σχηματίζει δεσμούς ζεύγους . Η έναρξη της εποχής ζευγαρώματος κυμαίνεται από τον Φεβρουάριο στις νότιες περιοχές έως τον Απρίλιο στις βόρειες. Το αμερικανικό βιζόν αναπαράγονται ένα μήνα νωρίτερα από το ευρωπαϊκό βιζόν. Τα αρσενικά παλεύουν συνήθως κατά τη διάρκεια της εποχής ζευγαρώματος, η οποία μπορεί να οδηγήσει στο σχηματισμό χαλαρών, προσωρινών ιεραρχιών κυριαρχίας που διέπουν την πρόσβαση σε δεκτικές θηλυκές. Η περίοδος ζευγαρώματος διαρκεί τρεις εβδομάδες, με την ωορρηξία να προκαλείται από την παρουσία των αρσενικών. Η διαδικασία ζευγαρώματος είναι βίαιη, με το αρσενικό τυπικά να δαγκώνει το θηλυκό στον αυχένα του λαιμού του για να ζευγαρώσει. Το ζευγάρι διαρκεί από 10 λεπτά έως τέσσερις ώρες. Τα θηλυκά είναι δεκτικά για διαστήματα επτά έως 10 ημερών κατά τη διάρκεια της περιόδου αναπαραγωγής τριών εβδομάδων και μπορούν να ζευγαρώσουν με πολλά αρσενικά. Το αμερικανικό βιζόν είναι από τα μοναδικά θηλαστικά που ζευγαρώνουν την άνοιξη και έχουν μικρή καθυστέρηση πριν από την γονιμοποίηση. Αυτή η καθυστερημένη της εμφύτευσης του σπέρματος ζωαρίου επιτρέπει στα έγκυα βιζόν να παρακολουθούν τις περιβαλλοντικές συνθήκες και να επιλέγουν έναν ιδανικό χρόνο και τόπο για τον τοκετό .

Η περίοδος κύησης διαρκεί από 40 έως 75 ημέρες, με την πραγματική εμβρυϊκή ανάπτυξη να λαμβάνει χώρα μετά από 30-32 ημέρες, υποδεικνύοντας ότι η καθυστερημένη γονιμοποίηση μπορεί να διαρκέσει από οκτώ έως 45 ημέρες. Τα μωρά γεννιούνται από τον Απρίλιο μέχρι τον Ιούνιο. Τα μωρά είναι τυφλά κατά τη γέννηση, ζυγίζουν έξι γραμμάρια και διαθέτουν ένα κοντό τρίχωμα λεπτό, ασήμι-λευκών τριχών. Τα μωρά εξαρτώνται από το μητρικό γάλα, το οποίο περιέχει 3,8% λιπίδια , 6,2% πρωτεΐνη , 4,6% λακτόζη και 10,66% ανόργανα άλατα. Τα μάτια τους ανοίγουν μετά από 25 μέρες με τον απογαλακτισμό να γίνεται μετά από πέντε εβδομάδες. Τα μωρά αρχίζουν να κυνηγούν μετά από οκτώ εβδομάδες, αλλά μένουν κοντά στη μητέρα τους μέχρι το φθινόπωρο, όταν γίνουν ανεξάρτητα. Η σεξουαλική ωριμότητα επιτυγχάνεται κατά την πρώτη άνοιξη, όταν είναι σε ηλικία περίπου 10 μηνών.

Το αμερικανικό βιζόν συχνά μεταφέρει τσιμπούρια και ψύλλους ως παράσιτα. Τα είδη που είναι γνωστά ως μολυσμένα περιλαμβάνουν το *Ixodes hexagonus*, το *Ixodes canisuga*, το *Ixodes ricinus* και το *Ixodes acuminatus*. Τα είδη ψύλλων που είναι γνωστά ότι προσβάλλουν τα βιζόν περιλαμβάνουν τα *Palaeopsylla minor*, *Malaraeus penicilliger*, *Ctenophthalmus noblis*, *Megabothris walkeri*, *Typhloceras poppei* και *Nosopsyllus fasciatus*. Τα

ενδοπαράσιτα περιλαμβάνουν το *Skryabingylus nasicola* και το *Trogloctrema acutum*. Το Trematode *Metorchis conjunctus* μπορεί επίσης να μολύνει και τα αμερικανικά βιζόν. Η μεταδοτική εγκεφαλοπάθεια των νωπών κρεάτων (TME) είναι ασθένεια prion του βιζόν, παρόμοια με τη ΣΕΒ στα βοοειδή και την τρομώδη νόσο στα πρόβατα. Μια εστία της TME του 1985 στο Stetsonville του Wisconsin είχε ως αποτέλεσμα 60% ποσοστό θνησιμότητας για τα βιζόν. Περαιτέρω δοκιμές αποκάλυψαν ότι αυτός ο παράγοντας είναι μεταδοτικός μεταξύ του βιζόν, των βοοειδών και των προβάτων. Η επιδημία του Stetsonville μπορεί να οφείλεται στα ζώα που τρέφονται από τα σφάγια ή καταναλώνουν άλλα μολυσμένα ζώα.

Λόγω των πολυάριθμων περιστατικών εγχώριου βιζόν που ξεφεύγουν από τα γουνοφόρα αγροκτήματα και εγκαθίστανται σε άγρια κατάσταση, δημιουργήθηκε ανησυχία ανάμεσα στους οικοσυμβαλλόμενους σχετικά με τις πιθανές επιπτώσεις που ενδέχεται να έχουν αυτές οι αποδράσεις σε φυσικούς πληθυσμούς άγριων βιζόν. Τα οικόσιτα βιζόν είναι μεγαλύτερα από τα άγρια βιζόν, γεγονός που μπορεί να προκαλέσει προβλήματα στο οικοσύστημα όταν ξεφύγουν. Τα βιζόν είναι μοναχικά, χωροταξικά και προτιμούν να ζουν μόνα τους. Σε περιόδους υπερπληθυσμού, ελέγχουν τους αριθμούς τους, είτε σκοτώνοντας ο ένας τον άλλον μέσω άμεσης σύγκρουσης είτε διώχνοντας τα πιο αδύναμα βιζόν από την επικράτεια τους και οδηγώντας τα στην πείνα. Όταν εκατοντάδες ή χιλιάδες εγχώριων οικόσιτων βιζόν πλημμυρίζουν ένα οικοσύστημα, προκαλεί μεγάλες διαταραχές για τα άγρια βιζόν, με αποτέλεσμα το θάνατο της πλειοψηφίας των ζώων που απελευθερώνεται και πολλών από τους άγριους πληθυσμούς λόγω της πείνας ή τους τραυματισμούς που προκλήθηκαν κατά την εισβολή και των συγκρούσεων για την επικράτεια. Όταν ένα εγχώριο βιζόν επιβιώνει αρκετό καιρό για να αναπαραχθεί, αυτό μπορεί να προκαλέσει προβλήματα στους πληθυσμούς των άγριων βιζόν. Η προσθήκη ασθενέστερων εγχώριων γονιδίων του βιζόν σε πληθυσμούς άγριων βιζόν θεωρείται από ορισμένους ότι συνέβαλαν στην πτώση των πληθυσμών των βιζόν στον Καναδά.

Μια μελέτη του 2006 στη Δανία κατέληξε στο συμπέρασμα, λόγω των συχνών αποδράσεων από τις υπάρχουσες εκμεταλλεύσεις για την παραγωγή βιζόν, ότι οι εκμεταλλεύσεις που κλείνουν τα βιζόν μπορούν να οδηγήσουν σε συντριβή του ελεύθερου πληθυσμού ή, εναλλακτικά, μπορεί να οδηγήσουν στη δημιουργία ενός καλύτερα προσαρμοσμένου, πραγματικά άγριου πληθυσμού που μπορεί τελικά να ξεπεράσει τον πληθυσμό που υπήρχε πριν από το κλείσιμο των εκμεταλλεύσεων. Η μελέτη ανέφερε ότι περισσότερες πληροφορίες θα ήταν απαραίτητες για τον προσδιορισμό του αποτελέσματος. Μια άλλη μελέτη της Δανίας

ανέφερε ότι η μεγάλη πλειοψηφία των "άγριων" βιζόν ήταν βιζόν που είχαν διαφύγει από αγροκτήματα όπου εκτρέφανε το είδος για την γούνα τους. Περίπου 47% είχαν διαφύγει μέσα σε δύο μήνες, 31% είχαν διαφύγει πριν από δύο μήνες, και 21% μπορεί να έχουν γεννηθεί στη φύση. Το ποσοστό επιβίωσης των νεογέννητων που κυκλοφόρησαν πρόσφατα είναι χαμηλότερα σε αριθμό από ό, τι για τα άγρια βιζόν, αλλά εάν τα οικόσιτα βιζόν επιβιώσουν τουλάχιστον δύο μήνες, το ποσοστό επιβίωσης τους είναι το ίδιο με αυτό των άγριων βιζόν. Οι μελετητές προτείνουν ότι αυτό οφείλεται στην ταχεία συμπεριφορική προσαρμογή των ζώων (Mink facts 2019).

3.2 Προσδιορισμός ενδιαιτήματος του βιζόν (N. Καστοριάς)

Στην μεθοδολογία θα παρουσιαστεί συνοπτικά το νοηματικό πλαίσιο του ενδιαιτήματος του βιζόν με μια σειρά από κανόνες ποιοτικούς ή ποσοτικούς. Στην συνέχεια θα παρουσιαστούν ελεύθερα γεωγραφικά δεδομένα που αποτυπώνουν την γεωγραφία, τις καλύψεις γης και το ανάγλυφο της περιοχής του νομού Καστοριάς στο οποίο διαβιούν οικόσιτα βιζόν τα οποία δραπετεύσαν από εκτροφές και τα οποία αποτελούν απειλή για το άγριο ντόπιο πληθυσμό. Μετά σε γεωγραφικού πληροφοριακού συστήματος θα ποσοτικοποιηθεί και τυποποιηθεί το νοηματικό πλαίσιο σε μια προσπάθεια να οριοθετηθούν ζώνες εμφάνισης και κατοικίας στην υπο-μελέτη περιοχή.

3.2.1 Νοηματικό πλαίσιο

Το ενδιαίτημα του βιζόν με βάση την βιβλιογραφία (Mink facts 2019, Schou and Malmkvist. 2018) παρουσιάζει την παρακάτω γεωγραφία:

- Είναι σε απόσταση όχι μεγαλύτερη από 100 m από υδάτινες επιφάνειες (λίμνες, όχθες ποταμών ή υδροβιότοποι).
- Σε σκιερές περιοχές με ψηλά δέντρα
- Η ζώνη κατοικίας του σε περίπτωση που οι υδροβιότοποι δεν παρέχουν αφθονία τροφής καταλαμβάνει 60 έως 100 στρέμματα.
- Στην συγκεκριμένη περιοχή επειδή έχουν εξοικειωθεί στην ανθρώπινη παρουσία λόγω της αιχμαλωσίας μπορούν να είναι σε μεγάλη εγγύτητα αγροτικές εκτάσεις, θέσεις εκτροφής οικόσιτων ζώων που δυνητικά αποτελούν θηράματα τους.
- Οι φωλιές τους είναι υπόγειες και μπορεί να είναι φυσικά κοιλώματα του εδάφους.
- Διατρέφονται με μικρά θηράματα όπως: βατράχια, ψάρια, ακόμη και έντομα.
- Οι φυσικοί τους εχθροί μπορεί να είναι τα αρπακτικά πουλιά και άλλα θηλαστικά.

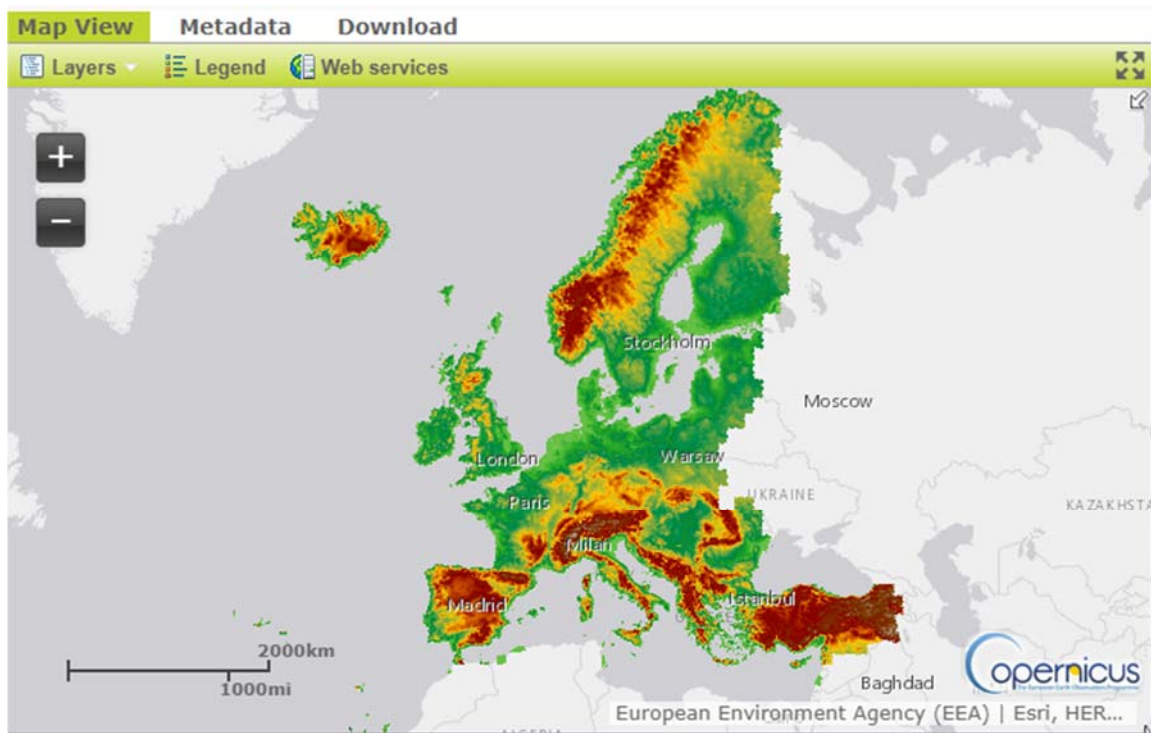
- Διαβιούν κοντά σε χείμαρρους και ποτάμια αλλά και λίμνες που σχεδόν κατά κανόνα δεν παγώνουν κατά την διάρκεια του χειμώνα.

3.2.2 Ελεύθερα γεωγραφικά δεδομένα

Σε αυτό το κεφάλαιο θα παρουσιαστούν τα ελεύθερα γεωγραφικά δεδομένα που αποτυπώνουν την γεωγραφία, τις καλύψεις γης και το ανάγλυφο σε σχέση με το εισβλητικό είδος βιζόν στην Καστοριά.

3.2.2.1 ΨΥΜΕ EU-DEM

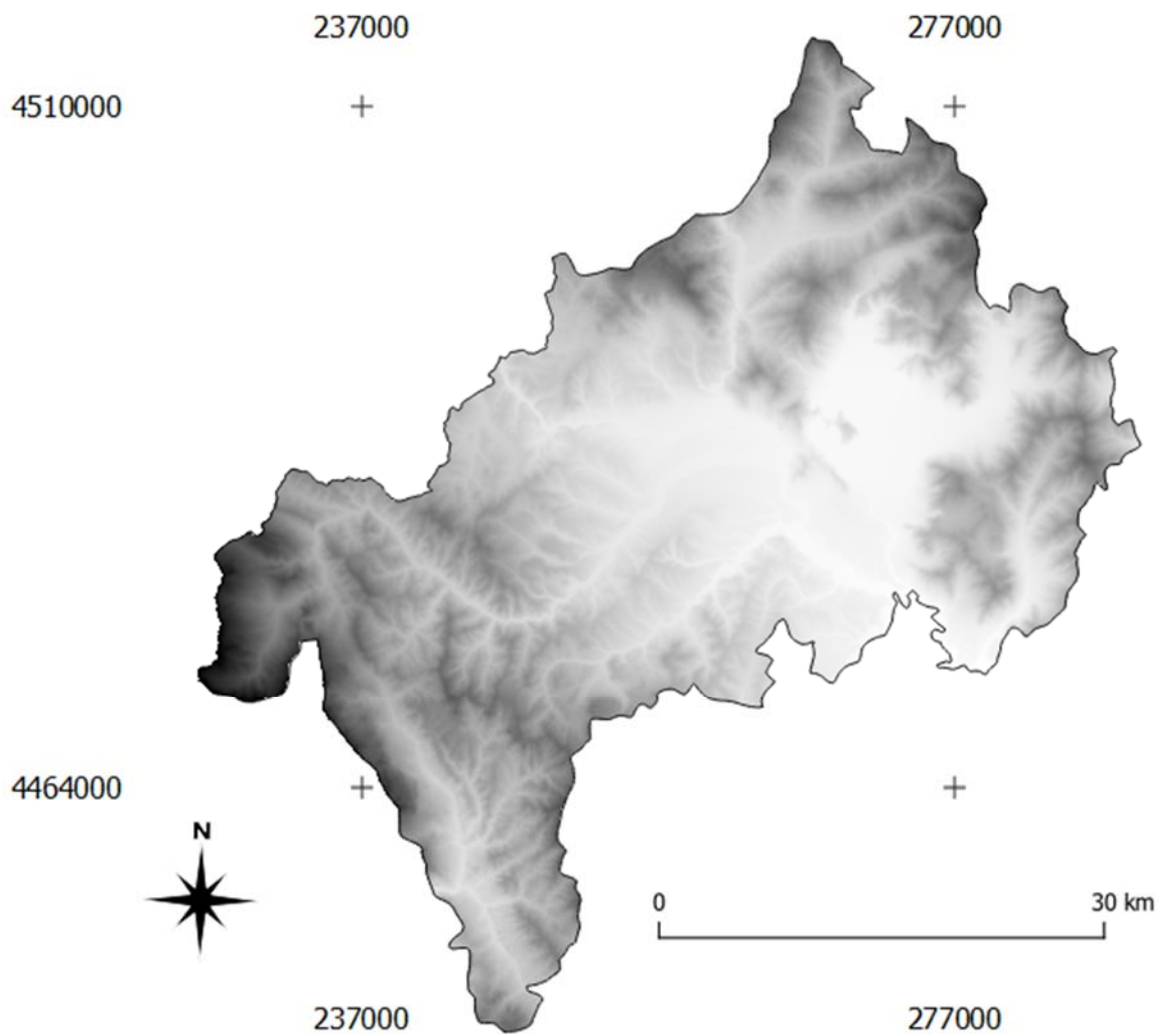
Το EU-DEM η τελευταία έκδοση του οποίου αναρτήθηκε 20-04-2016 είναι διαθέσιμο δωρεάν από τον ιστότοπο του Ευρωπαϊκού Οργανισμού Τηλεπισκόπησης και Περιβάλλοντος, Copernicus (Copernicus-Land 2018) και έχει βελτιωμένη οριζοντιογραφική και υψομετρική ακρίβεια (EU-DEM 2017). Η περιοχή που καλύπτει φαίνεται στην Εικόνα 3.



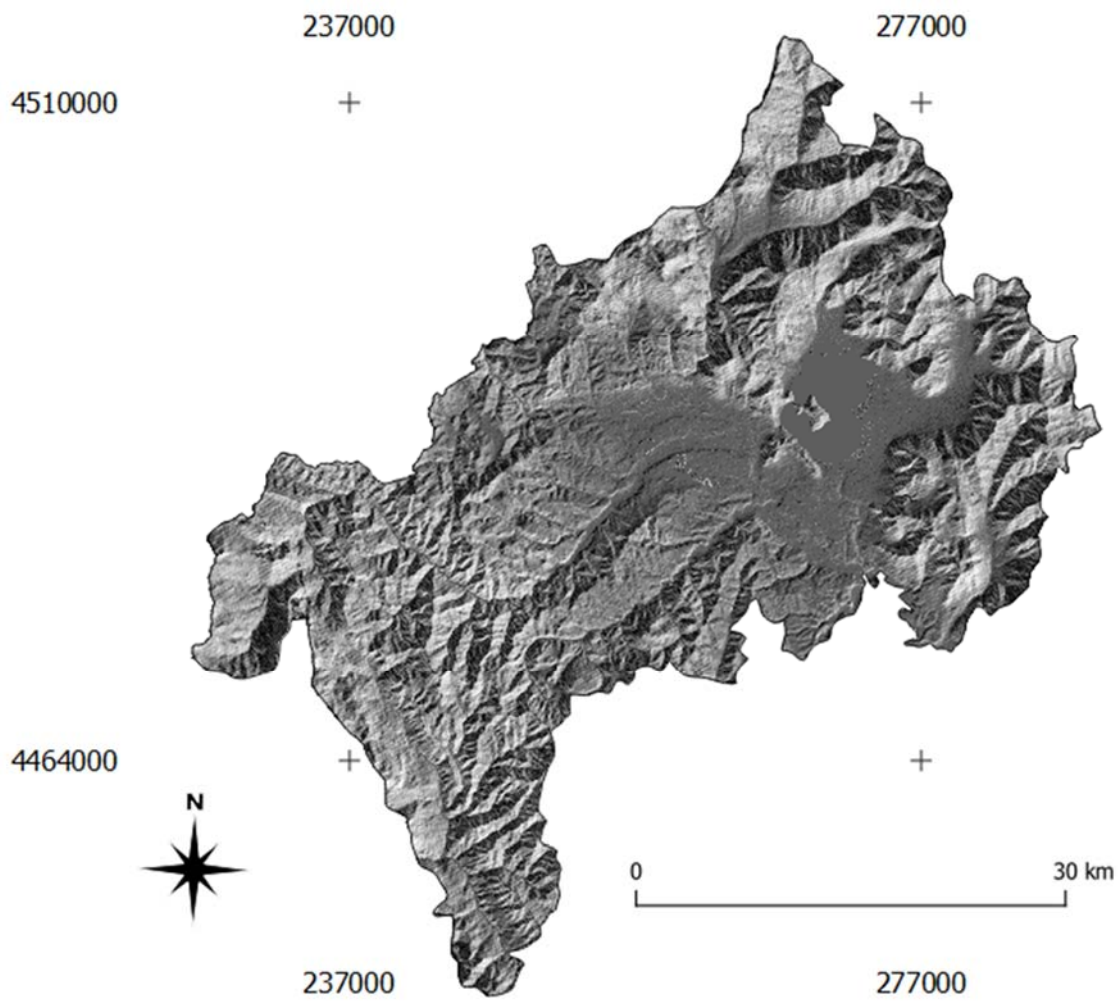
Εικόνα 4. Διαθεσιμότητα EU-DEM (Copernicus-Land 2018).

Η απόσταση μεταξύ δύο διαδοχικών κορυφών είναι στα 25 m ενώ η υψομετρική ακρίβεια ισούται με 7 m μέσω τετραγωνικό σφάλμα, ενώ το προβολικό σύστημα είναι το ETRS89-LAEA (EPSG3035 2017) με GRS80 ως το ελλειψοειδές αναφοράς. Τα υψομετρικά δεδομένα της περιοχής μελέτης μετατράπηκαν στο ΕΓΣΑ87 (Mugnier 2002, EPSG2100 2011).

Στην Εικόνα 5 παρουσιάζεται το ΨΥΜΕ (EU-DEM 2017) της διοικητικής διαίρεσης του Νομού Καστοριάς ενώ στην Εικόνα 6 παρατίθεται ο χάρτης σκιασμένου αναγλύφου που οπτικοποιεί την φυσιογραφία και την γεωμορφολογία του Νομού.

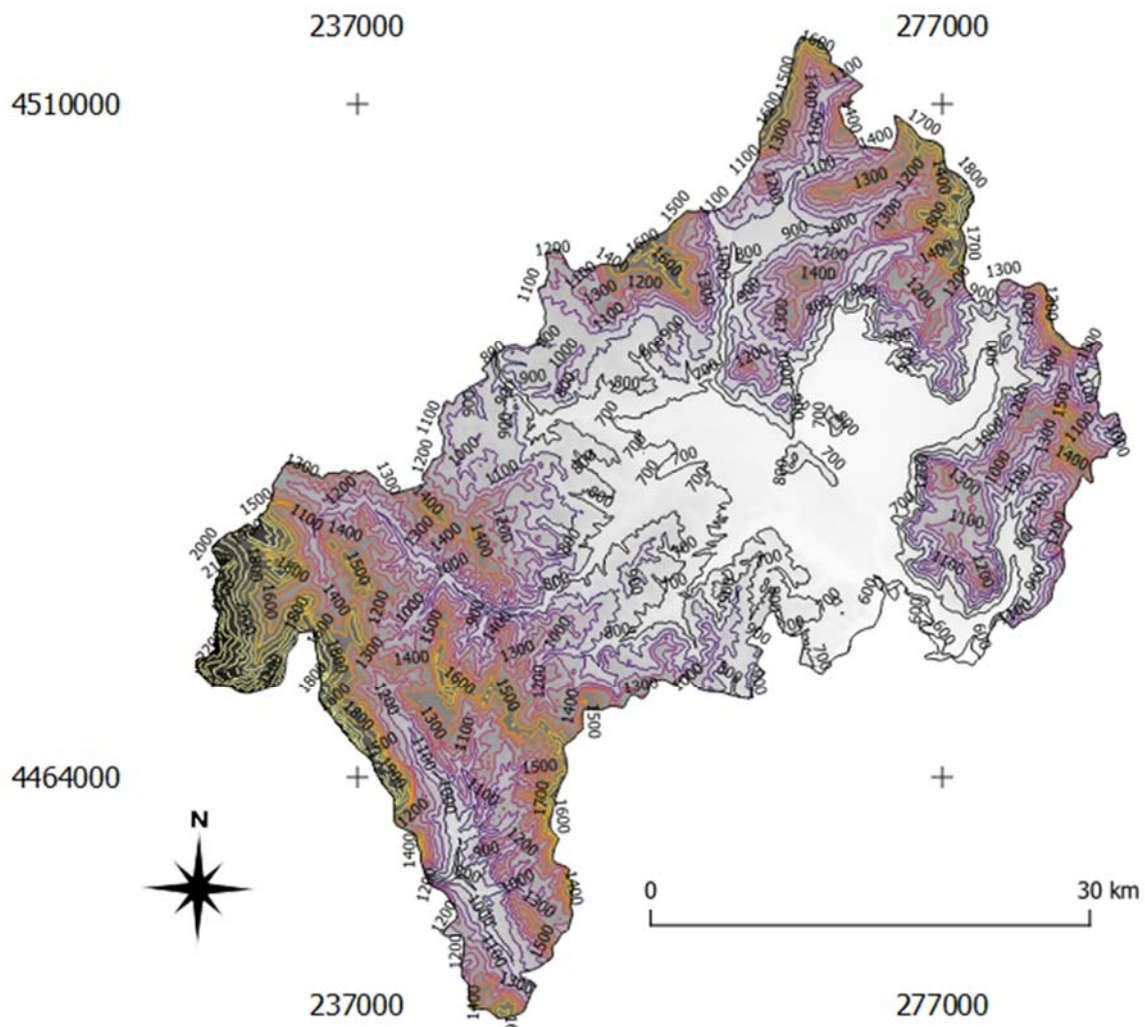


Εικόνα 5. Το ΨΥΜΕ σε κλίμακα 1:450000, με τις τιμές του υψομέτρου να είναι στο εύρος 572 έως 2377 m (όσο φωτεινότερες οι διαβαθμίσεις του γκριζου, τόσο μεγαλύτερες οι τιμές του υψομέτρου).



Εικόνα 6. Ο χάρτης σκιασμένου ανάγλυφου της περιοχής μελέτης που οπτικοποιεί την γεωμορφολογία και φυσιογραφία του Νομού Καστοριάς

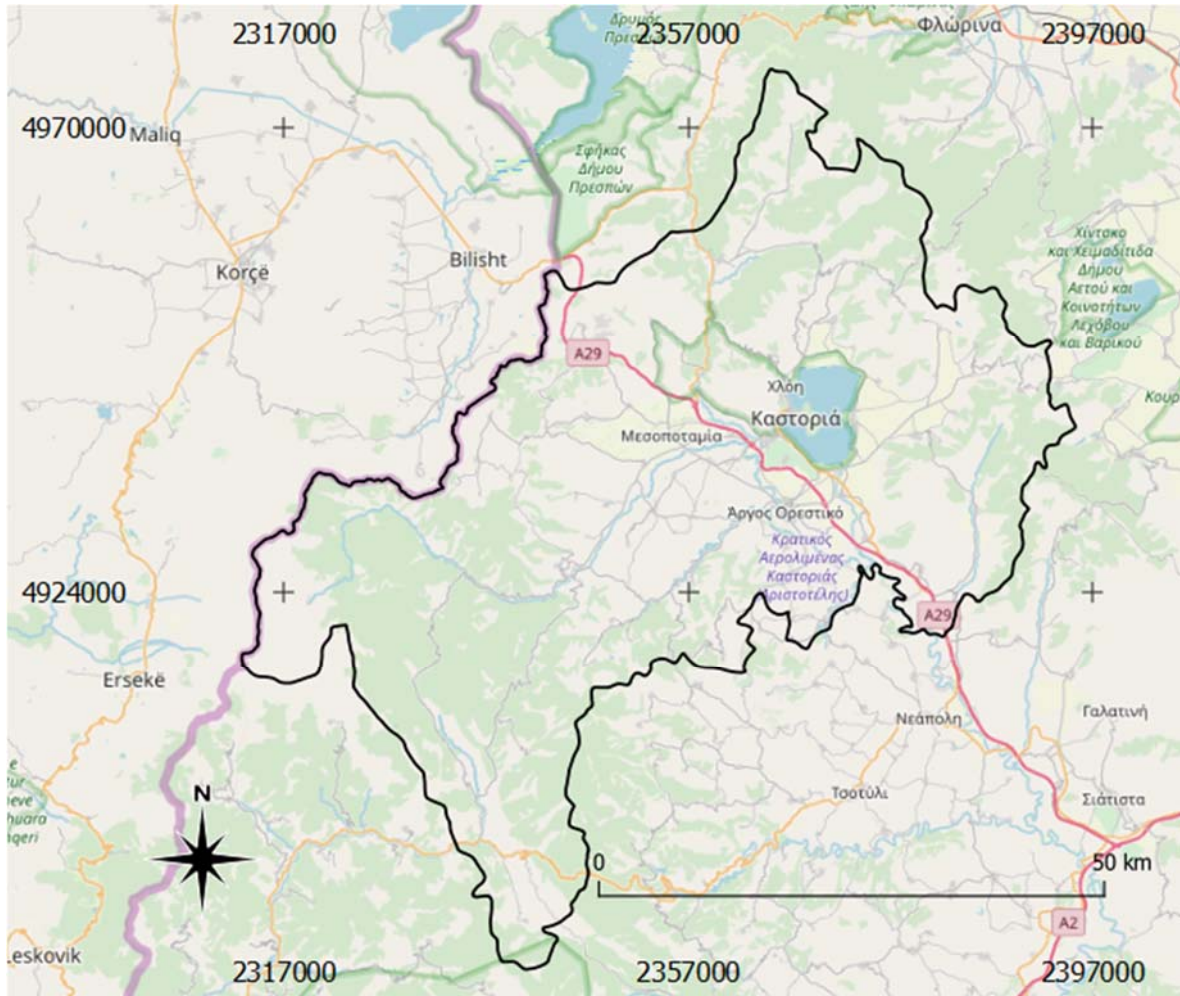
Στην Εικόνα 7 παρουσιάζεται η οπτικοποίηση της γεωμορφολογίας της περιοχής μελέτης με ισοϋψείς καμπύλες ανά 100 m που προήλθαν από το ΨΥΜΕ.



Εικόνα 7. Ισοϋψείς καμπύλες ανά 50 m που προήλθαν από το ΨΥΜΕ σε κλίμακα 1:240000.

3.2.2.2 Διοικητικές διαιρέσεις

Τα όρια της διοικητικής διαίρεσης της Δυτικής Αττικής (Εικόνα 8) προήλθαν από GDAM (2018).



Εικόνα 8. Τα όρια της διοικητικής διαίρεσης σε υπέρθεση σε τοπογραφικό χάρτη (OSM 2018).



3.2.2.3 Καλύψεις και χρήσεις γης CORINE

Το CORINE Land Cover (CLC) υποστηρίζει τις περιβαλλοντικές μελέτες μέσω τις χαρτογράφησης καλύψεων χρήσεων γης (CLC 2012) σε ένα ενιαίο για όλη την Ευρωπαϊκή Ένωση για σύστημα γεωταξινόμησης (Πίνακας 2).





Πίνακας 2. Οι κατηγοριοποιήσεις Corine

1. Τεχνητές επιφάνειες




1.1 Αστικός ιστός

-  1.1.1 Συνεχής αστικός ιστός
-  1.1.2 Ασυνεχής αστικός ιστός



1.2 Βιομηχανικές-εμπορικές ζώνες και δίκτυα μεταφορών

-  1.2.1 Βιομηχανικές ή εμπορικές ζώνες
-  1.2.2 Οδικά και σιδηροδρομικά δίκτυα & συσχετισμένη γη
-  1.2.3 Ζώνες λιμένων
-  1.2.4 Αεροδρόμια

1.3 Ορυχεία, χώροι απορρίψεως απορριμμάτων & χώροι οικοδόμησης




-  1.3.1 Χώροι εξορύξεως ορυκτών
-  1.3.2 Χώροι απορρίψεως απορριμμάτων
-  1.3.3 Χώροι οικοδόμησης

1.4 Τεχνητές μη γεωργικές ζώνες πράσινου




-  1.4.1 Περιοχές αστικού πράσινου
-  1.4.2 Εγκαταστάσεις αθλητισμού και αναψυχής

2. Γεωργικές περιοχές


2.1 Αρσίσιμη γη

-  2.1.1 Μη αρδευόμενη αρσίσιμη γη
-  2.1.2 Μόνιμα αρδευόμενη γη
-  2.1.3 Ορυζώνες





2.2 Μόνιμες καλλιέργειες

-  2.2.1 Αμπελώνες
-  2.2.2 Οπωροφόρα δένδρα & φυτείες με σαρκώδεις καρπούς
-  2.2.3 Ελαιώνες

2.3 Λιβάδια




-  2.3.1 Λιβάδια

2.4 Ετερογενείς γεωργικές περιοχές





-  2.4.1 Ετήσιες καλλιέργειες που σχετίζονται με μόνιμες καλλιέργειες
-  2.4.2 Σύνθετες καλλιέργειες
-  2.4.3 Γη που χρησιμοποιείται κυρίως για γεωργία μαζί με σημαντικά τμήματα φυσικής βλάστησης
-  2.4.4 Γεωργο-δασικές περιοχές

3. Δάση και ημι-φυσικές περιοχές






3.1 Δάση

-  3.1.1 Δάσος πλατύφυλλων
-  3.1.2 Δάσος κωνοφόρων
-  3.1.3 Μικτό δάσος

3.2 Συνδυασμοί θαμνώδους ή/και πούδους βλάστησης



-  3.2.1 Φυσικοί βοσκότοποι
-  3.2.2 Θάμνοι και χερσότοποι
-  3.2.3 Σκληροφυλλική βλάστηση
-  3.2.4 Μεταβατικές δασώδεις και θαμνώδεις εκτάσεις

3.3 Ανοιχτοί χώροι με λίγη ή καθόλου βλάστησης




-  3.3.1 Παραλίες, αμμόλοφοι, αμμουδιές
-  3.3.2 Απογυμνωμένοι βράχοι
-  3.3.3 Εκτάσεις με αραιή βλάστηση
-  3.3.4 Αποτεφρωμένες εκτάσεις
-  3.3.5 Παγετώνες και αένας χιόνι

4. Υγρότοποι

4.1 Υγρότοποι ενδοχώρας



-  4.1.1 Βάλτοι στην ενδοχώρα
-  4.1.2 Τυρφώνες

4.2 Παραθαλάσσιοι υγρότοποι




-  4.2.1 Παραθαλάσσιοι βάλτοι
-  4.2.2 Αλυκές
-  4.2.3 Ζώνες που καλύπτονται από παλιροροϊκά ύδατα

5. Υδάτινες επιφάνειες

5.1 Χερσαία ύδατα

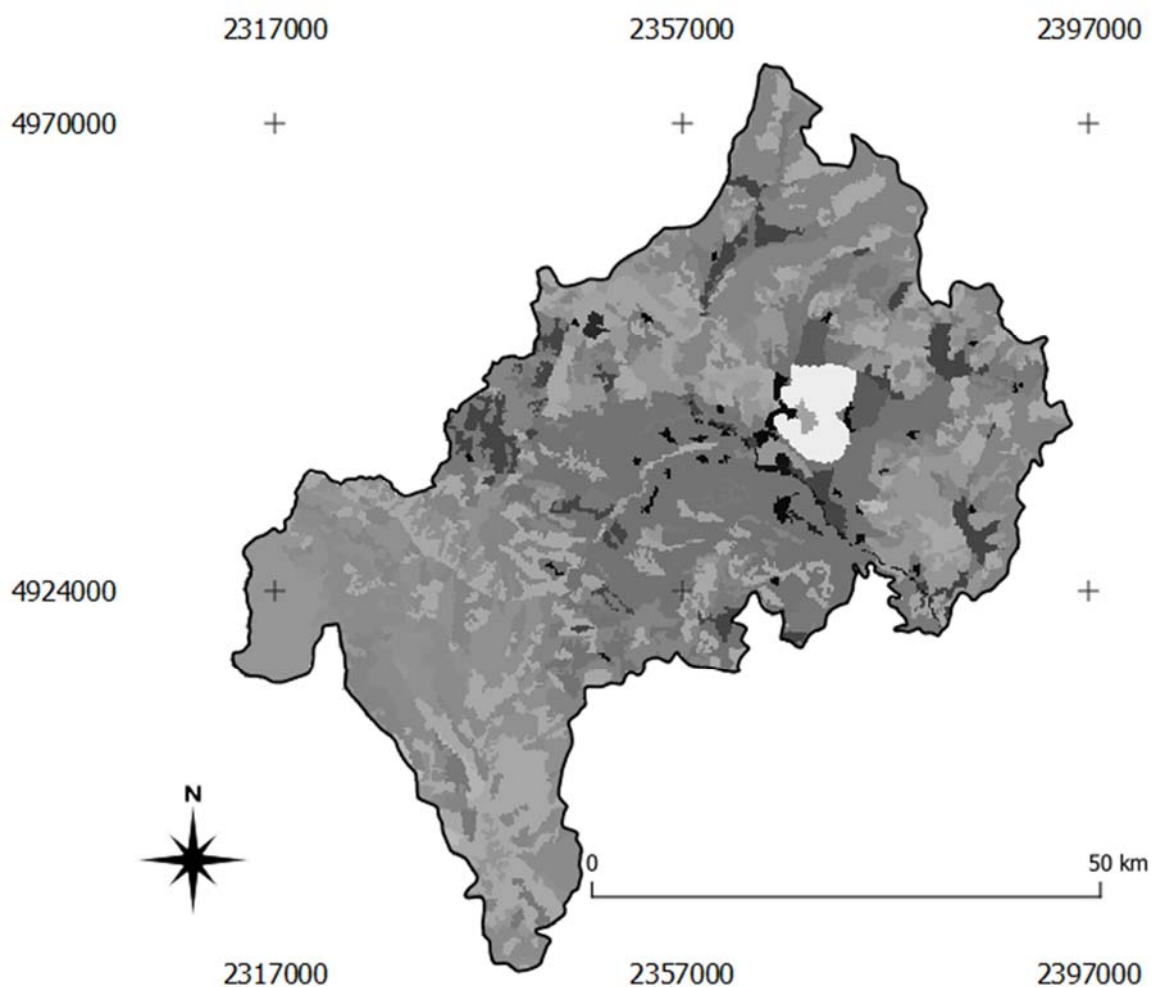
-  5.1.1 Υδατορρεύματα
-  5.1.2 Επιφάνειες στάσιμου ύδατος

5.2 Θαλάσσια ύδατα

-  5.2.1 Παράκτες λιμνοθάλασσες
-  5.2.2 Εκβολές ποταμών
-  5.2.3 Θάλασσες και ωκεανοί

Οι τεχνικές παράμετροι και οι 44 κλάσεις διαρθρωμένες σε 3 επίπεδα λεπτομέρειας εμφανίζονται στον Πίνακα 2, ενώ το μέγεθος του εικονοστοιχείου αντιστοιχεί στα 100 m (CLC 2012) με θεματική ακρίβεια που είναι υψηλότερη από 85%. Τα δεδομένα CLC διανέμονται στο πρότυπο ευρωπαϊκό σύστημα αναφοράς συντεταγμένων που ορίζεται από το ευρωπαϊκό σύστημα επίγειας αναφοράς 1989 (ETRS89) και την Lambert Azimuthal Equal Area (LAEA) προβολή (EPSG3035 2017).

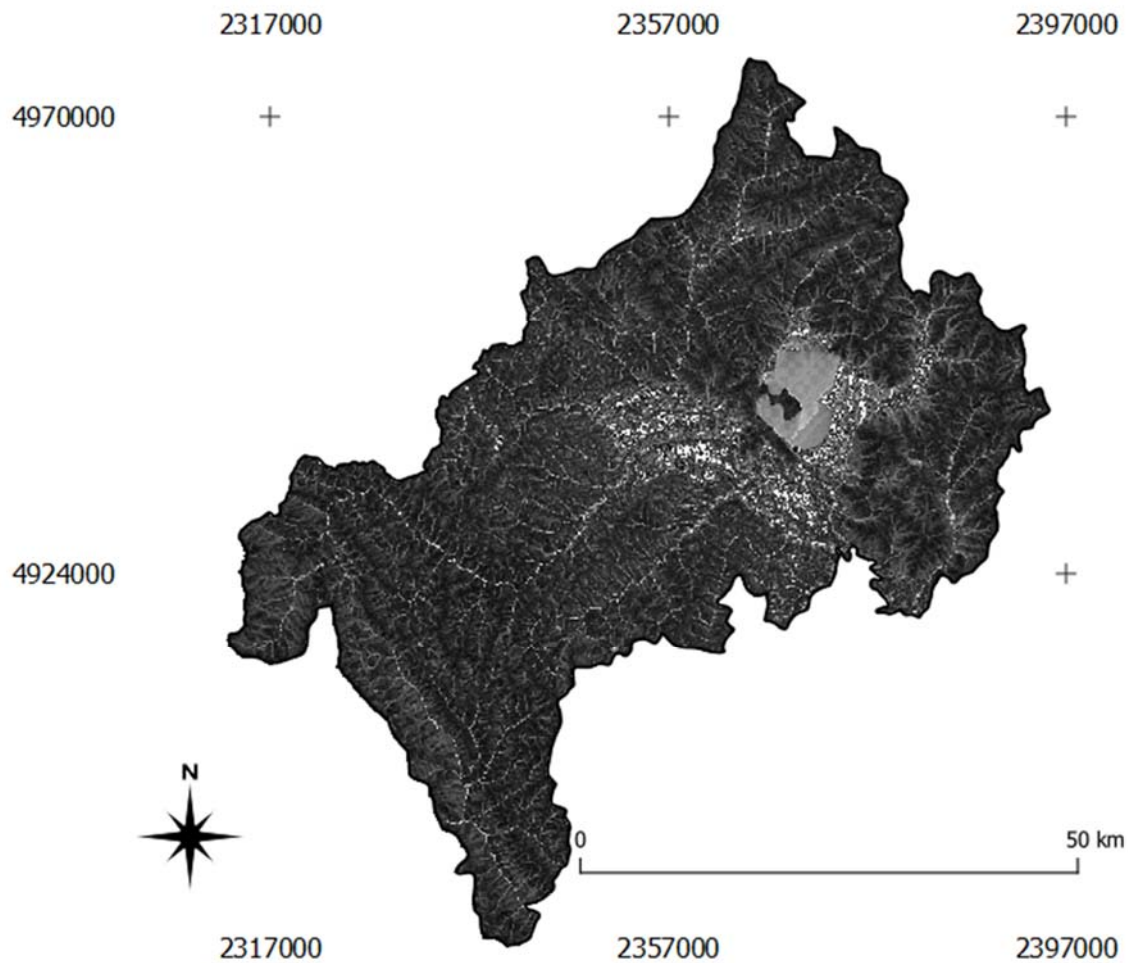
Η χωρική κατανομή των καλύψεων-χρήσεων γης Corine στην περιοχή μελέτης, παρουσιάζεται στην εικόνα Εικόνα 9.



Εικόνα 9. Χωρική κατανομή των καλύψεων- γης Corine στην περιοχή μελέτης.

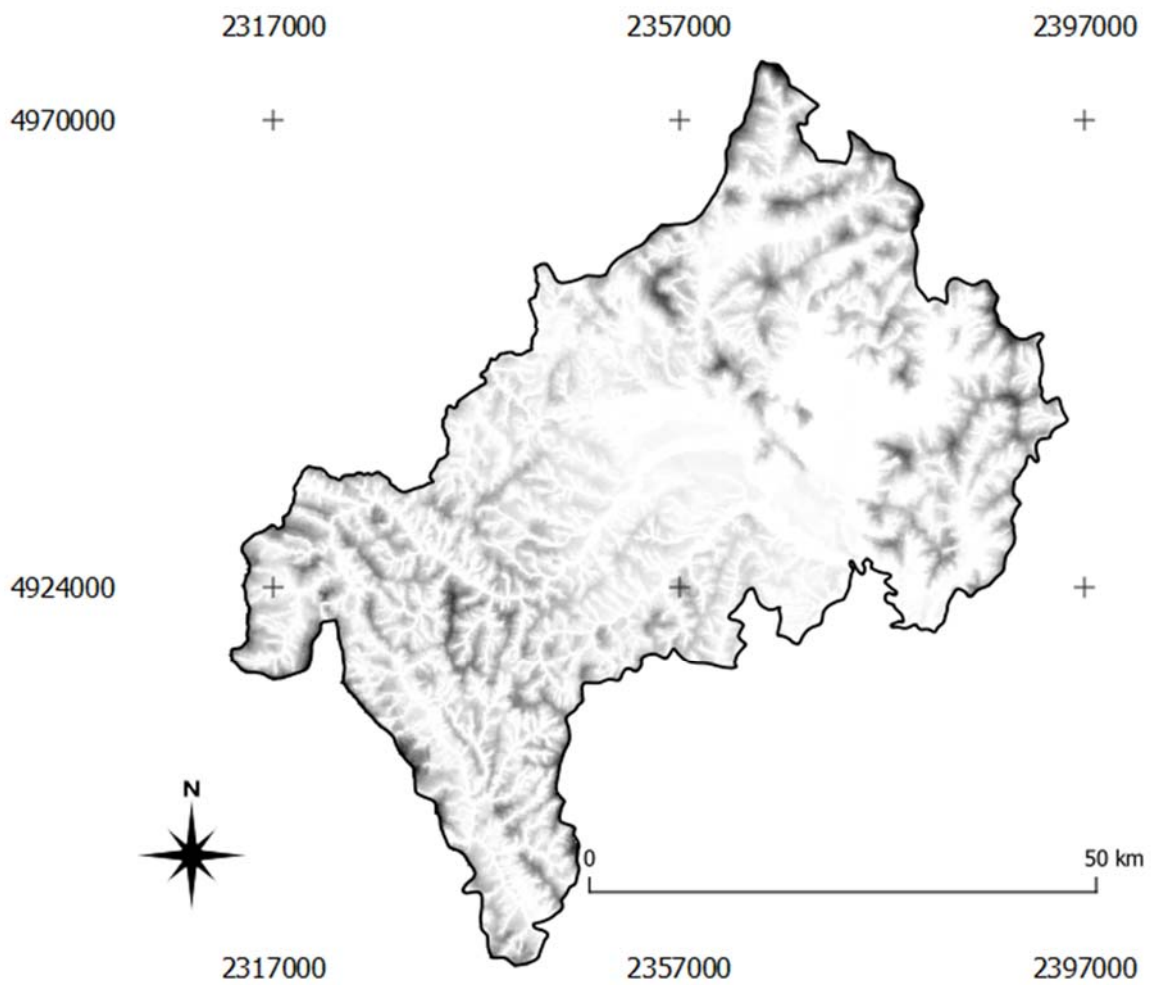
3.2.2.4 Βιοφυσικές Τοπογραφικές παράμετροι

Ο Τοπογραφικός δείκτης υγρασίας (Εικόνα 10) είναι ένας δείκτης που είναι σε θέση να προβλέψει περιοχές που έχουν τη δυνατότητα να παράγουν χειρσαία απορροή (Ballerine, 2016). Σε αυτές τις ζώνες θα ενδημούν δυνητικά τα βιζόν.



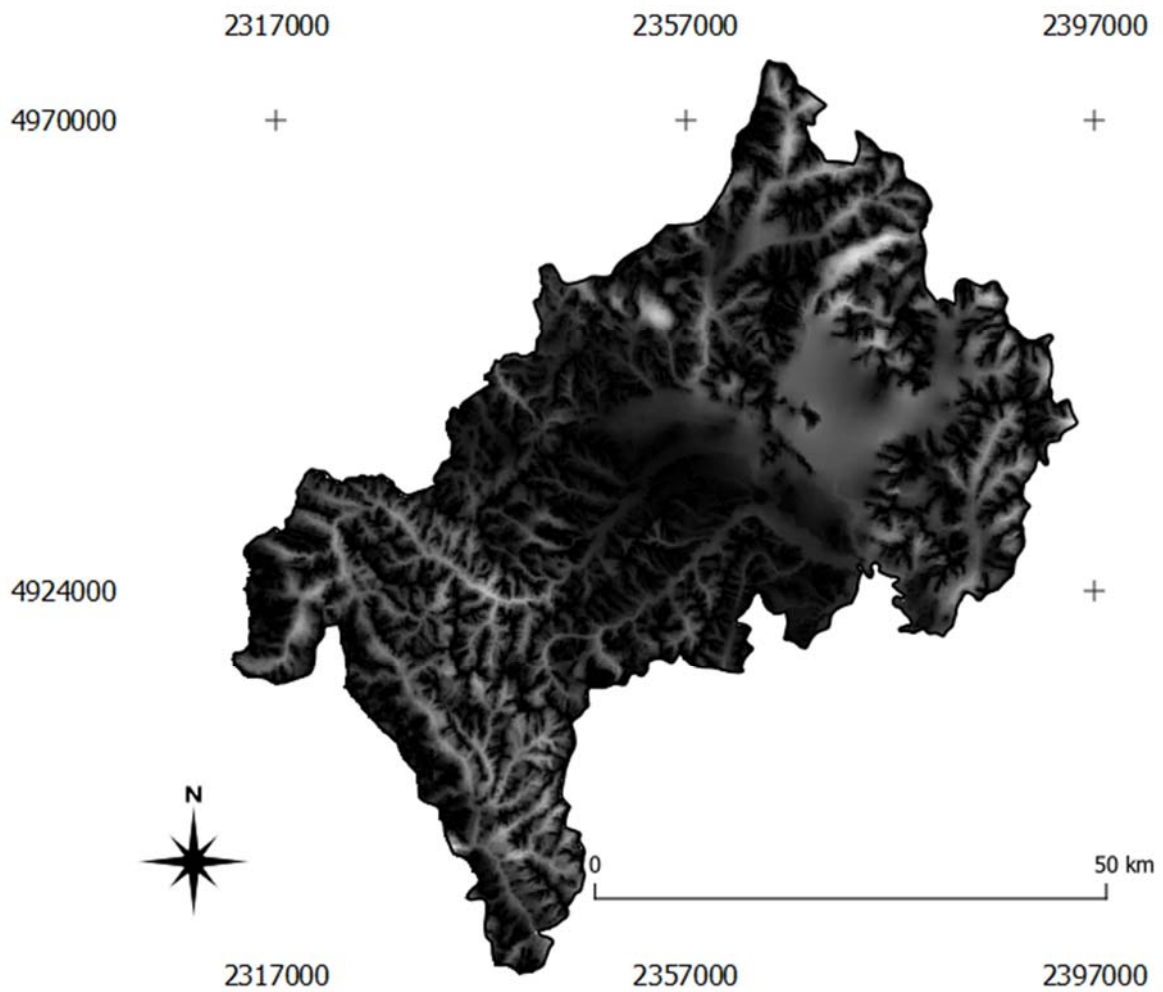
Εικόνα 10. Τοπογραφικός δείκτης υγρασίας με εύρος τιμών 2.8 (μαύρο) έως 22.6 (λευκό)

Απόσταση από τις γραμμές απορροής: (Εικόνα 11) υποδηλώνει την απόσταση κάθε σημείου του ΨΥΜΕ από την εγγύτερη γραμμή απορροής. (Pike et al 2008). Στις ζώνες εκατέρωθεν του υδρογραφικού δικτύου δυνητικά θα ενδημούν τα βιζόν και σε απόσταση μικρότερη από 100 μέτρα.



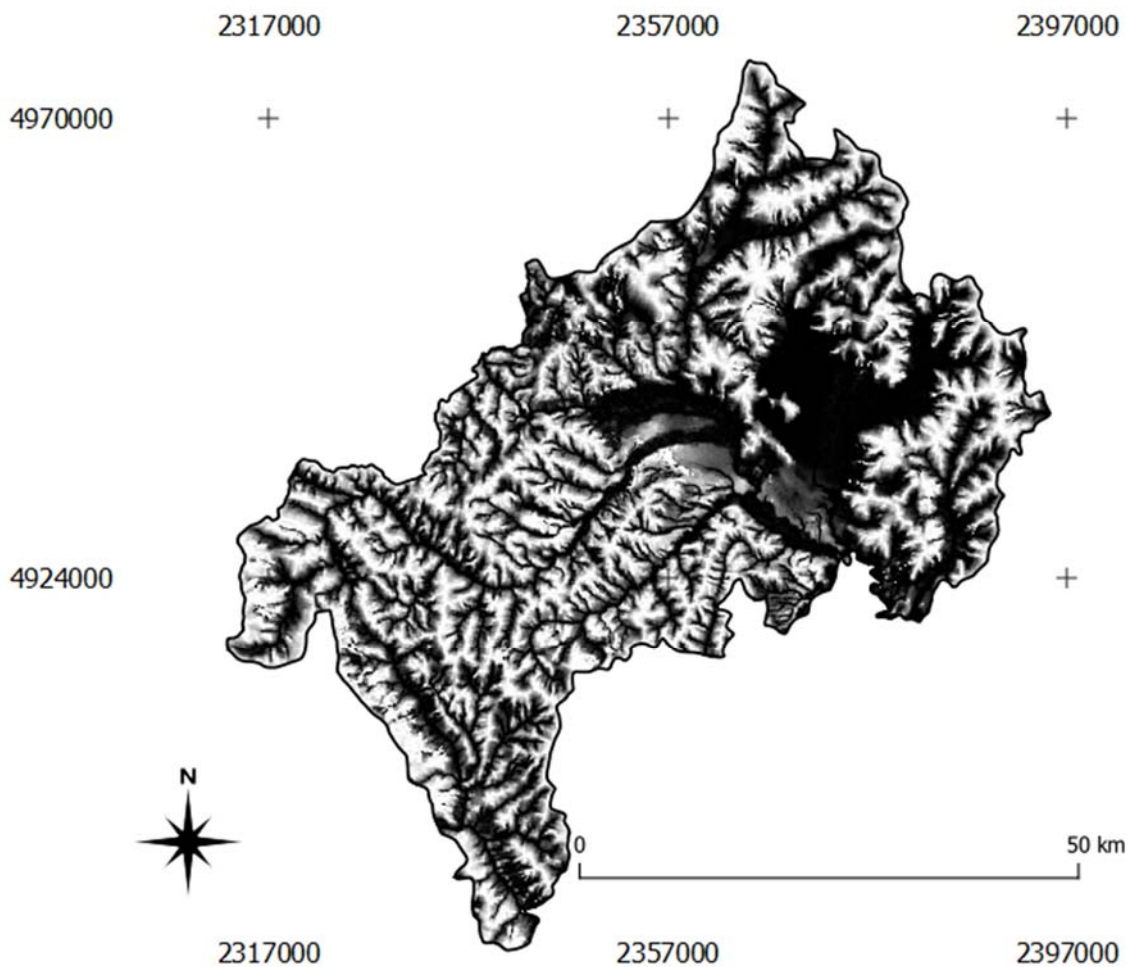
Εικόνα 11. Απόσταση από τις γραμμές απορροής με εύρος τιμών 0 (λευκό) έως 591 m (μαύρο)

Ο Δείκτης Τοπικό Βάθος Κοιλάδων (Εικόνα 12) αποτυπώνει την διαφορά υψομέτρου σε μία γειτονιά διαστάσεων 5x5 (Qin et al., 2009). Αυτός ο δείκτης χαρτογραφεί τα βυθίσματα και τις ζώνες με μεγάλη υψομετρική διαφορά από το περιβάλλον ανάγλυφο. Σε αυτά τα τοπικά ελάχιστα του ανάγλυφου θα ενδημούν δυνητικά τα βιζόν τα οποία προτιμούν να διαβιούν σε τοπογραφικά βυθίσματα κοντά σε γραμμές απορροής.



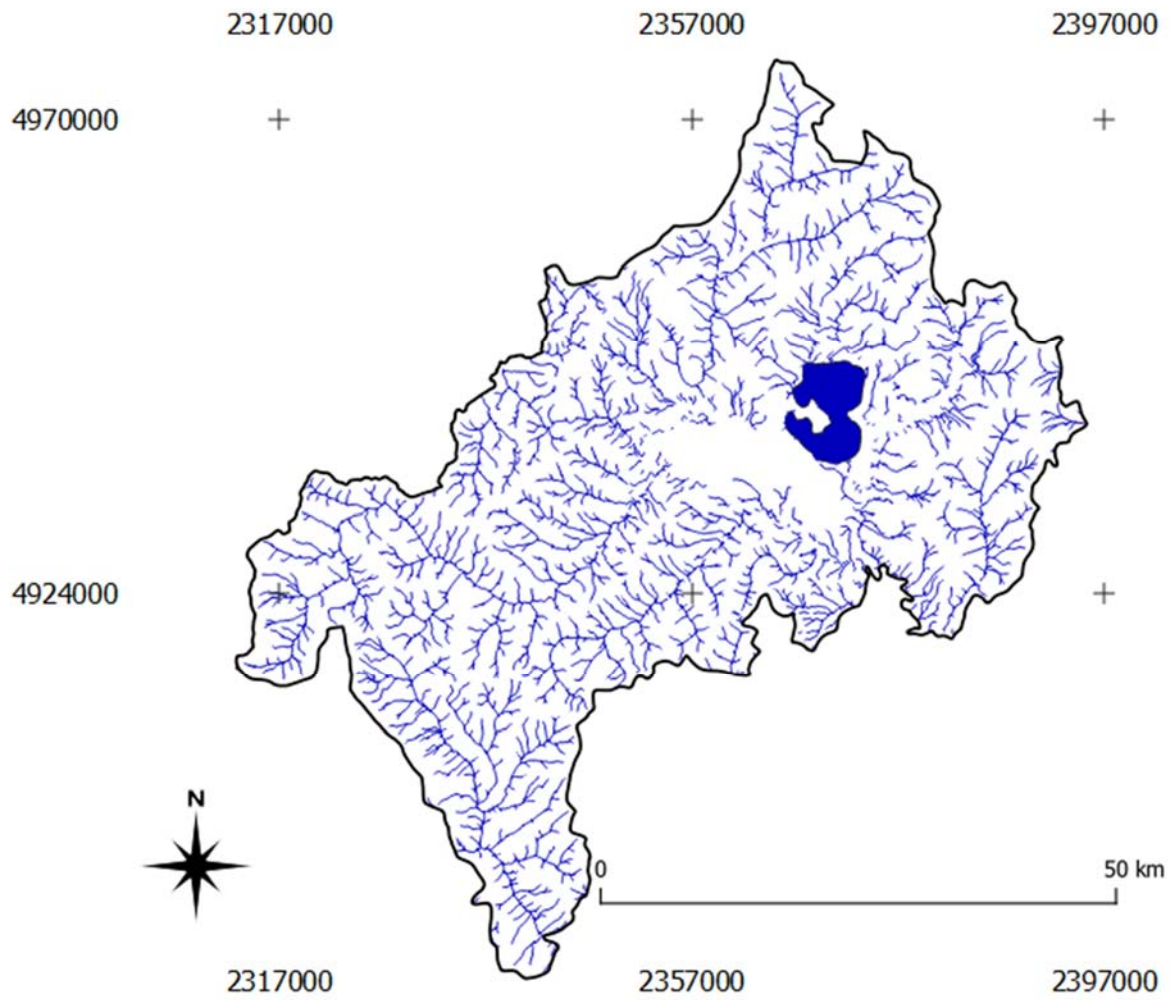
Εικόνα 12. Βάθος κοιλάδων με εύρος τιμών 0 (μαύρο) έως 437 m (λευκό)

Η Σχετική Θέση ως προς την Κλίση (Εικόνα 13) είναι ένας ποσοστιαίος δείκτης με τιμές που κυμαίνονται από 0 έως 1 και υποδηλώνει την απόσταση (ποσοστιαία) από τις εγγύτερες επίπεδες περιοχές (Reuter et al., 2006). Οι επίπεδες ζώνες που συγκεντρώνουν την απορροή είναι θέσεις στις οποίες δυνητικά ενδημούν τα βιζόν.



Εικόνα 13. Σχετική τοπογραφική θέση ως προς την κλίση του εδάφους με εύρος τιμών 0 (μαύρο→ πάνω σε περιοχές ελάχιστης κλίσης) έως 1 (λευκό, πάνω σε περιοχές μέγιστης κλίσης).

Στην (Εικόνα 14) παρουσιάζονται οι γραμμές απορροής (είτε μόνιμη είτε παροδική ροή-χειμάρροι και η λίμνη στην περιοχή μελέτης.

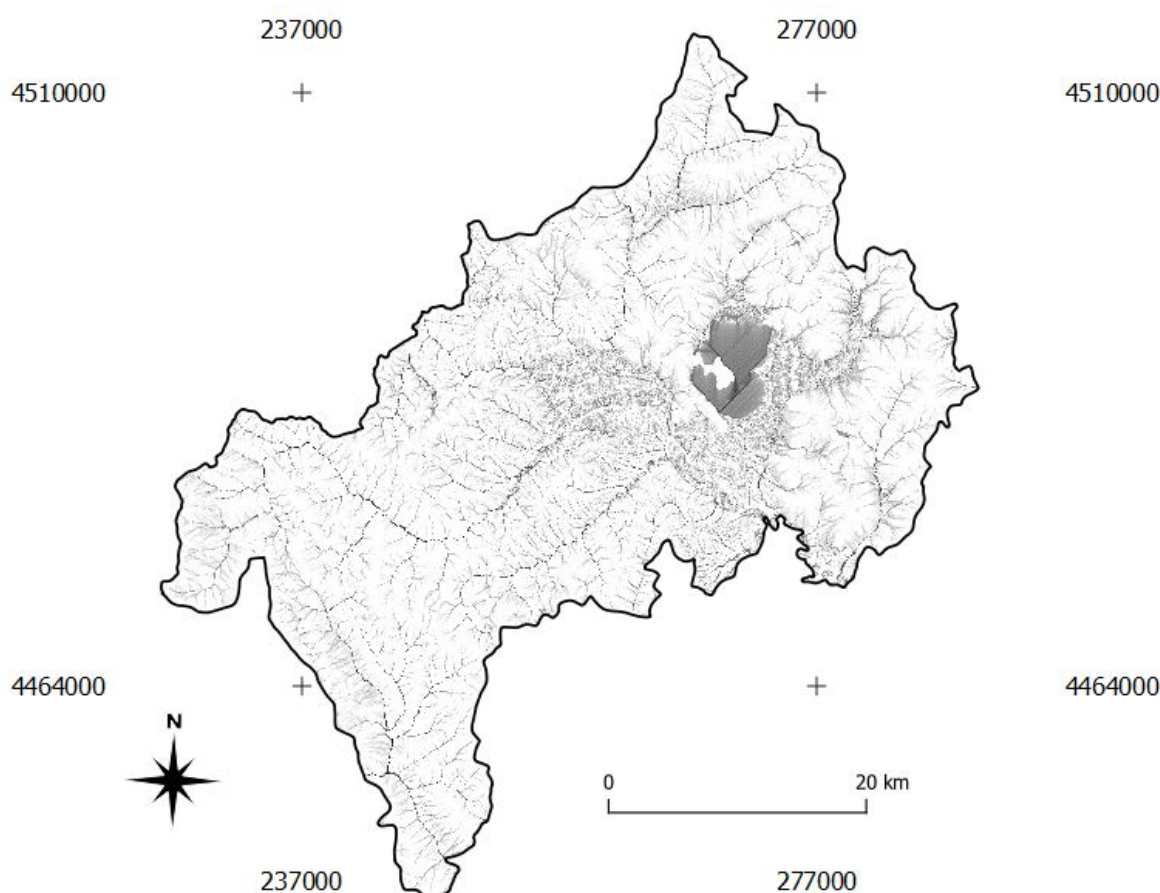


Εικόνα 14. Λίμνες και γραμμές απορροής

Κεφάλαιο 4

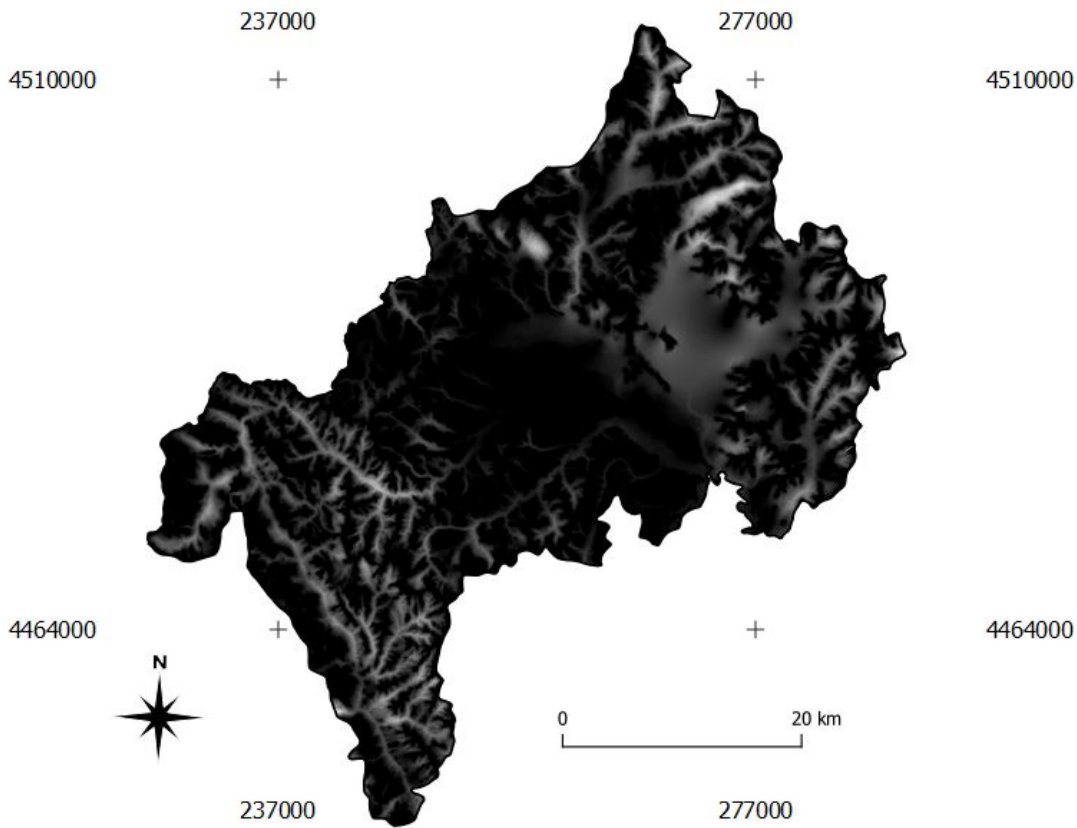
Αποτελέσματα

Αφού τα βιζόν διαβιούν σε τοπογραφικά βυθίσματα, κατά μήκος του υδρογραφικού δικτύου σε απόσταση μικρότερη των 100 μέτρων, σε περιοχές που παρουσιάζουν μεγάλη υγρασία του εδάφους και μικρή κλίση, θα γίνει προσπάθεια να υλοποιηθούν χωρικοί κανόνες που η συναληθείυση τους στα υπάρχοντα γεωγραφικά δεδομένα θα είναι σε συμφωνία με το νοηματικό πλαίσιο.

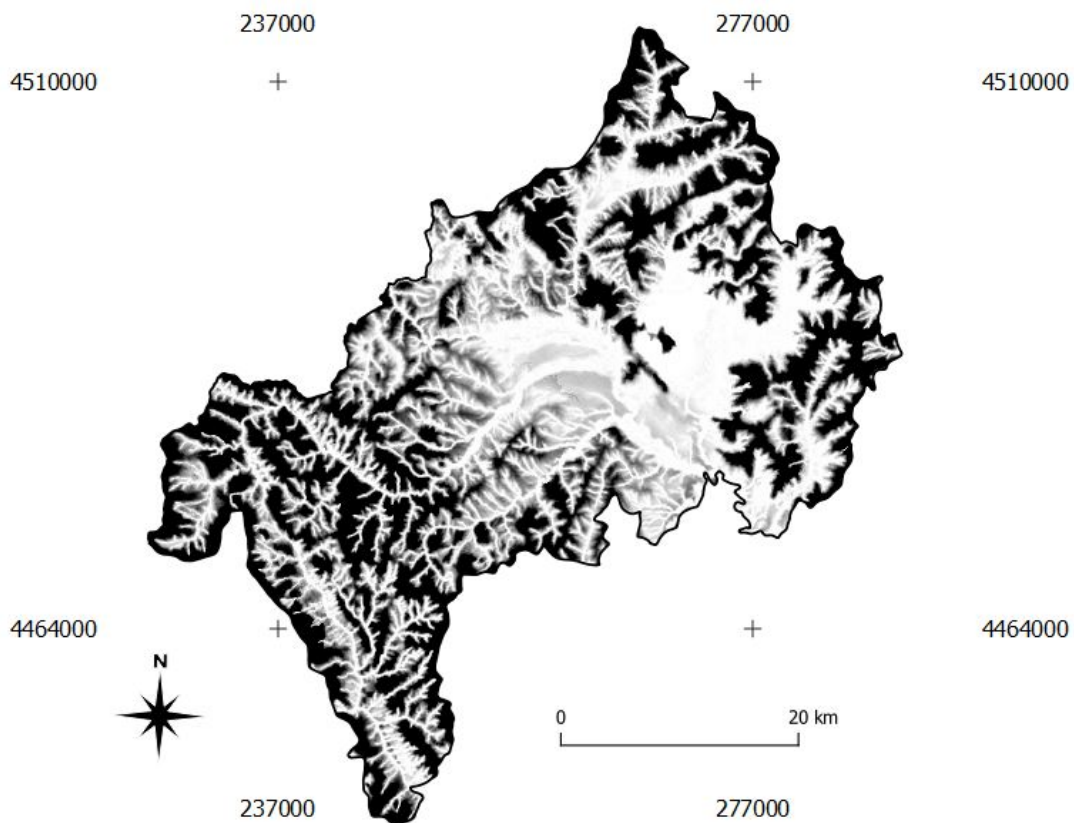


Εικόνα 15. Χωρική συνθήκη για τον τοπογραφικό δείκτη υγρασίας ("dem_topo_wetness_index@1" > 7 m)

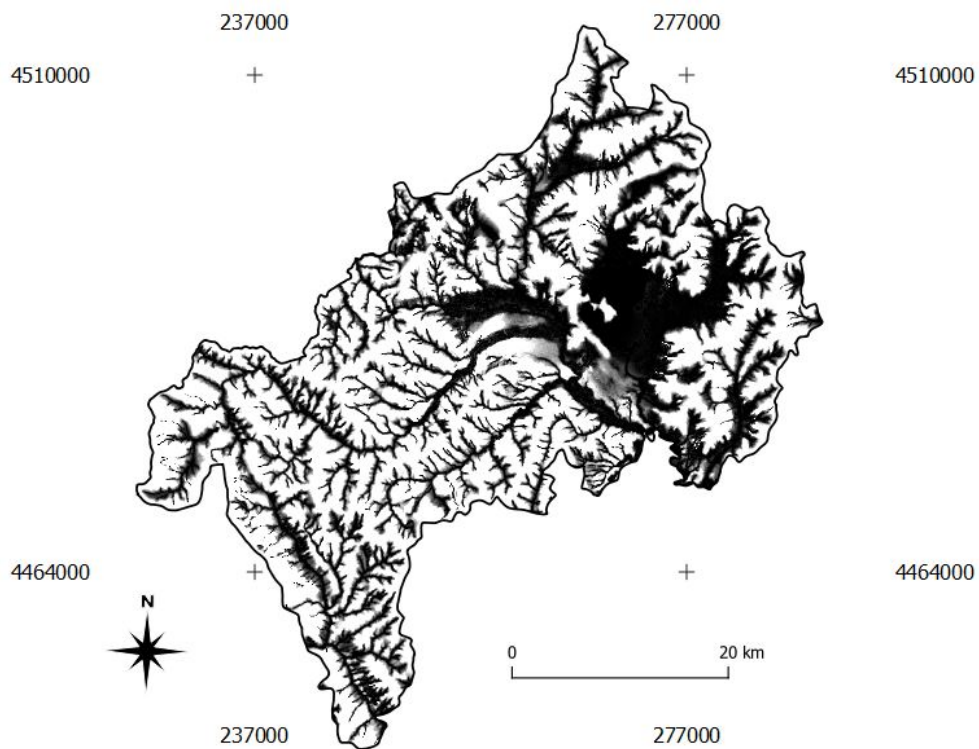
Οι πρώτες 4 εικόνες (Εικόνα 15, 16, 17, 18) ποσοτικοποιούν τα 4 επιμέρους βιοφυσικά κριτήρια από μια διαδικασία πειραματισμών αλλά και βιβλιογραφικών συνθηκών και η 5η εικόνα (Εικόνα 19) είναι η συναλήθευση τους.



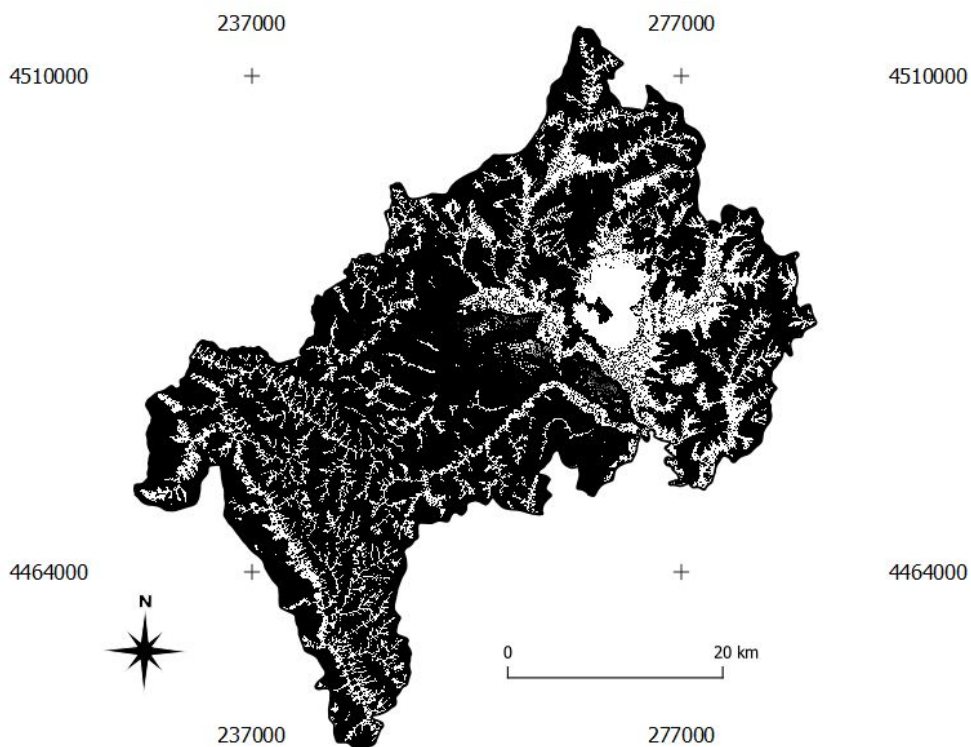
Εικόνα 16. Χωρική συνθήκη για το βάθος κοιλάδων ("dem_valley_depth@1" > 40 m)



Εικόνα 17. Χωρική συνθήκη για την απόσταση από τις γραμμές απορροής ("dem_channel_network_distance@1" < 100 m)

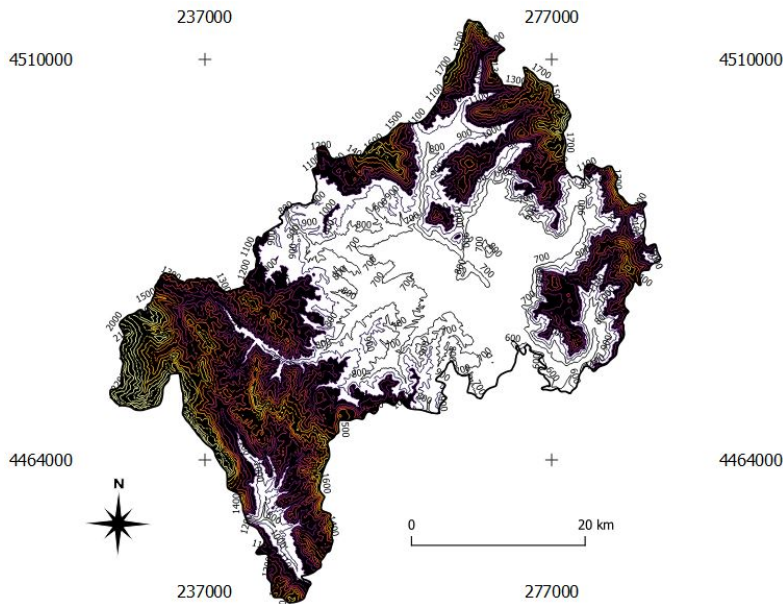


Εικόνα 18. Χωρική συνθήκη για την σχετική τοπογραφική θέση ως προς την κλίση του εδάφους ["dem_Relative_slope_position@1" <0.5 (50%)]

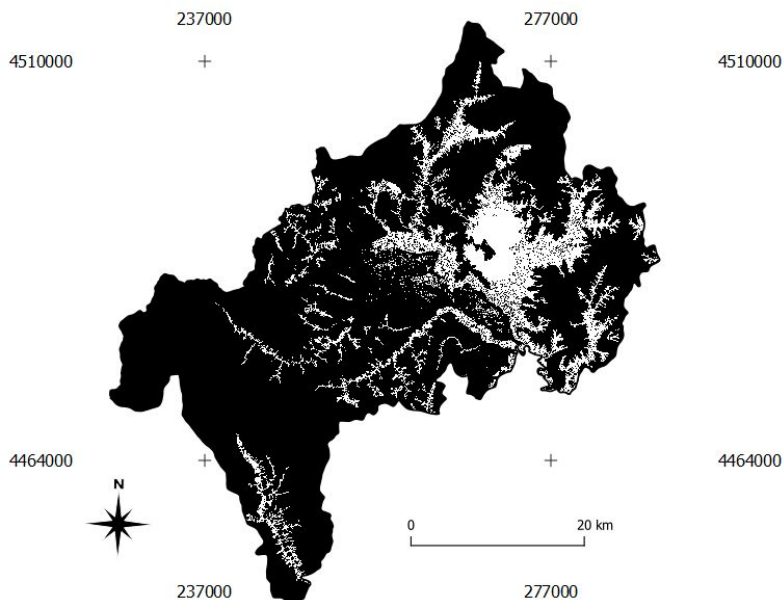


Εικόνα 19. Η συναλύθευση των τεσσάρων χωρικών βιοφυσικών ερωτημάτων (οι ζώνες που απεικονίζονται λευκές), βιοφυσική επίλυση.

Στην συνέχεια μπαίνει ένα κριτήριο υψομέτρου γιατί τα βιζόν δεν ζουν σε περιοχές που καλύπτονται από χιόνια για μεγάλο χρονικό διάστημα. Αποφεύγουν τις περιοχές που δεν υπάρχουν δέντρα και υπάρχει ελάχιστη βλάστηση. Για αυτό το λόγω αποκλείονται οι ζώνες με υψόμετρο μεγαλύτερο των 1000 μέτρων (Εικόνα 20). Στην Εικόνα 21 εφαρμόζεται η συνθήκη υψομέτρου (Εικόνα 20) στην βιοφυσική επίλυση (Εικόνα 19)

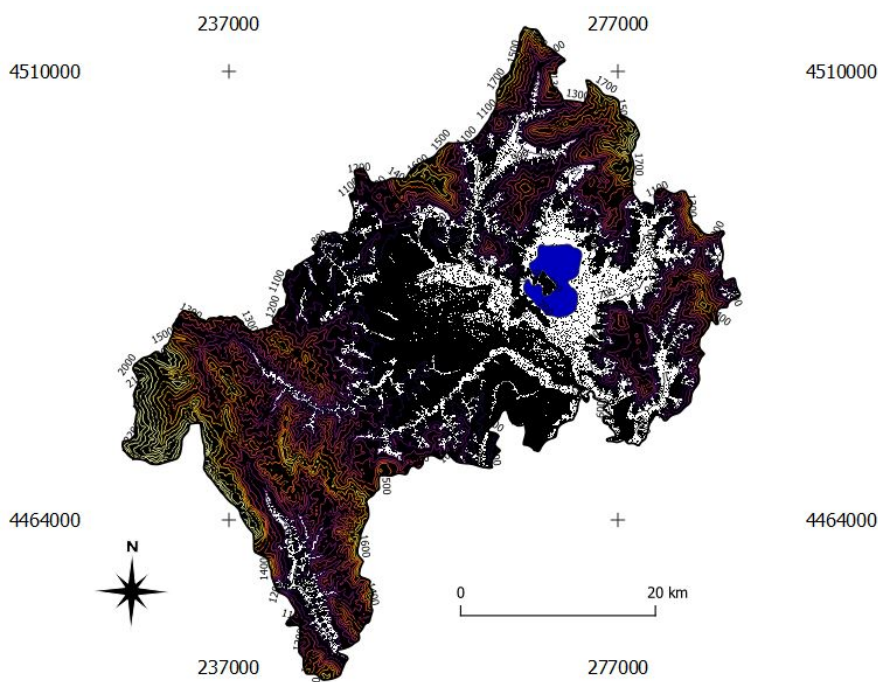


Εικόνα 20. Οι λευκές περιοχές αντιστοιχούν σε υψόμετρο μικρότερο από 1000μ και σε υπέρθεση είναι ισοϋψείς καμπύλες που απεικονίζονται με διαφορετικά χρώματα ανάλογα με το υψόμετρο.



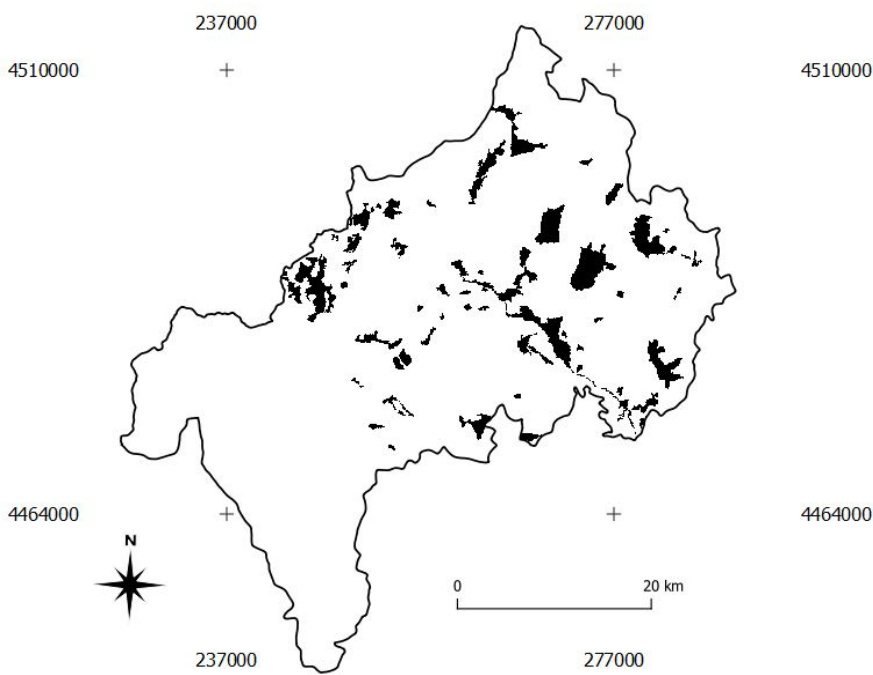
Εικόνα 21. Συναλήθευση βιοφυσικής επίλυσης (Εικόνα 19) και συνθήκης υψομέτρου (Εικόνα 20)

Στην Εικόνα 22 γίνεται υπέρθεση των ισοϋψών καμπυλών στην συναλήθευση της βιοφυσικής επίλυσης με την συνθήκη υψομέτρου (Εικόνα 21).

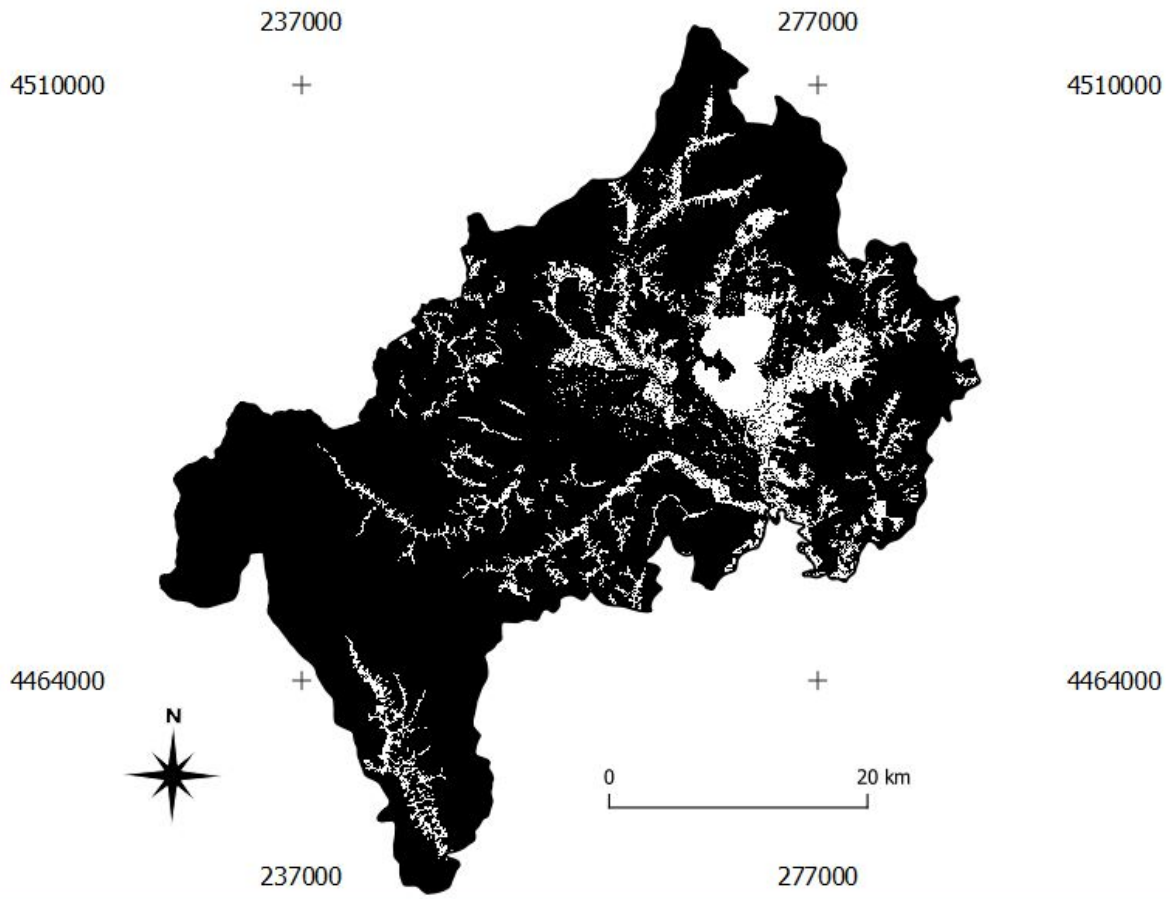


Εικόνα 22. Υπέρθεση των ισοϋψών καμπυλών στην συναλήθευση της βιοφυσικής επίλυσης με την συνθήκη υψομέτρου.

Τίθεται και ένας περιορισμός που αφορά την κάλυψη – χρήση γης ως προς το σύστημα CORINE και αποκλείονται περιοχές που αντιστοιχούν σε αστική γη ή σε ζώνες γυμνές από βλάστηση (Εικόνα 22).



Εικόνα 23. Οι μαύρες ζώνες αντιστοιχούν σε αστική γη ή σε ζώνες γυμνές από βλάστηση

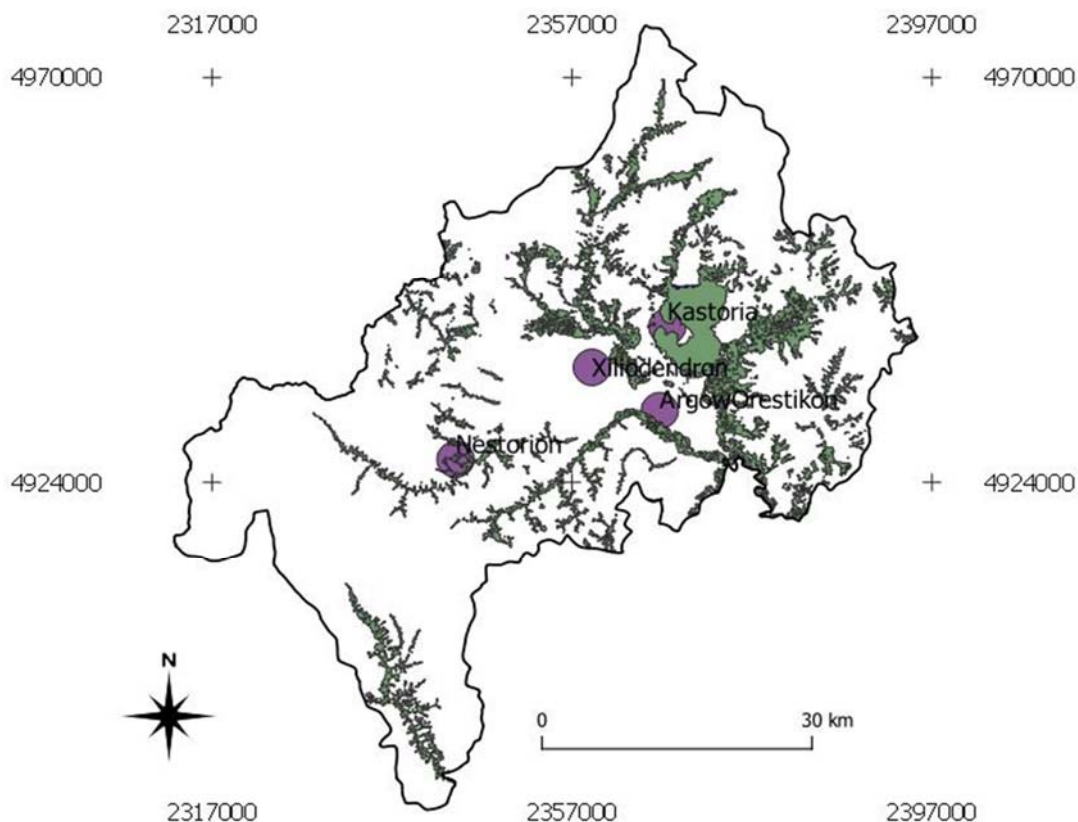


Εικόνα 24. Η τελική επίλυση - συναλήθευση της συνθήκης για την κάλυψη- χρήση γης (Εικόνα 22) μετατοπογραφικά – βιοφυσικά κριτήρια (Εικόνα 21).

Κεφάλαιο 5

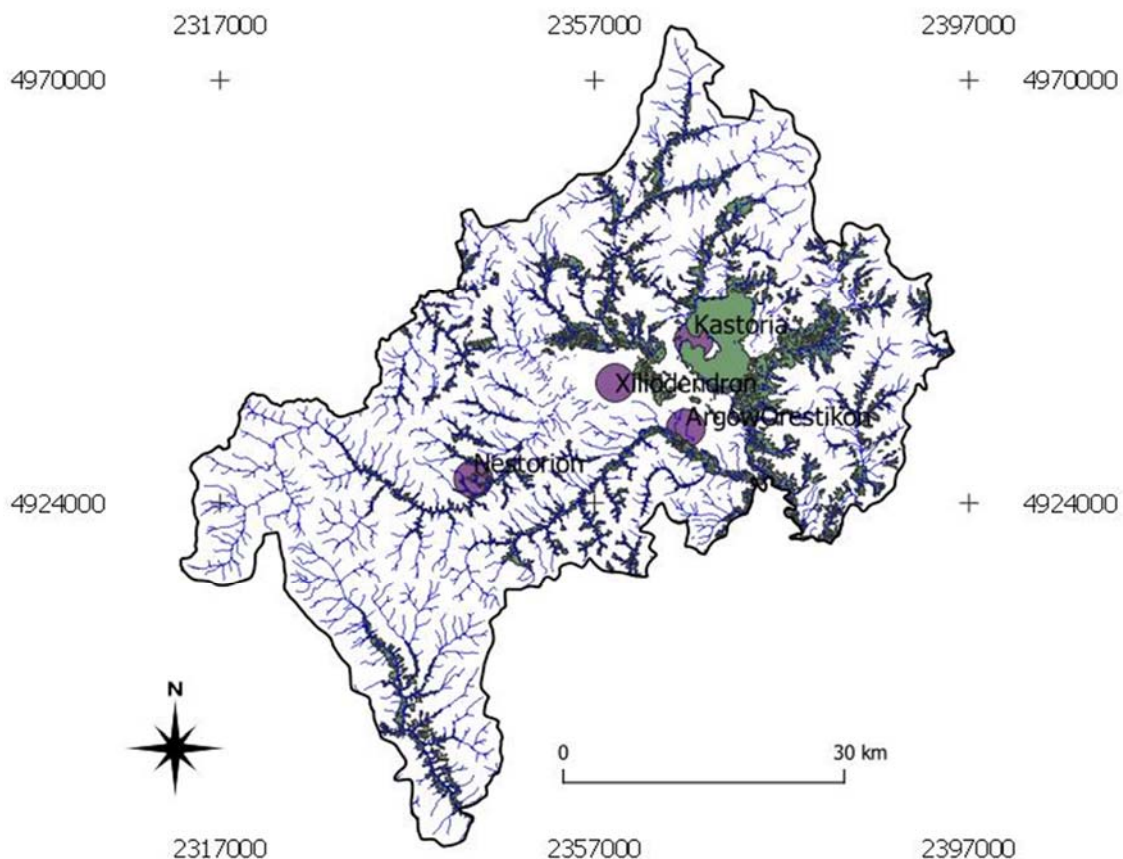
Σχολιασμός, Αξιολόγηση, Συμπεράσματα

Η οριοθέτηση του ενδιαιτήματος του βιζόν στο Νομό Καστοριάς, βασίσθηκε σε χωρικά κριτήρια που προσδιορίστηκαν βιβλιογραφικά και υλοποιήθηκαν σε ελεύθερα γεωγραφικά δεδομένα με τα οποία περιορίζονται από την ανάλυση (παράδειγμα η διάσταση του καννάβου στο ΨΥΜΕ είναι 25 m) και επιτρέπουν μελέτες σε κλίμακα της τάξης 1:50.000. Η οπτικοποίηση του ενδιαιτήματος σε σχέση με τις επιχειρήσεις εκτροφής γουνοφόρων ζώων, το υδρογραφικό δίκτυο και τις ψηφιακές ισοϋψείς καμπύλες παρουσιάζεται στις Εικόνες 25, 26, 27. Η αξιολόγηση της οριοθέτησης του ενδιαιτήματος θα γίνει με ιστορικά δεδομένα και μαρτυρίες που αφορούν την εμφάνιση και εξάπλωση του βιζόν στο Νομό Καστοριάς.



Εικόνα 25. Χωρικό ενδιαίτημα βιζόν σε διανυσματική μορφή στον Νομό Καστοριάς και οι οικιστικές συγκεντρώσεις Αργός Ορεστικός, Καστοριά, Νεστόριον Χιλιόνδεντρον.

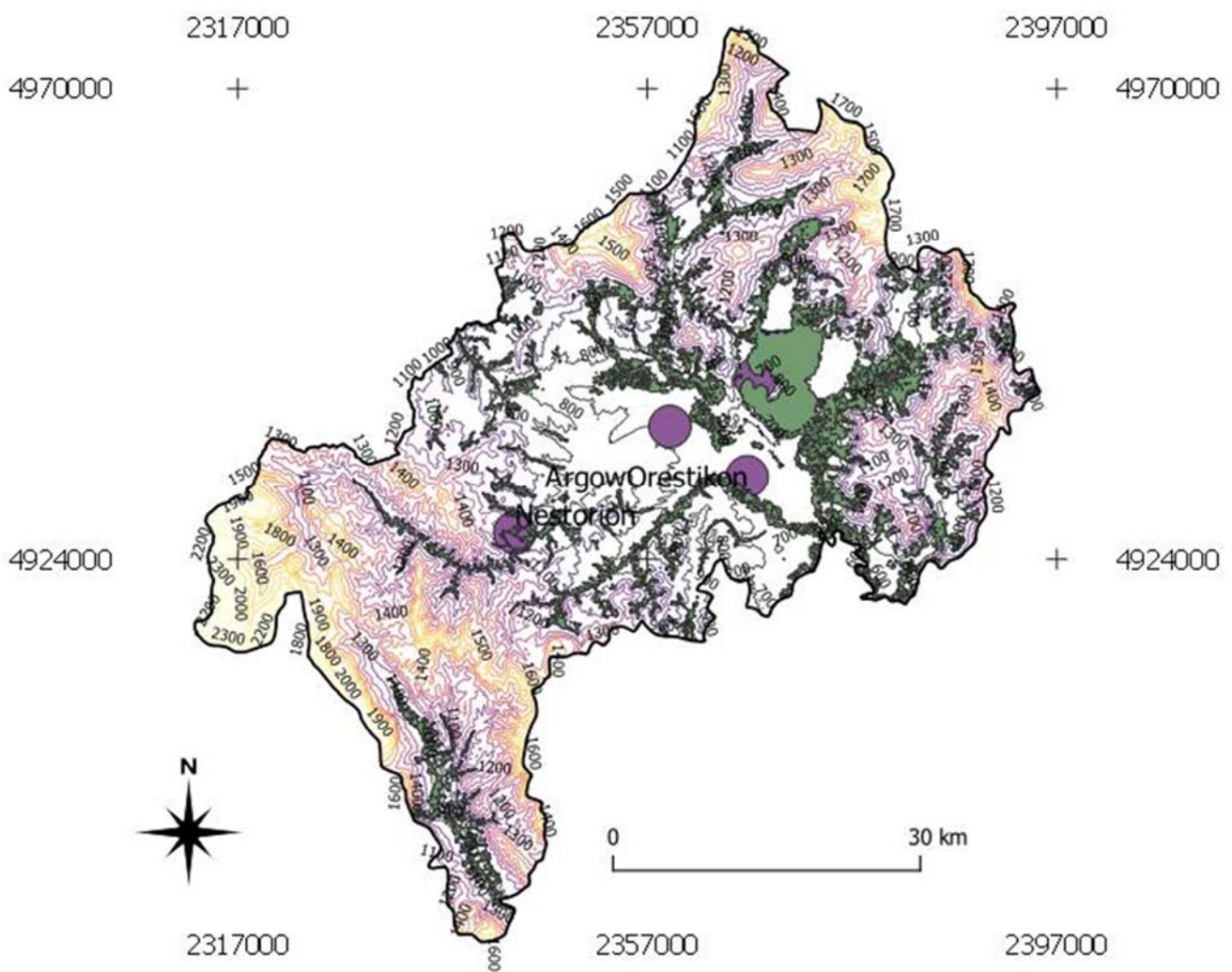
Η εξάπλωση των βιζόν στο Νομό Καστοριάς πραγματοποιήθηκε με δραματικό τρόπο την 26 Αυγούστου του 2010 όταν η οικολογική οργάνωση Animal Liberation Front εισέβαλε σε ένα από τα μεγαλύτερα εκτροφεία στο Χιλιόδεντρο (Παγούνης 2018) που δραστηριοποιούνται στο Νομό (απελευθερώθηκαν 48.000 ζώα). Πολλά ζώα βέβαια είχαν συλληχθεί, άλλα είχαν πέσει θύματα τροχαίων ατυχημάτων αυτοκινήτων, ωστόσο κάποια κατάφεραν να διαφύγουν και να εγκατασταθούν και να αναπαραχθούν στην περιοχή, παρά το γεγονός ότι πρόκειται για ξενικό είδος. Υπολογίζεται ότι συνελήφθησαν 30.000, 9.000 βρέθηκαν νεκρά και 9.000 ξέφυγαν (Παγούνης 2018), εκ των οποίων κανείς δεν γνωρίζει πόσα επιβίωσαν.



Εικόνα 26. Χωρικό ενδιαίτημα βιζόν σε διανυσματική μορφή στον Νομό Καστοριάς και οι οικιστικές συγκεντρώσεις Αργός Ορεστικός, Καστοριά, Νεστόριον Χιλιόδεντρον σε υπέρθεση στο υδρογραφικό δίκτυο.

Τα αποτελέσματα ήταν:

- αποσταθεροποίηση της ισορροπίας του λιμναίου οικοσυστήματος Καστοριάς αφού είναι ένα σαρκοφάγο θηλαστικό που προτιμάει τις υδάτινες περιοχές και τρώει από λαγούς και κουνέλια μέχρι πουλιά που κάνουν τις φωλιές τους στα καλάμια της λίμνης Καστοριάς (Λάτσιου 2018).



Εικόνα 27. Χωρικό ενδιαίτημα βιζόν σε διανυσματική μορφή στον Νομό Καστοριάς και οι οικιστικές συγκεντρώσεις Αργος Ορεστικόν, Καστοριά, Νεστόριον Χιλιόνδεντρον και σε υπέρθεση ψηφιακές ισοϋψείς καμπύλες.

- παρυδάτια πουλιά που κάνουν φωλιές στα καλάμια, όπως πάπιες και νερόκοτες έχουν σχεδόν εξαφανισθεί, αφού γίνονται εύκολα θηράματα ενώ, σύμφωνα με στοιχεία από καταμετρήσεις πουλιών, την τελευταία 15ετία, οι πληθυσμοί κάποιων ειδών έχουν μειωθεί αισθητά εξαιτίας των βιζόν (Παναγιωτόπουλος 2018).
- Ο αριθμός των υδρόβιων πτηνών (όπως φαλαρίδες, κύκνοι και χήνες) έχει μειωθεί αισθητά. Από τις 120 φωλιές κύκνων έχουν απομείνει τριάντα. Επίσης οι αποικίες των λαγγόνων, των μικρών κορμοράνων που σπανίζουν στην Ευρώπη, έχουν συρρικνωθεί και πολλά πουλιά μετακινούνται όπου τα νερά είναι πιο βαθιά, για να γλιτώσουν από τα βιζόν (Παναγιωτόπουλος 2018).
- Το βιζόν είναι μεγάλος θηρευτής και ανταγωνιστικό είδος με τη βίδρα, την οποία έχει καταφέρει να εκτοπίσει (Λάτσιου 2018).
- δημιουργείται στην τροφική αλυσίδα ένας ανταγωνισμός για τα θηράματα (π.χ. για τα ψάρια), ο οποίος απομακρύνει τα γηγενή είδη, όπως την νυφίτσα, (Γεωργιάδης 2018)
- αρπάγη οικοσίτων ζώων στο Νεστόριο, στο Χιλιόδενδρον, στο Αργός Ορεστικόν, στην Καστοριά (Παναγιωτόπουλος 2018).

Κανείς δεν έχει παρακολουθήσει επισταμένως το φαινόμενο άρα είναι επιτακτική η ανάγκη εκπόνησης ενός σχεδίου διαχείρισης-σύνταξη μελέτης περιορισμού του είδους (Γκοςλιόπουλος 2018, Παναγιωτόπουλος 2018). Σαν να μην αρκούσαν όλα αυτά, ζημιές φαίνεται να προκαλούν και οι «δραπέτες», τα βιζόν δηλαδή που κατά καιρούς αποδρούν από τα εκτροφεία αν και τα τελευταία χρόνια η περίφραξη τους με ηλεκτροφόρα σύρματα αποτρέπει την διαφυγή τους. Στο νομό Καστοριάς λειτουργούν περίπου 40 εκτροφεία (Αργός Ορεστικόν, Καστοριά, Νεστόριον Χιλιόνδεντρον, κ.α.) και η δυναμικότητά τους ανέρχεται στα 500.000 ενήλικα ζώα σύμφωνα με την Αγροτική Διεύθυνση Αντιπεριφέρειας Καστοριάς.

Οι Εικόνες 25, 26, 27 προσδιορίζουν τις ζώνες που διαβιώνουν τα βιζόν σε σχέση με τα χωρικά κριτήρια την εγγύτητα με τις υδάτινες επιφάνειες, τις ζώνες μικρής κλίσης που είναι σχεδόν επίπεδες. Αυτές οι ζώνες συμπεριλαμβάνουν-ταυτίζονται με τις θέσεις εγκατάστασης των εκτροφείων γουνοφόρων ζώων ενώ υποδηλώνουν τον χωρικό τόπο δυνητικής εξάπλωσης ή/και την δυνητική ζώνη στην οποία τα βιζόν θα παρουσιάζουν την μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης-μεγαλύτερη πυκνότητα πληθυσμού. Το πλέον ανησυχητικό είναι ότι η ζώνη αυτή επεκτείνεται νότια του Αργούς Ορεστικού σε μιά ζώνη απορροής προς τον όμορο Νομό της

Κοζάνης (στον οποίον υπάρχουν και εκεί εκτροφεία γουνοφόρων ζώων κυρίως στην Σιάτιστα).

Η πλέον ενδεδειγμένη λύση για τη καταγραφή αλλά και τη δραστική μείωση του πληθυσμού τους, η οποία εφαρμόζεται αποτελεσματικά σε άλλες χώρες (Δανία, Σκωτία) με παρόμοια προβλήματα, είναι η τοποθέτηση ειδικών σιδερένιων μακρόστενων παγίδων που μοιάζουν με κλουβιά και οι οποίες, λόγω σχήματος, δεν αιχμαλωτίζουν άλλα ζώα. Το Σεπτέμβριο του 2011 η περιφέρεια μοίρασε 35 σιδερένιες παγίδες στους κυνηγετικούς συλλόγους της Καστοριάς και του Αργους Ορεστικού (Γκοσλιόπουλος 2018). Το πρόβλημα φάνηκε να μειώνεται αφού συνελήφθησαν περίπου 300 ζώα όμως το αρχείο με τα γεωγραφικά δεδομένα δεν δημιουργήθηκε και η διαδικασία εγκλωβισμού και σύλληψης τους σταματησε μετά από μερικούς μήνες.

Από τον Αύγουστο του 2010, καμία επίσημη καταγραφή για τον πληθυσμό των ζώων που ζουν ελεύθερα δεν έχει πραγματοποιηθεί, ενώ οι ντόπιοι διαμαρτύρονται για επιθέσεις βιζόν στα οικόσιτα ζώα τους. Το βιζόν αναπαράγεται μία φορά το χρόνο -το θηλυκό γεννάει από 3 έως 8 μικρά. Απροσδιόριστη είναι και η περιοχή όπου έχουν εξαπλωθεί, καθώς η ύπαρξή τους επιβεβαιώνεται κυρίως από διάσπαρτες μαρτυρίες. Προτείνεται η χωροθέτηση θέσεων εγκλωβισμού – σύλληψης με σιδερένιες παγίδες, εντός του ενδιαιτήματος που προσδιορίζεται στις εικόνες 25, 26, 27 και η καταγραφή της συχνότητας εγκλωβισμού για μια περίοδο 3 ετών έτσι ώστε να εκτιμηθεί τόσο ο πληθυσμός τους όσο η δυναμική του αλλά και η αποτελεσματικότητα της μεθόδου.

5.1 Συμπέρασμα

Στην παρούσα διπλωματική εργασία, έγινε προσπάθεια καταγραφής του ενδιαιτήματος του εισβλητικού είδους, του βιζόν. Πρώτα έγινε προσπάθεια νοηματικής προσέγγισης του ενδιαιτήματος για το είδος αυτό από βιβλιογραφικές αναφορές που προσδιόρισε μια σειρά κανόνες. Στην συνέχεια ο νοηματικός προσδιορισμός μεταφέρθηκε σε συγκεκριμένες περιοχές του ελληνικού χώρου όπως στην Νομό Καστοριάς (Βιζόν). Κατα περίπτωση, οι χωρικοί κανόνες υλοποιήθηκαν σε γεωγραφικά δεδομένα σε συνδυασμό με επισκέψεις πεδίου. Δηλαδή έγινε μια προσπάθεια όπου ήταν αυτό δυνατόν και στο βαθμό που επέτρεπαν τα διαθέσιμα γεωγραφικά δεδομένα (ως προς την διαθεσιμότητα και ανάλυση), σύνθεσης χωρικών κανόνων και συνθηκών ανά εισβλητικό είδος, προκειμένου να περιγραφεί και να ποσοτικοποιηθεί χωρικά, το ενδιαίτημα τους. Σε όποιες περιπτώσεις δεν ήταν δυνατόν να δοθούν ικανοποιητικές περιγραφές και τυποποιήσεις των ενδιαιτημάτων, περιγράφηκαν τα δεδομένα που απαιτούνται και οι αντίστοιχες χωρο-χρονικές δειγματοληψίες για να προσεγγισθεί περαιτέρω το πρόβλημα.

Η οριοθέτηση του ενδιαιτήματος του Βιζόν στο Νομό Καστοριάς, βασίστηκε σε χωρικά κριτήρια που προσδιορίστηκαν βιβλιογραφικά και υλοποιήθηκαν σε ελεύθερα γεωγραφικά δεδομένα σε κλίμακα της τάξης 1:50.000 αφού υπάρχουν περιορισμοί από την χωρική ανάλυση των δεδομένων. Τα χωρικά κριτήρια που προσδιορίζουν τις ζώνες που διαβιώνουν τα βιζόν βασίστηκαν κυρίως σε τοπογραφικούς δείκτες ανάλυσης πεδίου που προσδιορίζουν ζώνες σύγκέντρωσης της απορροής και στην εγγύτητα με υδάτινες επιφάνειες σε μικρής κλίσης σχεδόν επίπεδες. Αυτές οι ζώνες συμπεριλαμβάνουν-ταυτίζονται με τις θέσεις εγκατάστασης των εκτροφείων γουνοφόρων ζώων, τα λιμναία οικοσυστήματα (όπως η λίμνη της Καστοριάς), ζώνες μείωσης του πληθυσμού της ορινθοπανίδας και περιοχές που παρατηρείται αρπαγή οικόσιτων ζώων ενώ υποδηλώνουν τον χωρικό τόπο δυνητικής εξάπλωσης ή/και την δυνητική ζώνη στην οποία τα Βιζόν θα παρουσιάζουν την μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης-μεγαλύτερη πυκνότητα πληθυσμού. Το πλέον ανησυχητικό είναι ότι η ζώνη αυτή επεκτείνεται νότια του Αργους Ορεστικού σε μία ζώνη απορροής προς τον όμορο Νομό της Κοζάνης (στον οποίον υπάρχουν και εκεί εκτροφεία γουνοφόρων ζώων κυρίως στην Σιάτιστα). Η πλέον ενδεδειγμένη λύση για τη καταγραφή αλλά και τη δραστική μείωση του πληθυσμού τους, η οποία εφαρμόζεται αποτελεσματικά σε άλλες χώρες (Δανία, Σκωτία) με παρόμοια προβλήματα, είναι η τοποθέτηση ειδικών

σιδερένιων μακρόστενων παγίδων που μοιάζουν με κλουβιά και οι οποίες, λόγω σχήματος, δεν αιχμαλωτίζουν άλλα ζώα.

- Προτείνεται η χωροθέτηση θέσεων εγκλωβισμού – σύλληψης με σιδερένιες παγίδες, εντός του ενδιαιτήματος που προσδιορίζεται με χωρικά κριτήρια και η καταγραφή της συχνότητας εγκλωβισμού για μια περίοδο 3 ετών έτσι ώστε να εκτιμηθεί τόσο ο πληθυσμός τους όσο η δυναμική του αλλά και η αποτελεσματικότητα της μεθόδου.
- Ερευνητικά μπορεί να γίνει πειραματικός προσδιορισμός του πληθυσμού τους σε επιλεγμένη τοποθεσία με χρήση θερμικής κάμερας από αερομεταφερόμενους σαρωτές (drones) με χρήση διαχρονικά επαναλαμβανόμενων νυχτερινών λήψεων.

Βιβλιογραφία

A Ελληνική Βιβλιογραφία

Γεωργιάδης Λ. 2018. Βιολόγος, Υπεύθυνος δράσεων του Αρκτούρου.

Γκοσλιόπουλος Χ. 2018. Πρώην Δήμαρχος Νεστορίου, Νομού Καστοριάς.

Λάτσιου Α. 2018. Ιχθυολόγος και πρώην διευθύντρια του Ενυδρείου Καστοριάς.

Παγούνης Γ. 2018. Εκτροφέας γουνοφόρων ζώων, Χιλιόδενδρο Νομού Καστοριάς,

Παναγιωτόπουλος Ν. 2018. Εταιρία Προστασίας Περιβάλλοντος Νομού Καστοριάς.

B Διαδικτυακές Αναφορές

BING 2018. Bing Maps. Διαθέσιμο από <https://www.bing.com/maps/aerial> (Τελευταία Πρόσβαση: 2 Μαΐου 2019).

Bisby FA, Roskov YR, Orrell TM, Nicolson D, Paglinawan LE, Bailly N, Kirk PM, Bourgoin T, Baillargeon G: Species 2000 & ITIS Catalogue of Life: 2010 Annual Checklist.[<http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2010>], Accessed 30 July 2010.

CLC 2012. CORINE Land Cover. Version 18.5.1 (release date: 19-09-2016.) Διαθέσιμο από <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012> (Τελευταία Πρόσβαση: 2 Μαΐου 2019).

Commission of the European Communities: Towards a strategy on invasive species. 2008 [http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/1_EN_ACT_part1_v6.pdf], Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the

European Economic and Social Committee and the Committee of Regions. COM (2008) 789 final.

Copernicus-Land 2018. Copernicus LAND EU-DEM. Διαθέσιμο από <https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem/eu-dem-v1.1/view> (Τελευταία Πρόσβαση: 2 Μαΐου 2019).

Council of the European Union: A mid-term assessment of implementing the EU Biodiversity Action Plan and Towards an EU Strategy on Invasive Alien Species - Council conclusions. 2009 [<http://register.consilium.europa.eu/pdf/en/09/st11/st11412.en09.pdf>], Information Note 11412/09.

EU-DEM 2017. European Digital Elevation Model. Copernicus Land Monitoring Service. Διαθέσιμο από <https://land.copernicus.eu/user-corner/publications/eu-dem-flyer/view> (Τελευταία Πρόσβαση: 2 Μαΐου 2019).

GDAM 2018. Global Administrative Boundaries ver 3.6. Διαθέσιμο από <https://gadm.org/> (Τελευταία Πρόσβαση: 2 Μαΐου 2019).

Mink facts, 2019. [<https://www.livescience.com/56071-mink-facts.html>], Accessed 30 April 2019.

OSM 2018. Open Street Maps. Διαθέσιμο από <https://www.openstreetmap.org/> (Τελευταία Πρόσβαση: 2 Μαΐου 2019).

Γ Διεθνής Βιβλιογραφία

Abbott RJ, 1992. Plant invasions, interspecific hybridisation and the evolution of new plant taxa. *Trends in Ecology and Evolution*, 7:401-405.

Andreu J, Vilà M, Hulme PE: An assessment of stakeholder perceptions and management of noxious alien plants in Spain. *Environ Manage* 2009, 43:1244-1255.

Augustin S, Guichard S, Heitland W, Freise J, Svatoš A, Gilbert M: Monitoring and dispersal of the invading Gracillariidae *Cameraria ohridella*. *J Appl Entomol* 2009, 133:58-66.

Baker HG: The evolution of weeds. *Annu Rev Ecol Syst* 1974, 5:1-24.

Ballerine, C. 2016. Topographic wetness index. University of Illinois Urbana-Champaign.

Becker T, Dietz H, Billeter R, Buschmann H, Edwards PJ: Altitudinal distribution of alien plant species in the Swiss Alps. *Perspect Plant Ecol* 2005, 7:173-183.

Benedict MQ, Levine RS, Hawley WA, Lounibos LP: Spread of the tiger: global risk of invasion by the mosquito *Aedes albopictus*. *Vector-Borne Zoonot* 2007, 7:76-85.

Bernauer D, Jansen W: Recent invasions of alien macroinvertebrates and loss of native species in the upper Rhine river, Germany. *Aquat Invasions* 2006, 1:55-71.

Bij de Vaate A, Jazdzewski K: Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Can J Fish Aquat Sci* 2002, 59:1159-1174.

Blackburn TM, Cassey P, Lockwood JL: The island biogeography of exotic bird species. *Global Ecol Biogeogr* 2008, 17:246-251.

Blackburn TM, Cassey P, Lockwood JL: The role of species traits in the establishment success of exotic birds. *Global Change Biol* 2009, 15:2852-2860.

Blackburn TM, Duncan RP: Establishment patterns of exotic birds are constrained by non-random patterns in introduction. *J Biogeogr* 2001, 28:927-939.

Bourke PMA: Emergence of potato blight, 1843-46. *Nature* 1964, 203:805-808.

Boyd, E., B. Nykvist, S. Borgström, and A. Izabela. 2015. Anticipatory governance for social-ecological resilience. *AMBIO* (Suppl. 1). doi:10.1007/s13280-014-0604-x.

Britton-Simmons KH, Abbott KC: Short- and long-term effects of disturbance and propagule pressure on biological invasion. *J Ecol* 2008, 96:68-77.

Cadotte MW: Darwin to Elton: early ecology and the problem of invasive species. In *Conceptual Ecology and Invasion Biology: Reciprocal Approaches to Nature*. Edited by: Cadotte MW, McMahon SM, Fukami T. Dordrecht: Springer; 2006:15-33.

Cardinale, B.J., J.E. Duffy, A. Gonzalez, D.U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G.M. Mace, et al. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59–67.

Carlton J: Predictions of the arrival of the zebra mussel in North America. *Dreissena Polymorpha Information Review* 1991, 2:1.

Carlton JT, 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 77:1653-1655.

Carlton JT, 2002. Bioinvasion ecology: assessing invasion impact and scale. In: Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S, eds. *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts, and Management*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 7-19.

Cassey P, Blackburn T, Russell GJ, Jones KE, Lockwood JL: Influences on the transport and establishment of exotic bird species: an analysis of the parrots (Psittaciformes) of the world. *Global Change Biol* 2004, 10:417-426.

Chiron F, Shirley S, Kark S: Human-related processes drive the richness of exotic birds in Europe. *P Roy Soc B-Biol Sci* 2009, 276:47-53.

Chittka L, Schürkens S, 2001. Successful invasion of a floral market. *Nature*, 411:653.

Chytrý M, Pyšek P, Wild J, Pino J, Maskell LC, Vilà M: European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Divers Distrib* 2009, 15:98-107, 2009.

Crawley MJ, Harvey PH, Purvis A, 1996. Comparative ecology of the native and alien floras of the British Isles. *Biological Transactions of the Royal Society of Botany*, 351:1251-1259.

Clement EJ, Foster MC, 1994. *Alien plants of the British Isles: a provisional catalogue of vascular plants (excluding grasses)*. London, UK: Botanical Society of the British Isles.

Colautti IR, McIsaac HJ, 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions*, 10:135-141.

Colautti RI, MacIsaac HJ: A neutral terminology to define 'invasive' species. *Divers Distrib* 2004, 10:135-141.

Daehler CC, 2001. Two ways to be an invader, but one is more suitable for ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 82: 206.

Daehler CC, Carino D, 2001. Hybridization between native and alien plants and its consequences. In: Lockwood JL, McKinney M, eds. *Biotic Homogenization. The Netherlands: Kluwer/Plenum Publishers*, 81-102.

Daehler CC, Strong DR, 1994. Variable reproductive output among clones of *Spartina alterniflora* (Poaceae) including San Francisco Bay, California: the influence of herbivory, pollination and establishment rate. *American Journal of Botany*, 81:307-313.

Daehler CC, Strong DR, 1996. Status, prediction and prevention of introduced cordgrass *Spartina* spp. invasions in Pacific estuaries, USA. *Biological Conservation*, 78:51-58.

DAISIE: Handbook of alien species in Europe. Dordrecht: Springer; 2009.

Darwin C: *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. London: Murray; 1859.

Davis MA, Grime JP, Thompson K, 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88:528-534.

Davis MA, Grime JP, Thompson K: Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J Ecol* 2000, 88:528-534.

Davis MA, Thompson K, 2000. Eight ways to be a colonizer, two ways to be an invader: A proposed nomenclature scheme for invasion ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 81:206.

Dawson W, Fischer M, van Kleunen M: The maximum relative growth rate of common UK plant species is positively associated with their global invasiveness. *Global Ecol Biogeogr* 2011, 20:299-306.

Destouni, G., F. Jaramillo, and C. Prieto. 2013. Hydro-climatic shifts driven by human water use for food and energy production. *Nature Climate Change* 3: 213–217.

Deutschewitz K, Lausch A, Kühn I, Klotz S: Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. *Global Ecol Biogeogr* 2003, 12:299-311.

Di Castri F, 1989. History of biological invasions with special emphasis on the Old World. In: Drake JA et al., eds. *Biological Invasions: A Global Perspective*. John Wiley and Sons, 1-30.

Di Castri F: History of biological invasions with special emphasis on the Old World. In *Biological Invasions: A Global Perspective*. Edited by: Drake JA, Mooney HA, di Castri F, Groves RH, Kruger FJ, Rejmánek M, Williamson M. Chichester UK: John Wiley and Sons; 1989:1-30.

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA: Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev* 2006, 81:163-182.

Duncan RP, Blackburn TM, Sol D: The ecology of bird introductions. *Annu Rev Ecol Evol S* 2003, 34:71-98.

Ellstrand NC, Schierenbeck KA, 2000. Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97:7043-7050.

Elton CS: *The ecology of invasions by animals and plants*. London: Methuen; 1958.

EPSG2100 2011. GGRS87 / Greek Grid. Διαθέσιμο από <https://epsg.io/2100>. Τελευταία Πρόσβαση: 2 Μαΐου 2019).

EPSG3035 2017. ETRS89 / LAEA Europe. Διαθέσιμο από <https://epsg.io/3035>. Τελευταία Πρόσβαση: 2 Μαΐου 2019).

Ernst WHO, 1998. Invasion, dispersal and ecology of the South African neophyte *Senecio inaequidens* in the Netherlands: From wool alien to railway and road alien. *Acta Botanica Neerlandica* 47:131-151.

Essl F, Dullinger S, Rabitsch W, Hulme PE, Huelber K, Jarošík V, Kleinbauer I, Krausmann F, Kühn I, Nentwig W, Vilà M, Genovesi P, Gherardi F, Desprez-Loustau ML, Roques A, Pyšek P: Socio-economic legacy yields an invasion debt. *P Natl Acad Sci USA* 2011, 108:203-207.

Essl F, Lambdon P: Alien bryophytes and lichens of Europe. In *Handbook of Alien Species in Europe*. Edited by: DAISIE. Dordrecht: Springer; 2009:29-41.

Ewel JJ, O'Dowd D, Bergelson DJ, Daehler J, D'Antonio CM, 1999. Deliberate introductions of species: Research needs. *BioScience*, 49:619-630.

Ficetola GF, Coïc C, Detaint M et al. 2007 Pattern of distribution of the American bullfrog *Rana catesbeiana* in Europe. *Biological Invasions*, 9, 767–772.

Figuerola J, Green AJ: Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biol* 2002, 47:483-494.

Finnoff D, Shogren JF, Leung B, Lodge D: Take a risk: preferring prevention over control of biological invaders. *Ecol Econ* 2007, 62:216-222.

Fisher, B., R. Turner, and P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643–653.

Foley, J.A., N. Ramankutty, K.A. Brauman, E.S. Cassidy, J.S. Gerber, M. Johnston, N.D. Mueller, C. O’Connell, et al. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337–342.

Frank JH, McCoy ED, 1992. The immigration of insects to Florida, with a tabulation of records published since 1970. *Florida Entomologist*, 75:1-28.

Frank JH, McCoy ED, 1995. Invasive adventive insects and other organisms in Florida. *Florida Entomologist Online*, 78:1-15.

Fridley JD, Stachowicz JJ, Naeem S, Sax DF, Seabloom EW, Smith MD, Stohlgren TJ, Tilman D, Von Holle B: The invasion paradox: Reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 2007, 88:3-17.

Galil BS, Gollasch S, Minchin D, Olenin S: Alien marine biota of Europe. In *Handbook of Alien Species in Europe*. Edited by: DAISIE. Dordrecht: Springer; 2009:93-104.

Galil BS: A sea under siege - alien species in the Mediterranean. *Biol Invasions* 2000, 2:177-186.

Garner TWJ, Perkins MW, Govindarajulu P et al. 2006 The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Biology Letters*, 2, 455–459.

Gasso N, Sol D, Pino J, Dana ED, Lloret F, Sanz-Elorza M, Sobrino E, Vilà M: Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Divers Distrib* 2009, 15:50-58.

Gederaas L, Salvesen I, Viken Å: Norwegian Black List 2007: Ecological risk analysis of alien species. Trondheim: Artsdatabanken; 2007.

Geist J: Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecol Indic* 2011.

Geist J: Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): a synthesis of Conservation Genetics and Ecology. *Hydrobiologia* 2010, 644:69-88.

Genovesi P, Bacher S, Kobelt M, Pascal M, Scalera R: Alien mammals of Europe. In *Handbook of Alien Species in Europe*. Edited by: DAISIE. Dordrecht: Springer; 2009:119-128.

Genovesi P, Shine C: European strategy on invasive alien species. Strasbourg: Council of Europe Publishing; 2004.

Gherardi F, Bertolino S, Bodon M, Casellato S, Cianfanelli S, Ferraguti M, Lori E, Mura G, Nocita A, Riccardi N, Rossetti G, Rota E, Scalera R, Zerunian S, Tricarico E: Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biol Invasions* 2008, 10:435-454.

Gherardi F, Gollasch S, Minchin D, Olenin S, Panov VE: Alien invertebrates and fish in European inland waters. In *Handbook of Alien Species in Europe*. Edited by: DAISIE. Dordrecht: Springer; 2009:81-92.

Gozlan E, Andreou D, Asaeda T, Beyer K, Bouhadad R, Burnard D, Caiola N: Pancontinental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish Fish* 2010, 11:315-340.

Hanspach J, Kühn I, Pyšek P, Boos E, Klotz S: Correlates of naturalization and occupancy of introduced ornamentals in Germany. *Perspect Plant Ecol* 2008, 10:241-250.

Hayes KR, Barry SC: Are there any consistent predictors of invasion success? *Biol Invasions* 2008, 10:483-506.

Hobbs RJ, Huenneke LF, 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, 6:324-337.

Holdich DM, Rogers WD, Reynolds JD: Native and alien crayfish in the British Isles. In *Crayfish in Europe as alien species: how to make the best of a bad situation?*. Edited by: Gherardi F, Holdich DM. Rotterdam: AA Balkema; 1999:221-235.

Huey RB, Gilchrist GW, Carlson ML, Berrigan D, Serra L, 2000. Rapid evolution of a geographic cline in size in an introduced fly. *Science*, 287:308-309.

Hulme PE, Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I, Minchin D, Nentwig W, Olenin S, Panov V, Pergl J, Pyšek P, Roques A, Sol D, Solarz W, Vilà M: Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *J Appl Ecol* 2008, 45:403-414.

Hulme PE, Pyšek P, Nentwig W, Vilà M: Will threat of biological invasions unite the European Union? *Science* 2009, 324:40-41.

Hussner A, Van de Weyer K, Gross EM, Hilt S: Comments on increasing number and abundance of non-indigenous aquatic macrophyte species in Germany 2010, 50:519-526, *Weed Res.*

IUCN: IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. Gland (Switzerland): International Union for the Conservation of Nature; 2000 [<http://iucn.org>].

Jeschke JM, Genovesi P: Do biodiversity and human impact influence the introduction or establishment of alien mammals? *Oikos* 2011, 120:57-64.

Jeschke JM, Strayer DL: Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. *Global Change Biol* 2006, 12:1608-1619.

Jeschke JM, Strayer DL: Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *P Natl Acad Sci USA* 2005, 102:7198-7202.

Jeschke JM: Across islands and continents, mammals are more successful invaders than birds. *Divers Distrib* 2008, 14:913-916.

Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK, Matitsky SE, Olenin S: Invaders are not a random selection of species. *Biol Invasions* 2009, 11:2009-2019.

Kark S, Solarz W, Chiron F, Clergeau P, Shirley S: Alien birds, amphibians and reptiles of Europe. In *Handbook of Alien Species in Europe*. Edited by: DAISIE. Dordrecht: Springer; 2009:105-118.

Keane RM, Crawley MJ, 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution*, 17:164-170.

Keeley JE, Keeley MB (1993) Mitigation plan for *Pentachaeta lyonii* on the Lake Eleanor hills project site. Proposal for California Department of Fish and Game, Sacramento

Keller RP, Drake JM, Drew M, Lodge DM: Linking environmental conditions and ship movements to estimate invasive species transport across the global shipping network. *Divers Distrib* 2011, 17:93-102.

Keller RP, Drake JM, Lodge DM: Fecundity as a basis for risk assessment of nonindigenous freshwater molluscs. *Conserv Biol* 2007, 21:191-200.

Keller RP, Drake JM: Trait based risk assessment for invasive species. In *Bioeconomics of Invasive Species: Integrating Ecology, Economics, Policy and Management*. Edited by: Keller RP, Lodge DM, Lewis MA, Shogren JF. New York: Oxford University Press; 2009:44-62.

Keller RP, Frang K, Lodge DM: Preventing the spread of invasive species: intervention guided by ecological predictions leads to economic benefits. *Conserv Biol* 2008, 22:80-88.

Keller RP, Lodge DM, Finnoff DC: Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *P Natl Acad Sci USA* 2007, 104:203-207.

Keller RP, Lodge DM, Lewis M, Shogren J: *Bioeconomics of Invasive Species: Integrating Ecology, Economics, Policy and Management* New York: Oxford University Press; 2009.

Keller RP, zu Ermgassen PSE, Aldridge D: Vectors and timing of nonindigenous freshwater species establishment in Great Britain. *Conserv Biol* 2009, 23:1526-1534.

Kettunen M, Genovesi P, Gollasch S, Pagad S, Starfinger U, ten Brink P, Shine C: *Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU*. Brussels: Institute for European Environmental Policy; 2009.

Klironomos JN, 2002. Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities. *Nature*, 417:67-70.

Kolar CS, Lodge DM: Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecol Evol* 2001, 16:199-204.

Kowarik I, 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: Pyšek P et al., eds. *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*. Amsterdam, The Netherlands: SPB Academic Publishing, 15-38.

Kowarik I, von der Lippe M: Pathways in plant invasions. In *Biological Invasions*. Edited by: Nentwig W. Berlin: Springer; 2007:29-47.

Kowarik I: *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. 2 edition. Stuttgart: Ulmer; 2010.

Kowarik I: Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*. Edited by: Pyšek P, Prach K, Rejmánek M, Wade M. Amsterdam: SPB Academic Publishing; 1995:15-38.

Kühn I, Klotz S: From Ecosystem invasibility to local, regional and global patterns of invasive species. In *Biological Invasions*. Edited by: Nentwig W. Heidelberg: Springer; 2007:181-196.

Kühn I, May R, Brandl R, Klotz S: Plant distribution patterns in Germany - Will aliens match natives? *Feddes Repertorium* 2003, 114:559-573.

Kumschick S, Nentwig W: Some alien birds have as severe an impact as the most effectual alien mammals in Europe. *Biol Conserv* 2010, 143:2757-2762.

Küster EC, Kühn I, Bruehlheide H, Klotz S: Trait interactions help explain plant invasion success in the German flora. *J Ecol* 2008, 96:860-868.

Lambdon PW, Pyšek P, Basnou C, Hejda M, Arianoutsou M, Essl F, Jarosik V, Pergl J, Winter M, Anastasiu P, Andriopoulos P, Bazos I, Brundu G, Celesti-Grapow L, Chassot P, Delipetrou P, Josefsson M, Kark S, Klotz S, Kokkoris Y, Kühn I, Marchante H, Perglova I, Pino J, Vilà M, Zikos A, Roy D, Hulme PE: Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 2008, 80:101-149.

Lee CE, 2002. Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in Ecology and Evolution*, 17:386-391.

Leppäkoski E, Olenin S, Gollasch S: The Baltic Sea: a field laboratory for invasion biology. In *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management*. Edited by: Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S. Dordrecht: Kluwer; 2002:253-259.

Leprieur F, Beauchard O, Blanchet S, Oberdorff T, Brosse S: Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biol* 2008, 6:e28, 2008.

Leung B, Lodge DM, Finnoff D, Shogren JF, Lewis MA, Lamberti G: An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *P Roy Soc B-Biol Sci* 2002, 269:2407-2413.

Leuven RSEW, van der Velde G, Baijens I, Snijders J, van der Zwart C, Lenders HJR, bij de Vaate A: The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. *Biol Invasions* 2009, 11:1989-2008.

Lever C, 2003 *Naturalized Amphibians and Reptiles of the World*. Oxford University Press, New York.

Levine JM, D'Antonio CM: Elton revisited: A review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos* 1999, 87:15-26.

Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T: The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol Evol* 2005, 20:223-228.

Lodge DM, Williams S, MacIsaac H, Hayes K, Leung B, Loope L, Reichard S, Mack RN, Moyle PB, Smith M, Andow DA, Carlton JT, McMichael A: Biological invasions: recommendations for policy and management. *Ecol Appl* 2006, 16:2035-2054.

Lodge DM: Biological invasions: lessons for ecology. *Trends Ecol Evol* 1993, 8:133-137.

Longepierre S, Robert A, Levi F, Francour P: How an invasive alga species (*Caulerpa taxifolia*) induces changes in foraging strategies of the benthivorous fish *Mullus surmuletus* in coastal Mediterranean ecosystems. *Biodivers Conserv* 2005, 14:365-376.

Lonsdale WM, 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80:1522-1536.

Mack RN, 2000. Cultivation fosters plant naturalization by reducing environmental stochasticity. *Biological Invasions*, 2:111-122.

McNeely JA, Mooney HA, Neville LE, Schei PJ, Waage JK, 2001. Global Strategy on Invasive Alien Species. Gland, Switzerland: IUCN.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being, 155. Washington DC: Island Press.

Miller C, Kettunen M, Shine C: Scope options for EU action on invasive alien species (IAS). Final report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium; 2006.

Molnar JL, Gamboa RL, Revenga C, Spalding MD: Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front Ecol Environ* 2008, 6:485-492.

Mooney HA, Hobbs RJ, 2000. Invasive Species in a Changing World. Washington DC, USA: Island Press.

Mugnier C 2002. Grids & Datums: The Hellenic Republic. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 68(12):1237-1239.

Nehring S, Essl F, Klingenstein F, Nowack C, Rabitsch W, Stöhr O, Wiesner C, Wolter C: Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. Bonn (Germany): Bundesamt für Naturschutz; 2010.

Nentwig W, Kühnel E, Bacher S: A generic impact-scoring system applied to alien mammals in Europe. *Conserv Biol* 2010, 24:302-311.

Norberg, J., M.C. Urban, M. Vellend, C.A. Klausmeier, and N. Loeuille. 2012. Eco-evolutionary responses of biodiversity to climate change. *Nature Climate Change* 2: 747–751.

Olenin S, Minchin D, Daunys D, Ziako A: Pathways of aquatic invasions in Europe. In *Atlas of Biodiversity Risk*. Edited by: Settele J, Penev LD, Georgiev TA, Grabaum R, Grobelnik V, Hammen V, Klotz S, Kotarac M, Kühn I. Sofia (Bulgaria): Pensoft; 2010:138-139.

Paavola M, Olenin S, Leppäkoski E: Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas? *Estuar Coast Shelf S* 2005, 64:738-750.

Panov V, Dgebuadze Y, Shiganova T, Filippov A, Minchin D: A risk assessment of biological invasions: inland waterways of Europe - the northern invasion corridor case study. In *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats*. Edited by: Gherardi F. Dordrecht: Springer; 2007:639-656.

Panov VE, Bychenkov DE, Berezina NA, Maximov AA: Alien species introductions in the eastern Gulf of Finland: current state and possible management options. *Proc Est Acad Sci Biol Ecol* 2003, 52:254-267.

Parrott D, Roy S, Baker R, Cannon R, Eyre D, Hill M, Wagner M, Preston C, Roy H, Beckmann B, Copp GH, Edmons N, Ellis J, Laing I, Britton R, Gozlan RE, Mumford J: *Horizon scanning for new invasive non-native animal species in England*. Sheffield: Natural England; 2009.

Perrings C, Burgiel S, Lonsdale WM, Mooney H, Williamson M: International cooperation in the solution to trade-related invasive species risks. *Ann NY Acad Sci* 2010, 1195:198-212.

Perry WL, Feder JL, Dwyer G, Lodge DM, 2001. Hybrid zone dynamics and species replacement between *Orconectes* crayfishes in a northern Wisconsin lake. *Evolution*, 55:1153-1166.

Petit R, 2004. Biological invasions at the gene level. *Diversity and Distributions*, 10:159-165.

Pike R. J., Evans I. S. and Hengl T. 2008 *Geomorphometry: A brief guide*. In: T. Hengl and H. Reuter, Elsevier Eds. *Geomorphometry: Concepts, Software, Applications*. *Developments in Soil Science*. Amsterdam. 33:03-30.

Pimentel D, 2002. Biological Invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal and Microbe Species. Boca Raton, USA: CRC Press.

Pino J, Font X, Carbo J, Jove M, Pallares L: Large-scale correlates of alien plant invasion in Catalonia (NE of Spain). *Biol Conserv* 2005, 122:339-350.

Pöckl M: Success of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* by life history traits and reproductive capacity. *Biol Invasions* 2009, 11:2021-2041.

Preston CD, Pearman DA, Dines TD, 2002. New Atlas of the British and Irish flora. Oxford, UK: Oxford University Press.

Pyšek P, 1992. Dominant species exchange during succession in reclaimed habitats: a case study from areas deforested due to air pollution. *Forest Ecology and Management*, 54:27-44.

Pyšek P, Brock JH, Bímová K, Mandák B, Jarošík V, Koukolíková I, Pergl J, Štěpánek J, 2003. Vegetative regeneration in invasive *Reynoutria* (Polygonaceae) taxa: the determinant of invasibility at the genotype level. *American Journal of Botany*, 90:1487-1495.

Pyšek P, Cock MJW, Nentwig W, Ravn HP, (Eds): Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). Wallingford (UK): CABI; 2007.

Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Kühn I, Wild J, Arianoutsou M, Bacher S, Chiron F, Didžiulis V, Essl F, Genovesi P, Gherardi F, Hejda M, Kark S, Lambdon PW, Desprez-Loustau ML, Nentwig W, Pergl J, Pobljšaj K, Rabitsch W, Roques A, Roy DB, Shirley S, Solarz W, Vilà M, Winter M: Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *P Natl Acad Sci USA* 2010, 107:12157-12162.

Pyšek P, Jarošík V, Pergl J, Randall R, Chytrý M, Kühn I, Tichy L, Danihelka J, Jun JC, Sádlo J: The global invasion success of Central European plants is related to distribution

characteristics in their native range and species traits. *Divers Distrib* 2009, 15:891-903, 2009a.

Pyšek P, Kucera T, Jarosik V: Plant species richness of nature reserves: the interplay of area, climate and habitat in a central European landscape. *Global Ecol Biogeogr* 2002, 11:279-289.

Pyšek P, Lambdon PW, Arianoutsou M, Kühn I, Pino J, Winter M: Alien vascular plants of Europe. In *Handbook of Alien Species in Europe*. Edited by: DAISIE. Dordrecht: Springer; 2009:43-61.

Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster BL, Williamson M, Kirschner J: Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 2004, 53:131-143.

Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M, Kirschner J, 2004a. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53:131-143.

Pyšek P, Richardson DM, Williamson M, 2004b. Predicting and explaining plant invasions through analysis of source area floras: some critical considerations. *Diversity and Distributions*, 10:179-187.

Pyšek P, Richardson DM: Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do we Stand? In *Biological Invasions*. Edited by: Nentwig W. Dordrecht: Springer; 2007:97-125.

Qin, C., Zhu, A., Li, B., Pei, T, Zhou, C, and Shi, X. 2009 Quantification of spatial gradation of slope positions. *Geomorphology*. 110(3-4):152-161.

Rahel FJ: Homogenization of freshwater faunas. *Ann Rev Ecol Syst* 2002, 33:291-315.

Randall RP, 2002. *A Global Compendium of Weeds*. Melbourne, Australia: RG and FJ Richardson.

Reinhardt F, Herle M, Bastiansen F, Streit B: Ökonomische Folgen der Ausbreitung von gebietsfremden Organismen in Deutschland Berlin: Umweltbundesamt; 2003.

Rejmánek M, 1995. What makes a species invasive? In: Pyšek P, Prach K, Rejmánek M, Wade M, eds. *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*. Amsterdam, The Netherlands: SPB Academic Publishing, 3-13.

Rejmánek M, 1996. Species richness and resistance to invasions. In: Orians GH, Dirzo R, Cushman JH, eds. *Diversity and Processes in Tropical Forest Ecosystems*. Berlin, Germany: Springer-Verlag, 153-72.

Rejmánek M, 2000. Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology*, 25:497-506.

Rejmánek M, Richardson DM, 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77:1655-1661.

Rejmánek M, Richardson DM, Barbour MG, Crawley MJ, Hrusa GF, Moyle PB, Randall JM, Simberloff D, Williamson M, 2002. Biological invasions: politics and the discontinuity of ecological terminology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 83(2):131-133.

Reuter, H., Wendroth, O. and Kersebaum, K. 2006 Optimisation of relief classification for different levels of generalization. *Geomorphology*. 77(1-2):79-89.

Ricciardi A: Patterns of invasion in the Laurentian Great Lakes in relation to changes in vector activity. *Divers Distrib* 2006, 12:425-433.

Richardson DM, (ed): *Fifty Years of Invasion Ecology - The Legacy of Charles Elton* Chichester (UK): Wiley-Blackwell; 2011.

Richardson DM, Allsopp N, D'Antonio CM, Milton SJ, Rejmánek M, 2000b. Plant invasions - the role of mutualisms. *Biological Reviews*, 75:65-93.

Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta DF, West CJ, 2000a. Naturalization and invasion of alien plants - concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6:93-107.

Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ: Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers Distrib* 2000, 6:93-107.

Ripple, W.J., J.A. Estes, R.L. Beschta, C.C. Wilmers, E.G. Ritchie, M. Hebblewhite, J. Berger, B. Elmhagen, et al. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343: 1241484.

Rolls EC, 1985. More a new planet than a new continent. CRES Paper 3. Australian National University, Canberra, Australia: Centre for Resource and Environmental Studies.

Roques A, Rabitsch W, Rasplus JY, Lopez-Vaamonde C, Nentwig W, Kenis M: Alien terrestrial invertebrates of Europe. In *Handbook of Alien Species in Europe*. Edited by: DAISIE. Dordrecht: Springer; 2009:63-79.

Ruiz GM, Carlton JT, 2003. *Invasive Species. Vectors and Management Strategies*. Washington DC, USA: Island Press.

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke Lf, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH: Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 2000, 287: 1770-1774.

Sala, O.E., F.S. Chapin, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L.F. Huenneke, et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.

Saltonstall K, 2002. Cryptic invasion by non-native genotypes of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99:2445-2449.

Sax DF, Stachowicz JJ, Brown JH, Bruno JF, Dawson MN, Gaines SD, Grosberg RK, Hastings A, Holt RD, Mayfield MM, O'Connor MI, Rice WR: Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends Ecol Evol* 2007, 22:465-471.

Shea K, Chesson P, 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 17:170-176.

Shine C, Kettunen M, Genovesi P, Essl F, Gollasch S, Rabitsch W, Scalera R, Starfinger U, and Brink P: Assessment to support continued development of the EU Strategy to combat invasive alien species. Final Report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium; 2010.

Schou T, and J. Malmkvist. 2018. Maternal nest building and choice of nest site are temperature dependent in mink: Parent-offspring temperature conflict?, *Applied Animal Behaviour Science*, 209: 88-98

Sletvold N, J.P. Dahlgren, D.-I. Øien, A. Moen, and J. Ehrlén. 2013. Climate warming alters effects of management on population viability of threatened species: Results from a 30-year experimental study on a rare orchid. *Global Change Biology* 19: 2729–2738.

Söderbäck B: Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a Swedish lake: possible causes and mechanisms. *Freshwater Biol* 1995, 33:291-304.

Söderhäll K, Cerenius L: The crayfish plague fungus: history and recent advances. *Freshwater Crayfish* 1999, 12:11-35.

Sol D, Duncan RP, Blackburn TM, Cassey P, Lefebvre L: Big brains, enhanced cognition, and response of birds to novel environments. *P Natl Acad Sci USA* 2005, 102:5460-5465.

Sol D, Vilà M, Kühn I: The comparative analysis of historical alien introductions. *Biol Invasions* 2008, 10:1119-1129.

Souty-Grosset C, Holdich DM, Noel PY, Reynolds JD, Haffner P, (Eds): Atlas of crayfish in Europe. Paris: Museum National d'Histoire Naturelle; 2006, Patrimoinés Naturels 64.

Steffen, W., J. Crutzen, and J.R. McNeill. 2007. The anthropocene: Are humans now overwhelming the great forces of nature? *AMBIO* 36: 614–621.

Stohlgren TJ, Barnett DT, Kartesz JT: The rich get richer: patterns of plant invasions in the United States. *Front Ecol Environ* 2003, 1:11-14.

Strayer D, Downing JA, King TL, Layer JB, Newton TJ, Nichols SJ: Changing perspectives on pearly mussels, North America's most imperiled animals. *BioScience* 2004, 54:429-439.

Strayer DL, Eviner VT, Jeschke JM, Pace ML: Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends Ecol Evol* 2006, 21:645-651.

Thellung A: La flore adventice de Montpellier. *Mémoires de la Société nationale des Sciences naturelles et mathématiques de Cherbourg* 1912, 38:57-728.

Thellung A: Pflanzenwanderungen unter dem Einfluss des menschen. *Beibl Bot jahrb Syst* 1915, 53:37-66.

Thompson K, Davis MA: Why research on traits of invasive plants tells us very little. *Trends Ecol Evol* 2011, 26:155-156.

Van der Velde G, Platvoet D: Quagga mussels *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in the Main River (Germany). *Aquat Invasions* 2007, 2:261-264.

Van der Velde G, Rajagopal S, Kelleher B: Ecological impact of crustacean invaders: general considerations and examples from the Rhine river. *Crustacean Iss* 2000, 12:3-33.

Van Kleunen M, Weber E, Fischer M: A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecol Lett* 2010, 13:235-245.

Vilà M, Basnou C, Pyšek P, Josefsson M, Genovesi P, Gollasch S, Nentwig W, Olenin S, Roques A, Roy D, Hulme PE, DAISIE partners: How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. *Front Ecol Environ* 2010, 8:135-144.

Vila M, D'Antonio C, 1998. Fruit choice and seed dispersal of invasive vs. non-invasive *Carpobrotus* (Aizoaceae) in coastal California. *Ecology*, 79:1053-1060.

Vilà M, Weber E, D'Antonio CM: Conservation implications of invasion by plant hybridization. *Biol Invasions* 2000, 2:207-217.

Vitousek PM, Walker LR, 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawai'i: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological Monographs*, 59:247-65.

Wacquant JP, 1990. Biogeographical and physiological aspects of the invasion of *Dittrichia* (ex: *Inula*) *viscosa* Greuter, a ruderal species in the Mediterranean Basin. In: di Castri F, Hansen AJ, Debussche M, eds. *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer, 353–364.

Weber E, Köhler B, Gelpke G, Perrenoud A, Gigon A: Schlüssel zur Einteilung von Neophyten in der Schweiz in die Schwarze Liste oder die Watch-Liste. *Bot Helv* 2005, 115:169-194.

Williamson M, 1993. Invaders, weeds and the risk from genetically modified organisms. *Experientia*, 49:219-224.

Williamson M, 1996. *Biological Invasions*. London, UK: Chapman and Hall.

Williamson M, 1998. Measuring the impact of plant invaders in Britain. In: Starfinger U, Edwards K, Kowarik I, Williamson M, eds. *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. The Netherlands: Backhuys Publishers, 33-42.

Williamson M, Dehnen-Schmutz K, Kühn I, Hill M, Klotz S, Milbau A, Stout J, Pyšek P: The distribution of range sizes of native and alien plants in four European countries and the effects of residence time. *Divers Distrib* 2009, 15:158-166.

Williamson M: *Biological invasions* London: Chapman & Hall; 1996.

Willis AJ, Memmott J, Forrester RI, 2000. Is there evidence for the post-invasion evolution of increased size among invasive plants species? *Ecology Letters*, 3:275-283.

Wilson JRU, Dormontt EE, Prentis PJ, Lowe AJ, Richardson DM: Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trends Ecol Evol* 2009, 24:136-144.

Wolff WJ, Reise K: Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into northern and western European coastal waters. In *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management*. Edited by: Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S. Dordrecht: Kluwer; 2002:193-205.

Wu S-H, Chaw S, Rejmánek M, 2003. Naturalized Fabaceae (Leguminosae) species in Taiwan: the first approximation. *Botanical Bulletin of Academia Sinica*, 44:59-66.