



Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων

Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων

«Εδαφικές τράπεζες σπερμάτων, φυτική ποικιλότητα και βόσκηση σε δάση φυλλοβόλων δρυών της Ελλάδας»

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

Υποβληθείσα στο

Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων

Υπό

Ευγενίας Γ. Χαϊδευτού

Για την απόκτηση του τίτλου του Διδάκτορα
από το Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων
του Πανεπιστημίου Ιωαννίνων



Αγρίνιο 2010



University of Ioannina

Department of Environmental and Natural Resources Management

**“Soil Seed Banks, Plant Diversity and Grazing in Deciduous Oak Forests
of Greece”**

DOCTORAL THESIS

Evgenia G. Chaideftou

Department of Environmental and Natural Resources Management

University of Ioannina



Agrinio 2010

ΕΠΤΑΜΕΛΗΣ ΕΞΕΤΑΣΤΙΚΗ ΕΠΙΤΡΟΠΗ

Τριμελής συμβουλευτική επιτροπή:

1. Καθηγητής Παναγιώτης Δημόπουλος, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων
2. Καθηγητής Αχιλλέας Γερασιμίδης, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης
3. Καθηγητής Κώστας Θάνος, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών
4. Prof. Erwin Bergmeier, University of Göttingen
5. Καθηγητής Δημήτριος Χριστοδουλάκης, Πανεπιστήμιο Πατρών
6. Λέκτορας Αθανάσιος Καλλιμάνης, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων
7. Επίκουρος καθηγητής Ιωάννης Τσιριπίδης, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

SEVEN-MEMBER EXAMINING COMMITTEE

Three-member advisory committee:

1. Prof. Panayotis Dimopoulos, University of Ioannina
2. Prof. Achilleas Gerasimidis, Aristotle University of Thessaloniki
3. Prof. Costas Thanos, National Kapodistrian University of Athens
4. Prof. Erwin Bergmeier, University of Göttingen
5. Prof. Dimitrios Christodoulakis, University of Patras
6. Lecturer Athanasios Kallimanis, University of Ioannina
7. Assistant Prof. Ioannis Tsiripidis, Aristotle University of Thessaloniki

**ΠΡΑΚΤΙΚΟ
ΔΗΜΟΣΙΑΣ ΠΑΡΟΥΣΙΑΣΗΣ, ΕΞΕΤΑΣΗΣ ΚΑΙ ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗΣ
ΤΗΣ ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗΣ ΔΙΑΤΡΙΒΗΣ ΤΗΣ
κας ΧΑΪΔΕΥΤΟΥ ΕΥΓΕΝΙΑΣ**

Τη Δευτέρα, 20 Σεπτεμβρίου 2010 και ώρα 12^η μεσημβρινή στην Αίθουσα Συνεδριάσεων του Πανεπιστημίου Δυτικής Ελλάδας στο Αγρίνιο πραγματοποιήθηκε, σύμφωνα με τις διατάξεις του άρθρου 13 παρ. 1 εδ. ζ του Ν. 2083/92 και τις διατάξεις της παρ. 4β του άρθρου 9 του Ν.3685/2008, η διαδικασία της δημόσιας παρουσίασης, εξέτασης και αξιολόγησης της διδακτορικής διατριβής της υποψήφιας διδάκτορας κας Χαϊδευτού Ευγενίας με θέμα: «Εδαφικές Τράπεζες Σπερμάτων, Φυτική Ποικιλότητα και Βόσκηση σε Δάση Φυλλοβόλων Δρυών της Ελλάδας».

Η παρουσίαση έγινε ενώπιον της εξεταστικής Επιτροπής που προβλέπει το άρθρο 13 του Νόμου 2083/92 και τις διατάξεις της παρ. 4α του άρθρου 9 του Ν.3685/2008 και ακροατηρίου φοιτητών και άλλων μελών ΔΕΠ. Την επταμελή εξεταστική επιτροπή, που συγκροτήθηκε με απόφαση της Γ.Σ.Ε.Σ. του Τμήματος Διαχείρισης Περιβάλλοντος & Φυσικών Πόρων (Συνεδρία αριθμ. 62/03-03-2010), αποτελούν οι κ.κ.: Δημόπουλος Παναγιώτης, Καθηγητής, του Τμήματος Δ.Π.Φ.Π., Bergmeier Erwin, Prof. University of Goettingen, Γερασιμίδης Αχιλλέας, Καθηγητής του Τμήματος Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος του Αριστοτέλειου Πανεπιστημίου Θεσσαλονίκης, Θάνος Κώστας, Καθηγητής του Τμήματος Βιολογίας του Εθνικού και Καποδιστριακού Πανεπιστημίου Αθηνών, Χριστοδουλάκης Δημήτριος, Καθηγητής του Τμήματος Βιολογίας του Πανεπιστημίου Πατρών, Τσιριπίδης Ιωάννης, Επίκουρος Καθηγητής, του Τμήματος Βιολογίας του Αριστοτέλειου Πανεπιστημίου Θεσσαλονίκης και Καλλιμάνης Αθανάσιος, Λέκτορας του Τμήματος Δ.Π.Φ.Π. Παρευρέθηκαν και τα επτά μέλη της Εξεταστικής Επιτροπής. Πρόεδρος ανέλαβε ο επιβλέπων κ. Δημόπουλος Παναγιώτης. Η υποψήφια εκλήθη από τον πρόεδρο να αναπτύξει το θέμα της διατριβής σε πενήντα λεπτά.

Ακολούθησε η ανάπτυξη και παρουσίαση του θέματος από την υποψήφια. Στη συνέχεια η υποψήφια απάντησε στις ερωτήσεις που της υπέβαλαν τα μέλη της επιτροπής. Η εξεταστική επιτροπή εισήλθε στη διαδικασία αξιολόγησης της υποψήφιας και της τελικής κρίσης της διατριβής.

Μετά τη συζήτηση η εξεταστική επιτροπή, ομόφωνα κατέληξε στις ακόλουθες διαπιστώσεις:

- α) Η υποψήφια διδάκτωρ κα Χαϊδευτού Ευγενία ανέπτυξε επαρκώς και παρουσίασε με επιτυχία το θέμα της διδακτορικής διατριβής.
- β) Η συγγραφή της διατριβής έγινε με τρόπο που δείχνει γνώση της βιβλιογραφίας της σχετικής με το θέμα της διατριβής.
- γ) Η επάρκεια της υποψήφιας στο γνωστικό αντικείμενο της διατριβής είναι ικανοποιητική.
- δ) Το περιεχόμενο της διδακτορικής διατριβής είναι πρωτότυπο και αποτελεί συμβολή στην Επιστήμη της Προστασίας και της Διαχείρισης του Περιβάλλοντος.

ε) Επιβάλλεται ωστόσο για την πληρέστερη εμφάνιση της διδακτορικής διατριβής πριν από τη δημοσίευσή της στην τελική της μορφή να ληφθούν οποιαδήποτε υπόψη και να ενσωματωθούν στην τελική της μορφή οι παρατηρήσεις και υποδείξεις των μελών της εξεταστικής επιτροπής.

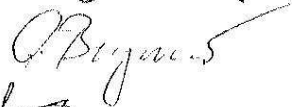
Με βάση τα ανωτέρω η επιτροπή ενέκρινε τη διδακτορική διατριβή της κας Χαϊδειτού Ευγενίας αποφάσισε ομόφωνα να προτείνει την απονομή του τίτλου του διδάκτορα με βαθμό «άριστα».

Η εξεταστική επιτροπή:

Καθηγητής Παναγιώτης Διον. Δημόπουλος



Prof. Dr. Bergmeier Erwin



Καθηγητής Γερασιμίδης Αχιλλέας



Καθηγητής Θάνος Κώστας



Καθηγητής Χριστοδουλάκης Δημήτριος



Επίκουρος Καθηγητής Τσιριπίδης Ιωάννης



Λέκτορας Καλλιμάνης Αθανάσιος



*Στους γονείς μου, Γιώργο και Αναστασία
και στην αδερφή μου, Μαρία*

«Οι εδαφικές τράπεζες σπερμάτων είναι ένα σταθερό σύστημα σιδηροδρομικών γραμμών όπου τα τρένα (δηλαδή οι δυνατότητες αναγέννησης) κινούνται με διαφορετικές περιοδικότητες και από διαφορετικές κατευθύνσεις. Τα σπέρματα ανεβαίνουν σ' αυτά τα τρένα σε διαφορετικές στιγμές και με διαφορετικές αφθονίες.»

(Olano et al., 2002)

ΠΡΟΛΟΓΟΣ ΚΑΙ ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Preface and Acknowledgements

Ήμουν προπτυχιακή φοιτήτρια όταν στο γραφείο του κ. Γιάννη Δεληγιαννάκη ξεφύλλιζα ένα πρωτόκολλο μεθόδων για να επιλέξω εργασία. Το θέμα που επέλεξα ήταν: “*Biodiversity monitoring*”, λέγοντας «εγώ θέλω αυτό!». Τότε εκείνος μου απάντησε «Ευγενία, για αυτό πρέπει να πας στον κ. Δημόπουλο». Έτσι ξεκίνησαν όλα....

Ο κ. Δεληγιαννάκης μου έδειξε το σωστό δρόμο. Ο κ. Δημόπουλος μου έδωσε την ευκαιρία να κάνω τη διπλωματική μου εργασία, με γνώρισε στον κ. Κώστα Θάνο και στον κ. Erwin Bergmeier, και μου έδωσε την ευκαιρία να κάνω αυτή τη διδακτορική διατριβή. Στη διάρκεια της εκπόνησής της, ο κ. Δημόπουλος σε ανύποπτο χρόνο είπε: «Ευγενία εσύ όλα τα μπορείς» γιατί το πίστευε και με παρότρυνε ασταμάτητα να εργάζομαι σκληρά. Ο κ. Θάνος έλεγε «Ευγενία να μη ζητάς ποτέ την επιείκεια» και μου έδινε ακριβείς διορθώσεις ως πιστός αυστηρός φίλος, οι οποίες με βοηθούσαν να δρασκελίζω και όχι να προχωρώ βήμα προς βήμα στην πυραμίδα της γνώσης. Ο Erwin Bergmeier με φιλοξένησε στη Γερμανία με φροντίδα και συνεργάστηκε μαζί μου άψογα και τυπικά δίνοντας προσοχή στη λεπτομέρεια.

Οι φίλες μου Τάνια Σαμαρά, Ελένη Τσινασλάν και Άννα Λάτσιου, με τη σειρά που τις γνώρισα μου έδειξαν ειλικρίνεια, φροντίδα και αγάπη, και με υποστήριξαν όχι μόνο ηθικά, αλλά ακόμη και σε πρακτικά ζητήματα κατά τη διάρκεια εκπόνησης της διατριβής μου, η καθεμία με τα δικά της μέσα και το δικό της τρόπο.

Τα δύο τελευταία χρόνια η Άννα, η Όλγα και ο Αλέξανδρος, τον οποίο εύχομαι να έχω δικαιώσει, δε με άφησαν μόνη ούτε στιγμή και έτσι μπορώ να συνεχίζω να θέτω στόχους, να μελετώ και να ενθουσιάζομαι με ό,τι νέο ανακαλύπτω. Με αυτό τον τρόπο έκαναν τη λέξη «ευχαριστώ» να χάνει το νόημά της.

Οι γονείς μου, μου πρόσφεραν ακούραστα τα πάντα σε ηθικό, συναισθηματικό και υλικό επίπεδο κατά τη διάρκεια εκπόνησης της διατριβής, έδειξαν απεριόριστη εμπιστοσύνη και απόλυτο σεβασμό στις επιλογές μου χωρίς να ρωτήσουν ποτέ το γιατί. Πάνω από όλα, με άφηναν ελεύθερη από τα δέκατο τρίτο έτος της ηλικίας μου να λαμβάνω τις αποφάσεις μου ως ενήλικη και να δέχομαι τις συνέπειες αυτών, γεγονός για το οποίο δεν υπάρχει αντάξια ευχαριστία. Η αδερφή μου η Μαρία, ήταν πάντα δίπλα μου παραβλέποντας δικές της δύσκολες στιγμές, αποκρύπτοντάς τες από εμένα, και ασκώντας πάντα την πιο σωστή και αμερόληπτη κριτική σε εμένα και τις πράξεις μου. Γι’ αυτό η

αγάπη και η στήριξή της είναι ασύγκριτα. Έτσι τη διατριβή μου την αφιερώνω ολόψυχα στην οικογένειά μου.

Σας ευχαριστώ

Επίσης, ευχαριστώ θερμά:

Όλα τα μέλη της επταμελούς επιτροπής για τη συνεργασία τους και τη συμβολή τους

Τον κ. Γερασιμίδη Αχιλλέα για τη διακριτική παρακολούθηση της πορείας μου κατά τη διάρκεια εκπόνησης της διατριβής μου

Τον κ. Καλλιμάνη Θανάση για τη συνεργασία του στην εκπόνηση των δημοσιεύσεων στα πλαίσια της διδακτορικής διατριβής, συνεργασία που με ώθησε στην εμβάθυνση πολλών ζητημάτων

Τους κ.κ. Χριστοδουλάκη Δημήτρη και Τσιριπιδή Ιωάννη για την παρακολούθηση της δουλειάς μου

Την οικογένεια Τάσσου, επειδή κατά τη διάρκεια της εργασίας πεδίου με φιλοξένησε και με εξυπηρέτησε με ευγένεια και φροντίδα, θέτοντας στη διάθεσή μου το προσωπικό της επιχείρησής της, ώστε να μπορώ να κάνω την έρευνά μου στην ιδιωτική δασική έκταση

Τον κ. Thomas Rhaus για την ευγενική του συνεργασία και βοήθεια στην αναγνώριση αρτιβλάστων

Την Τσαλίκη Μαρίνα για την φιλική συνεργασία της κατά τη λήψη εδαφικών δειγμάτων μας στο πεδίο, καθώς και για την παραχώρηση τοπογραφικού χάρτη της περιοχής μελέτης

Τον κ. Ζώτο Αναστάσιο για τη συνεργασία του και τη συμβολή του στη διεξαγωγή των εδαφολογικών αναλύσεων και για τη συνεργασία του σε πρακτικά ζητήματα για τις ανάγκες της διδακτορικής διατριβής

Τον κ. Μεντή Θεοχάρη επίσης για της συμβολή του στις εδαφολογικές αναλύσεις στην περιοχή μελέτης της διατριβής μου, στα πλαίσια εκπόνησης της διπλωματικής του εργασίας

Τον κ. Τσιάμη Γιώργο για την ευγενική του συνεργασία στην παραχώρηση τμήματος του θαλάμου φύτευσης για την αύξηση των ειδών των φυτικών μου δειγμάτων

Τους Τεκερλεκοπούλου Αθανασία και Σιώζιο Στέφανο για το λεπτό ψεκασμό σε φυτικά μου δείγματα κατά την ολιγοήμερη απουσία μου από το Αγρίνιο

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η γνώση των επιδράσεων της βόσκησης στη φυτοποικιλότητα των δασών της Ελλάδας είναι μικρή. Στις ορεινές περιοχές της Ελλάδας διατηρείται ακόμη το σύστημα εποχιακής μετακίνησης των κοπαδιών μεταξύ περιοχών βόσκησης. Παράλληλα, αν και τα οικοσυστήματα της Μεσογείου χαρακτηρίζονται από μακροχρόνιο ιστορικό βόσκησης, δεν έχει δοθεί έμφαση στις επιπτώσεις της βόσκησης στα δάση. Στην παρούσα διατριβή, διερευνάται αν η παραπάνω παραδοσιακή πρακτική σποραδικής βόσκησης ενδείκνυται ως μέτρο διαχείρισης με σκοπό την αποκατάσταση και την προστασία σε θερμόφιλα δάση δρυός που έχουν υποβαθμιστεί λόγω μακροχρόνιας υπερβόσκησης. Η έρευνα πραγματοποιήθηκε στην περιοχή Μπουραζάνι Κόνιτσας της Ηπείρου, που αποτελεί έναν παραδοσιακό βοσκότοπο δρυών, όπου απαντώνται σποραδικά βοσκούμενα δάση με καλά αναπτυγμένους όλους τους ορόφους βλάστησης και μακροχρόνια βοσκούμενα δάση όπου ο ποώδης όροφος έχει σχεδόν εκλείψει αλλά ο δενρώδης όροφος παραμένει καλά αναπτυγμένος. Η διερεύνηση των δυνατοτήτων αποκατάστασης σε τέτοιες περιπτώσεις χρήζει μοντέλου παρακολούθησης των μεταβολών της βλάστησης με έμφαση στον ποώδη όροφο και παράλληλη διερεύνηση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Οι δειγματοληψίες βλάστησης με χρήση μόνιμων επιφανειών δειγματοληψίας και εφαρμογή πειραματικού αποκλεισμού από τη βόσκηση με περιφράξεις, στα πλαίσια ιεραρχικών επιπέδων παρακολούθησης ενδείκνυται σε μία τέτοια μελέτη περίπτωσης. Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων μπορεί να αποτελεί πηγή αναγέννησης φυτικών ειδών σε ένα οικοσύστημα, καθώς σπέρματα πολλών ειδών μπορούν να παραμένουν για μεγάλο χρονικό διάστημα στο έδαφος μετά από διαταραχή. Μια εδαφική τράπεζα σπερμάτων είναι μόνιμη όταν τα σπέρματα παραμένουν στο έδαφος για διάρκεια μεγαλύτερη από ένα έτος, διαφορετικά είναι παροδική. Σε περιπτώσεις όπου δεν υπάρχουν επαρκή στοιχεία για την οικολογία των φυτικών ειδών και για την ύπαρξη σπερμάτων τους μέσα στο έδαφος, είναι απαραίτητο να διερευνάται η εδαφική τράπεζα σπερμάτων σε επίπεδο οικοσυστήματος αρχικά.

Στο πλαίσιο της παρούσας διδακτορικής διατριβής ερευνήθηκαν τα ακόλουθα:

- Η σύνθεση της υπέργειας βλάστησης της περιοχής μελέτης σε σχέση με τις εδαφικές και κλιματικές παραμέτρους υπό τα διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης. Πραγματοποιήθηκε κατάταξη των δειγματοληπτικών επιφανειών βλάστησης με βάση τη χλωριδική σύνθεση υπό τα διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης εφαρμόζοντας ανάλυση αντιστοιχιών.
- Η σύνθεση και η αφθονία της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Εφαρμόστηκε η μέθοδος φύτρωσης. Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων του οικοσυστήματος χαρακτηρίστηκε μόνιμη. Περιγράφηκε η κατανομή της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε σχέση με το βάθος του εδάφους και τα διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης.
- Σύγκριση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων των βοσκημένων από διαφορετικούς τύπους ζώων και των σποραδικά βοσκημένων δασικών θέσεων, με την υπέργεια βλάστηση με σκοπό να προσδιοριστεί η μεταξύ τους συσχέτιση και οι δυνατότητες αποκατάστασης. Προσδιορίστηκε η α- και β- ποικιλότητα της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Για την κατάταξη της χλωριδικής σύνθεσης εφαρμόστηκαν μέθοδοι ανάλυσης συνιστωσών. Οι επιδράσεις της υπερβόσκησης στη σύνθεση των ειδών, στην ποικιλότητα και στην ομοιότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και της υπέργειας βλάστησης προσδιορίστηκαν με την εφαρμογή της ανάλυσης δέντρου ταξινόμησης και της ανάλυσης λογιστικής παλινδρόμησης.
- Αξιολόγηση της χρησιμότητας στην αποκατάσταση των εν δυνάμει φυτοκοινοτήτων που θα μπορούσαν να σχηματιστούν από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων των μελετώμενων δασικών θέσεων. Τα ποώδη φυτικά taxa διακρίθηκαν με βάση τα λειτουργικά τους χαρακτηριστικά ως προς τον τύπο οικολογικής στρατηγικής επιβίωσης που ακολουθούν ως φυτικά είδη και ως προς τη μέθοδο διασποράς που εφαρμόζουν. Εξετάστηκε η επίδραση της μακροχρόνιας υπερβόσκησης στη δομή της φυτοκοινότητας που εν δυνάμει προκύπτει από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων.
- Παρακολούθηση των μεταβολών της υπέργειας βλάστησης που υπόκεινται σε μεταβαλλόμενο καθεστώς υπερβόσκησης με καταγραφές για μια βετία, δίνοντας βάρος στον ποώδη όροφο των υπερβόσκημένων δασών. Διερευνήθηκε η επίδραση του χρόνου στις παρατηρούμενες μεταβολές και η αλληλεπίδρασή του με τη διαταραχή, καθώς και η ενδεχόμενη συσχέτιση

μεταξύ ποικιλότητας και χλωριδικής ομοιότητας στην υπέργεια βλάστηση στα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης και σε θέσεις υπό διαδοχή.

SUMMARY

There is little knowledge of the impacts of grazing on plant diversity in the forests of Greece. In the mount areas of Greece the system of seasonal movement of livestock between grazing lands is still maintained. In parallel, although the Mediterranean ecosystems are characterized by long-term grazing history, little emphasis has been given on the impacts of grazing on forests. The current doctoral thesis investigates if the above traditional grazing practice of sporadic grazing is useful as ma management tool for the restoration and the conservation in thermophilous oak forests which have been degraded by long-term overgrazing. The study was conducted in Burazani area (Konitsa, Epirus), which is a traditional oaks pasture, where sporadically grazed forests, with well-developed vegetation layers and long-term grazed forests with almost depleted herb layer but well-developed tree layer, occur. The investigation of the restoration possibilities in such cases emphasizes the need for a model monitoring vegetation changes with focus on the herb layer and parallel investigation of the soil seed bank. Vegetation sampling with permanent plots and experimental grazing exclosure implementation with fences, within a frame of hierarchical monitoring levels is recommended in such a case study. The soil seed bank could be a source of regeneration for many plant species in an ecosystem, as many seeds can persist in the soil for a long period of time after a disturbance. A soil seed bank is persistent when the seeds remain in the soil longer than a year, else it is transient. In cases where there are no adequate data for the ecology of plant species and for the existence of their seeds in the soil, it is necessary to firstly investigate the soil seed bank at ecosystem (species pool) level.

Within the present doctoral thesis the following questions were investigated:

- The composition of the above-ground vegetation in the study area in relation to the soil and climatic parameters under the different grazing regimes. Ordination of vegetation plots according to the floristic composition under the different grazing regimes was performed using correspondence analysis.
- The composition and the abundance of the soil seed bank. The germination method was performed. The soil seed bank of the ecosystem was characterised persistent. The distribution of the soil seed bank in relation to the soil depth and the different grazing regimes was described.
- Comparison of the soil seed bank in the grazed by different animal types and the sporadically grazed forest sites with the above-ground vegetation in order to determine their correlation and the possibilities for restoration. The a- and b-diversity of the above-ground vegetation and the soil seed bank was determined. For the ordination of the floristic composition methods of components analysis were performed. The impacts of overgrazing on the species composition, the diversity and the similarity between the soil seed bank and the above-ground vegetation were determined by classification tree analysis and logistic regression analysis.
- Assessment of the usefulness of the potential plant communities, which could be formed by the soil seed bank of the studied forest sites, in restoration. The herbaceous plant taxa were distinguished depending on their functional traits according to the ecological life strategy type they follow as plant species and to the dispersal mode they use. The impact of the long-term overgrazing in the community structure which is potentially formed by the soil seed bank was studied.
- Monitoring of the above-ground vegetation changes, which are subjected to a changing overgrazing regime, using records over a six-year period focusing on the herb layer of the overgrazed forests. The impact of time on the observed changes, its interaction with the disturbance, as well as the potential correlation between diversity and floristic similarity in the above-ground vegetation under different grazing regimes and in successional sites, were investigated.

ΠΡΟΛΟΓΟΣ ΚΑΙ ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ	
ΠΕΡΙΛΗΨΗ	
SUMMARY	
ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ	i-iii
Κ. 1 Γενική εισαγωγή	1
1.1 Βιβλιογραφική ανασκόπηση.....	2
1.2 Τοποθέτηση του προβλήματος και αντικείμενα έρευνας.....	16
1.3 Γενικός πειραματικός σχεδιασμός.....	17
1.4 Περίγραμμα διατριβής.....	21
Κ. 2 Περιοχή μελέτης	25
2.1 Περίληψη.....	26
2.2 Τοπογραφία.....	29
2.3 Κλίμα.....	31
2.3.1 Το κλίμα στην ευρύτερη περιοχή.....	31
2.3.2 Μετεωρολογικά δεδομένα σταθμού: βροχόπτωση, θερμοκρασία, ηλιακή ακτινοβολία.....	32
2.3.3 Ομβροθερμικό και βιοκλιματικό διάγραμμα.....	39
2.4 Γεωλογία.....	42
2.5 Έδαφος.....	45
2.5.1 Προσδιορισμός εδαφολογικών παραμέτρων.....	46
2.5.2 Αποτελέσματα και χαρακτηρισμός των εδαφών.....	47
2.6 Βλάστηση.....	50
2.7 Βλάστηση και βόσκηση (DCA/ CCA).....	57
2.8 Χρήσεις γης.....	64
2.9 Ιστορικό επιδράσεων.....	66
Κ. 3 Υπέργεια βλάστηση στην περιοχή μελέτης	75
3.1 Περίληψη.....	76
3.2 Εισαγωγή.....	77
3.3 Υλικά και μέθοδοι.....	78
3.3.1 Φυτοκοινωνιολογική ανάλυση και σύνθεση της βλάστησης.....	83
3.4 Αποτελέσματα.....	83
3.5 Συζήτηση.....	103
Κ. 4 Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων στην περιοχή μελέτης	105
4.1 Περίληψη.....	106
4.2 Εισαγωγή.....	107
4.3 Μέθοδοι.....	110
4.3.1 Εργασία πεδίου.....	112
4.3.2 Πειράματα φύτευσης.....	114
4.3.3 Ανάλυση δεδομένων.....	119
4.4 Αποτελέσματα.....	119
4.4.1 Χλωριδική σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης.....	119
4.4.2 Πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης.....	124
4.4.3 Κατανομή της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ανάλογα με το βάθος του εδάφους και το καθεστώς βόσκησης.....	128
4.5 Συζήτηση.....	130

4.5.1	Χλωριδική σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης.....	130
4.5.2	Πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης.....	131
4.5.3	Κατανομή της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ανάλογα με το βάθος του εδάφους και το καθεστώς βόσκησης	132
4.5.4	Χαρακτηρισμός της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων.....	134
K. 5	Η χλωριδική σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και της υπέργειας βλάστησης σε σχέση με τη βόσκηση σε υπο-Μεσογειακά δάση δρυών (ΒΔ Ελλάδα).....	137
5.1	Περίληψη.....	138
5.2	Εισαγωγή.....	140
5.3	Μέθοδοι.....	142
5.3.1	Εργασία πεδίου.....	143
5.3.2	Εργαστηριακή επεξεργασία.....	143
5.3.3	Ανάλυση δεδομένων.....	144
5.4	Αποτελέσματα.....	146
5.4.1	Επίδραση της βόσκησης στην ομοιότητα μεταξύ εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και υπέργειας βλάστησης.....	146
5.4.2	PCA κατάταξη της υπέργειας βλάστησης και των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων.....	150
5.4.3	β- ποικιλότητα (species turnover) της υπέργειας βλάστησης και των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων.....	153
5.5	Συζήτηση.....	153
5.5.1	Σύγκριση της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων	153
5.5.2	Επίδραση της βόσκησης στην ομοιότητα μεταξύ υπέργειας βλάστησης και εδαφικής τράπεζας σπερμάτων.....	154
5.5.3	Επίδραση της βόσκησης στον πλούτο των ειδών.....	155
5.5.4	Επίδραση της βόσκησης στη β- ποικιλότητα.....	155
5.5.5	Εδαφική τράπεζα σπερμάτων και αποκατάσταση.....	156
K. 6	Η εν δυνάμει χρησιμότητα των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων στην αποκατάσταση του ποώδους ορόφου σε ένα υπερβοσκημένο δάσος.....	159
6.1	Περίληψη.....	160
6.2	Εισαγωγή.....	162
6.3	Μέθοδοι.....	164
6.3.1	Εργασία πεδίου.....	164
6.3.2	Εργαστηριακή επεξεργασία.....	164
6.3.3	Ανάλυση δεδομένων.....	165
6.4	Αποτελέσματα.....	166
6.4.1	Πυκνότητα και κατανομή πυκνότητας της ποώδους εδαφικής τράπεζας σπερμάτων.....	168
6.4.2	Επίδραση της βόσκησης στην ποώδη εδαφική τράπεζα σπερμάτων.....	168
6.4.3	Επίδραση της βόσκησης στις λειτουργικές ομάδες της ποώδους εδαφικής τράπεζας σπερμάτων.....	169
6.4.4	Κυριαρχία ειδών και δομή φυτοκοινοτήτων.....	174
6.5	Συζήτηση.....	175
6.5.1	Πυκνότητα και κατανομή πυκνότητας της ποώδους εδαφικής τράπεζας	175

σπερμάτων.....	175
6.5.2 Επίδραση της βόσκησης στην ποώδη εδαφική τράπεζα σπερμάτων.....	175
6.5.3 Επίδραση της βόσκησης στις λειτουργικές ομάδες της ποώδους εδαφικής τράπεζας σπερμάτων.....	176
6.5.4 Κυριαρχία ειδών και δομή φυτοκοινοτήτων.....	178
6.5.5 Δυνατότητες αποκατάστασης και διαχείρισης.....	178
Κ. 7 Μεταβολές στην ποικιλότητα της υπέργειας βλάστησης στο χώρο αλλά και στο χρόνο υπό την επίδραση της βόσκησης.....	181
7.1 Περίληψη.....	182
7.2 Εισαγωγή.....	184
7.3 Μέθοδοι.....	186
7.3.1 Εργασία πεδίου.....	187
7.3.2 Ανάλυση δεδομένων.....	187
7.4 Αποτελέσματα.....	189
7.4.1 Πλούτος ειδών και φυτική ποικιλότητα.....	189
7.4.2 Επίδραση της βόσκησης στον πλούτο ειδών.....	190
7.4.3 Χωρο-χρονικό πρότυπο φυτικής ποικιλότητας.....	190
7.4.4 Ομοιότητα στο χρόνο και χρονική μεταβολή.....	192
7.5 Συζήτηση.....	192
7.5.1 Διαχρονική επίδραση της βόσκησης στον πλούτο ειδών και τη φυτική ποικιλότητα.....	192
7.5.2 Χωρο-χρονικό πρότυπο φυτικής ποικιλότητας.....	193
7.5.3 Ομοιότητα στο χρόνο και χρονική μεταβολή-διαδοχή.....	195
Κ. 8 Σύνθεση.....	197
8.1 Περίληψη.....	198
8.2 Η υπέργεια βλάστηση, η «μνήμη» τράπεζας σπερμάτων και η χρησιμότητά τους στην αποκατάσταση των υπο-Μεσογειακών δασών μετά από υπερβόσκηση.....	200
8.3 Η αναγεννητική ικανότητα των υπο-Μεσογειακών δασών και η σημασία της αποκατάστασης μετά από υπερβόσκηση.....	204
8.4 Η εφαρμογή της δασικής βόσκησης ως εργαλείο διαχείρισης.....	205
8.5 Προοπτικές και μελλοντική έρευνα.....	207
Κ. 9 Περίληψη διατριβής.....	213
9.1 Περίληψη.....	214
9.2 Summary.....	221
9.3 Zusammenfassung.....	227
Αναφορές.....	233
Παραρτήματα.....	253
Βιογραφικό σημείωμα.....	279

Συνομογραφία Κ.: Κεφάλαιο

<i>Preface and Acknowledgements</i>	
ΠΕΡΙΛΗΨΗ	
SUMMARY	
TABLE OF CONTENTS	v-vii
C. 1 General Introduction	1
1.1 Literature review.....	2
1.2 Research objectives of the thesis.....	16
1.3 Experimental set up.....	17
1.4 Outline of the thesis.....	21
C. 2 Study area	25
2.1 Abstract.....	26
2.2 Topography.....	29
2.3 Climate.....	31
2.3.1 The climate in the wider area.....	31
2.3.2 Meteorological station: precipitation, temperature, solar radiation.....	32
2.3.3 Ombrothermic and bioclimatic diagram.....	39
2.4 Geology.....	42
2.5 Soil.....	45
2.5.1 Soil parameters assessment.....	46
2.5.2 Results and soils characterization.....	47
2.6 Vegetation.....	50
2.7 Vegetation and grazing (DCA/ CCA).....	57
2.8 Land use.....	64
2.9 Historical background of human impact.....	66
C. 3 Above-ground vegetation	75
3.1 Abstract.....	76
3.2 Introduction.....	77
3.3 Methods.....	78
3.3.1 Phytosociological analysis and vegetation synthesis.....	83
3.4 Results.....	83
3.5 Discussion.....	103
C. 4 The soil seed banks of the study area	105
4.1 Abstract.....	106
4.2 Introduction.....	107
4.3 Methods.....	110
4.3.1 Field work.....	112
4.3.2 Germination experiments.....	114
4.3.3 Data analysis.....	119
4.4 Results.....	119
4.4.1 Species composition of the soil seed bank under different grazing regimes...	119
4.4.2 Density of the soil seed bank under different grazing regimes.....	124
4.4.3 Distribution of the soil seed bank according to soil depth and grazing regime	128
4.5 Discussion.....	130
4.5.1 Species composition of the soil seed bank under different grazing regimes...	130
4.5.2 Density of the soil seed bank under different grazing regimes.....	131
4.5.3 Distribution of the soil seed bank according to soil depth and grazing regime	132

4.5.4	Soil seed bank characterization.....	134
C. 5	Seed bank composition and above-ground vegetation in response to grazing in sub-Mediterranean oak forests (NW Greece).....	137
5.1	Abstract.....	138
5.2	Introduction.....	140
5.3	Methods.....	142
5.3.1	Field work.....	143
5.3.2	Laboratory treatment.....	143
5.3.3	Data analysis.....	144
5.4	Results.....	146
5.4.1	Effect of grazing on seed bank – above-ground vegetation similarity.....	146
5.4.2	PCA ordination of the above-ground vegetation and the soil seed bank.....	150
5.4.3	Species turnover (beta diversity) of the above-ground vegetation and the soil seed banks	153
5.5	Discussion.....	153
5.5.1	Seed banks and above-ground vegetation compared.....	153
5.5.2	Effect of grazing on seed bank-vegetation similarity.....	154
5.5.3	Effect of grazing on species richness.....	155
5.5.4	Effect of grazing on beta diversity (species turnover).....	155
5.5.5	Seed bank and restoration implications.....	156
C. 6	The herb layer restoration potential of the soil seed bank in an overgrazed oak forest	159
6.1	Abstract.....	160
6.2	Introduction.....	162
6.3	Methods.....	164
6.3.1	Field work.....	164
6.3.2	Laboratory treatment.....	164
6.3.3	Data analysis.....	165
6.4	Results.....	166
6.4.1	Density and distribution of the herb soil seed bank.....	168
6.4.2	Effect of grazing on the herb soil seed bank.....	168
6.4.3	Effect of grazing on the plant functional guilds of the herb soil seed bank.....	169
6.4.4	Species dominance and community structure.....	174
6.5	Discussion.....	175
6.5.1	Density and distribution of the herb soil seed bank.....	175
6.5.2	Effect of grazing on the herb soil seed bank.....	175
6.5.3	Effect of grazing on the plant functional guilds of the herb soil seed bank.....	176
6.5.4	Species dominance and community structure.....	178
6.5.5	Restoration and management implications.....	178
C. 7	Above-ground plant diversity changes in space but also in time under the impact of grazing.....	181
7.1	Abstract.....	182
7.2	Introduction.....	184
7.3	Methods.....	186
7.3.1	Field work.....	187
7.3.2	Data analysis.....	187
7.4	Results.....	189

7.4.1	Species richness and plant diversity.....	189
7.4.2	Effect of grazing on species richness.....	190
7.4.3	Spatiotemporal pattern of plant diversity.....	190
7.4.4	Similarity in time and temporal turnover.....	192
7.5	Discussion.....	192
7.5.1	Species richness and plant diversity. Effect of grazing on species richness over time.....	192
7.5.2	Spatiotemporal pattern of plant diversity.....	193
7.5.3	Similarity in time and temporal turnover-succession.....	195
C. 8	Synthesis.....	197
8.1	Absract.....	198
8.2	Above-ground vegetation, seed bank ‘memory’ and their usefulness for the restoration of sub-Mediterranean forests after overgrazing.....	200
8.3	The regenerative ability of sub-Mediterranean forests and the restoration implications after overgrazing.....	204
8.4	Forest grazing as a management tool.....	205
8.5	Perspectives and future research.....	207
C. 9	Doctoral Thesis Summary.....	213
9.1	Περίληψη.....	214
9.2	Summary.....	221
9.3	Zusammenfassung.....	227
	References.....	233
	Appendices.....	253
	Curriculum Vitae.....	279

Abbreviation C.: Chapter

Κεφάλαιο 1

Chapter 1

Γενική εισαγωγή

General Introduction

1.1 Βιβλιογραφική ανασκόπηση

1.1 Literature review

Οι επιπτώσεις της βόσκησης έχουν μελετηθεί εντατικά σε ποώδεις φυτοκοινότητες της Ευρώπης, καθώς η εκτεταμένη βόσκηση, δηλαδή η βόσκηση μικρής έντασης, προσφέρει οικοτόπους σε πολλά είδη που προσαρμόζονται σε ανοικτά τοπία. Στα λιβαδικά οικοσυστήματα της Ευρώπης η παραδοσιακή βόσκηση από μικτούς πληθυσμούς θηλαστικών (μηρυκαστικά και μη μηρυκαστικά) είναι σημαντική για την προστασία της φύσης. Η γνώση για τις διεργασίες σε ένα δασικό οικοσύστημα που βοσκείται δεν είναι μεγάλη και πολλά δάση που βόσκονταν παραδοσιακά έχουν μειωθεί από αλλαγή των χρήσεων γης για λόγους οικονομίας (Redecker et al. 2002).

Το 19^ο αιώνα η δασική βόσκηση (“Allmende”) απαγορεύτηκε στη Γερμανία (Beinlich & Van Rehmen 1999), καθώς πιστευόταν ήδη από το 18^ο αιώνα πως η βόσκηση αναστέλλει την αναγέννηση των δασών και απειλεί τα αρτίβλαστα (Vera 2002). Αυτό το μέτρο είχε ληφθεί από τη σκοπιά της βλαστητικής αναγέννησης των πρεμνοφυών δασών της Ευρώπης καθώς επιδιωκόταν να αποτραπεί η καταστροφή των παραβλαστημάτων στα πρεμνοφυή δάση. Κατά συνέπεια δινόταν λίγη έμφαση στην αναγέννηση του δάσους (Vera 2002) και ακόμη λιγότερη στην αναγέννηση ειδών του ποώδους ορόφου των δασών. Γι’ αυτό γεννήθηκε η ανάγκη ανάπτυξης αποτελεσματικών μοντέλων δασικής βόσκησης.

Η γνώση των επιδράσεων της βόσκησης στη φυτοποικιλότητα των δασών της Ελλάδας είναι μικρή. Αν και τα οικοσυστήματα της Μεσογείου χαρακτηρίζονται από μακροχρόνιο, ίσως και αρχαίας προέλευσης, ιστορικό βόσκησης ωστόσο δεν έχει δοθεί έμφαση στις επιδράσεις της βόσκησης στα δάση. Στις ορεινές περιοχές της Ελλάδας διατηρείται ακόμη το σύστημα εποχιακής μετακίνησης των οικόσιτων ζώων μεταξύ περιοχών βόσκησης (Redecker et al. 2002). Επομένως γεννιέται το ερώτημα, αν αυτή η παραδοσιακή πρακτική ενδείκνυται σε δάση, στα οποία συγκαταλέγονται και τα θερμόφιλα δάση δρυός μεγάλης οικολογικής αξίας (Vera 2002) που έχουν υποβαθμιστεί λόγω μακροχρόνιας υπερβόσκησης.

Οι επιδράσεις της βόσκησης στην υπέργεια βλάστηση των δασών

Grazing impacts on the above-ground forest vegetation

Περιπτώσεις μακροχρόνιας διαταραχής από τη βόσκηση έχουν διερευνηθεί περισσότερο σε ανοικτά οικοσυστήματα (Fuhlendorf et al. 2001). Στις επιπτώσεις της βόσκησης σε δάση που βόσκονταν για περισσότερα από τριάντα χρόνια έχει καταγραφεί η τρωτότητα στην εισβολή εξωτικών ειδών, με ταυτόχρονη μείωση της αυτοφυούς χλωρίδας (Apensberg-Traun et al. 1998). Η δασική βόσκηση έχει μεταβάλει τον όροφο πολυετών θάμνων σε όροφο που κυριαρχείται από εξωτικά μονοετή είδη αγρωστωδών, ενώ η ποικιλότητα και ο πλούτος ειδών μειώθηκαν σε περιοχές που βοσκούνταν έντονα (Pettit et al. 1995). Σε θαμνώνες της Μεσογείου έχει καταγραφεί μείωση της αφθονίας και του πλούτου μονοετών ειδών από την επίδραση της βόσκησης (Osem et al. 2007). Σε φυλλοβόλα δάση τα είδη που ήταν ανθεκτικά στη βόσκηση παρουσίαζαν αφθονία σε βοσκημένες θέσεις ενώ είδη που προτιμώνται από τα ζώα που βοσκούν απουσίαζαν και επανεγκαθίσταντο σε μη βοσκημένες δασικές θέσεις (Putman et al. 1989).

Γενικότερα, η μελέτη της δασικής βόσκησης επικεντρώνεται στην αναγέννηση συγκεκριμένων κυρίαρχων δενδρωδών ειδών και στη δυναμική της αναγέννησής τους. Για παράδειγμα, ένα ερευνητικό ερώτημα αποτελεί η ικανότητα επιβίωσης και χρήσης των διαθέσιμων πόρων του ποώδους ορόφου των αρτιβλάστων του κέδρου (Cornett et al. 2000). Η επίδραση της βόσκησης των οπληφόρων θηλαστικών στην αναγέννηση του δάσους και συγκεκριμένα των δρυοδασών έχει καταγραφεί (Kuiters & Slim 2002) ειδικά σε φτωχά εδάφη με χαμηλή ποιότητα τροφής για τα θηλαστικά (Milchunas & Lauenroth 1993, Jorritsma et al. 1999), αλλά και σε βουνά της Μεσογείου που καλύπτονται από *Quercus pyrenaica* (Gómez et al. 2003).

Οι μακροχρόνιες επιδράσεις της βόσκησης μηρυκαστικών, όπως το ελάφι, στη φυτοκάλυψη και στον πλούτο ειδών στον ποώδη όροφο δασών έχουν μελετηθεί (Stockton et al. 2005). Είδη μηρυκαστικών, όπως το αγριοπρόβατο (*Ovis musimon*), δημιουργούν ανοίγματα σε θαμνώδεις εκτάσεις βόσκοντας τους νεαρούς βλαστούς των θάμνων και αποφλοιώνοντας τον κορμό των θάμνων και των δέντρων (Redecker et al. 2002). Οι αίγες βόσκουν ιδιαίτερα τους οφθαλμούς, τα φύλλα και τους νεαρούς βλαστούς στα πρεμνοφυή δάση, ενώ τα πρόβατα έχουν μεγαλύτερη επίπτωση στα αγρωστώδη καθώς με τη βόσκηση τα κόβουν σε πολύ χαμηλό ύψος (Vera 2002).

Η βόσκηση από ελάφια θεωρείται ότι παίζει ρόλο κλειδί σε φυτοκοινότητες, καθώς οι μεταβολές που προκαλεί στον ποώδη όροφο πολλές φορές υποδεικνύουν συγκεκριμένα πρότυπα: τα είδη αγρωστωδών ευνοούνται ενώ η συνολική ποικιλότητα των ποωδών ειδών μειώνεται (Rooney & Waller 2003, Buckley et al. 1997), καθώς το ελάφι βόσκει τα

αρτίβλαστα που είναι πλατύφυλλα (Périn et al. 2006). Τα φυτικά είδη που προτιμώνται από το ελάφι μπορεί να αποτύχουν να αναγεννηθούν, ενώ τα μη προτιμώμενα είδη είναι πιθανό να γίνουν κυρίαρχα (Barrett & Stiling 2006). Επιπλέον, η ποδοπάτηση του ελαφιού μπορεί να επισπεύδει έμμεσα την ανάδυση αρτιβλάστων ορισμένων φυτικών ειδών διαταράσσοντας την επιφάνεια του εδάφους, παρά το γεγονός ότι η βόσκηση του ελαφιού καταστρέφει τα αρτίβλαστα κάποιων άλλων ειδών (Nomiya et al. 2002).

Όσον αφορά τον αγριόχοιρο, έχουν ανιχνευτεί επιδράσεις στην αναγέννηση δενδρωδών ειδών λόγω της εκσκαφής του εδάφους και της βόσκησης από τον αγριόχοιρο (Groot Buinderink et al. 1996). Ο αγριόχοιρος συγκαταλέγεται στους σημαντικούς αρπαγείς των σπερμάτων, ειδικά των φυλλοβόλων δέντρων, και τρέφεται επιλεκτικά από τα αρτίβλαστα αυτών των ειδών σκάβοντας το έδαφος επιφανειακά επηρεάζοντας τη φυλλοστρωμνή, αλλά και μετακινώντας το οργανικό έδαφος τοπικά προκαλώντας την ανάμειξή του με το ανόργανο έδαφος (Groot Buinderink et al. 1996). Γενικά, η διαταραχή του εδάφους έχει συνδεθεί με τη βόσκηση από τον αγριόχοιρο (Kalamees & Zobel 2002). Ο αγριόχοιρος μπορεί να έχει μεγάλη επίδραση στη διασπορά μεγάλου αριθμού φυτικών ειδών (Mrozek et al. 1999).

Οι επιπτώσεις της βόσκησης αντανακλούν όχι μόνο τη διαταραχή που επιφέρει η άσκησή της, αλλά και το ρυθμιστικό χαρακτήρα που θα μπορούσε να έχει ως ελεγχόμενη διαχειριστική πρακτική. Όταν η βόσκηση από φυτοφάγα θηλαστικά, όπως η ευγενής έλαφος, σε μικτά δάση είναι ελεγχόμενη, τότε η βόσκηση του θαμνώδους ορόφου μπορεί να βοηθήσει στη ρύθμιση της ισορροπίας μεταξύ της ξυλώδους και της ποώδους βλάστησης (Périn et al. 2006). Η βόσκηση των χοίρων, και ειδικά η συμπεριφορά εκσκαφής του εδάφους για ανεύρεση τροφής (ριζώματα, ρίζες, έντομα, γαιοσκώληκες και μικρά τρωκτικά), αποτελεί μοναδική στρατηγική καθώς δημιουργεί διακριτές νησίδες οικοτόπων για είδη των πρώιμων σταδίων διαδοχής. Αυτό το γεγονός μπορεί να είναι πολύ ενδιαφέρον για τη διαχείριση προστασίας, καθώς οι βοσκότοποι των χοίρων μπορεί να φιλοξενούν κινδυνεύοντα είδη (Redecker et al. 2002). Πολλά από αυτά τα είδη ακολουθούν προσαρμογές που τους επιτρέπουν σποραδική επανεμφάνιση μετά από περιστατικά διαταραχής (Beinlich & Poschlod 2002), όπως η δημιουργία της μόνιμης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Poschlod 1993).

Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων και η οικολογική της σημασία

The soil seed bank and its ecological value

Όταν τα ώριμα σπέρματα πέφτουν από το μητρικό φυτό μέσω της διασποράς στην επιφάνεια του εδάφους, τότε λαμβάνει χώρα είτε αμέσως η φύτευσή τους είτε καθυστερεί για κάποιο χρονικό διάστημα. Στο διάστημα αυτό τα σπέρματα είτε επάνω είτε μέσα στο έδαφος, σχηματίζουν την εδαφική τράπεζα σπερμάτων (Fenner & Thompson 2005), από την οποία φεύγουν ή με τη φύτευση ή με το θάνατο (Walck et al. 1996). Σε πολλά μέρη της γης η εξέλιξη έχει οδηγήσει σε μορφολογίες που ευνοούν την άμεση εισαγωγή του σπέρματος μέσα στο έδαφος ή τη σταθερή εγκατάσταση του αρτιβλάστου (Fenner & Thompson 2005). Υπό αυτό το πρίσμα, η εδαφική τράπεζα σπερμάτων παρέχει μία μνήμη της παρελθοντικής βλάστησης και αντανακλά τη δομή μελλοντικών πληθυσμών. Ως εκ τούτου, εφόσον εκπροσωπούνται επαρκώς όλα τα είδη στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, αυτή έχει ζωτική σημασία για την μακροχρόνια επιβίωση των ειδών και των φυτοκοινοτήτων (Fischer et al. 2009).

Στα περισσότερα δάση οι τράπεζες σπερμάτων δεν είναι μόνιμες (Fenner & Thompson 2005). Η παραμονή των σπερμάτων μέσα στο έδαφος είναι χαρακτηριστικό των ίδιων των σπερμάτων, μπορεί όμως να μεταβάλλεται ανάλογα με τις περιβαλλοντικές συνθήκες. Μέσα στο έδαφος των δασών η παραμονή των σπερμάτων είναι μικρή για τρεις τουλάχιστον λόγους: α) τα δάση είναι σταθεροί οικοτόποι, γεγονός που σημαίνει ότι στην ίδια περιοχή είναι αδύνατο να συμβούν μεταβολές εντός της μέγιστης διάρκειας ζωής των πιο μακρόβιων σπερμάτων μέσα στο έδαφος, β) η σκιά στο δάσος ευνοεί το μεγάλο μέγεθος σπέρματος και γ) τα μεγάλα σπέρματα είναι ελκυστικά για αρπαγή, είναι λιγότερο πιθανό να εισέρχονται μέσα στο έδαφος και άρα να έχουν μεγάλη παραμονή (Fenner & Thompson 2005). Για τους παραπάνω λόγους, όταν η συχνότητα της διαταραχής στα δάση αυξάνεται κατά το διάστημα της παραμονής των σπερμάτων, τότε οι τράπεζες σπερμάτων μπορούν να παίξουν πολύ σημαντικό ρόλο στην αναγέννηση των δασών (Marks 1974, Brown & Oosterhuis 1981, Tierney & Fahey 1998, Fenner & Thompson 2005).

Οι πυκνότητες των σπερμάτων στο έδαφος ποικίλουν πολύ: είναι μικρές στα δάση (Bossuyt & Honnay 2008) και στις αρκτικές και αλπικές φυτοκοινότητες και μεγάλες σε διαταραγμένους οικοτόπους όπως οι καλλιεργημένοι αγροί και μερικοί υγρότοποι (Leck et al. 1989), ενώ σε άλλου τύπου κοινότητες, όπως τα λιβάδια, οι πυκνότητες μπορούν να αυξάνονται ή να μειώνονται (Fenner & Thompson 2005).

Ο πλούτος ειδών στα δάση είναι μεγαλύτερος σε σχέση με αυτόν των ερεικώνων (heathlands), όπου μόνο μερικά σπέρματα σπάνιων ειδών μπορούν να βρεθούν στην

εδαφική τράπεζα σπερμάτων (Bossuyt & Honnay 2008). Τα είδη έχουν διαφορετικά πρότυπα και εντάσεις συσσώρευσης σπερμάτων στο χώρο και στο χρόνο και διαφορετική οικολογική σημασία (Olano et al. 2002). Η σημασία της διερεύνησης της χλωριδικής σύνθεσης της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων περικλείεται στη δομή της, που είναι το αποτέλεσμα της διαφορετικής στρατηγικής επιβίωσης του κάθε φυτικού είδους.

Η γνώση για τη βιωσιμότητα των φυτικών ειδών στα οικοσυστήματα της Μεσογείου είναι μέχρι και σήμερα περιορισμένη (Fenner & Thompson 2005). Το γεγονός αυτό καθιστά ιδιαίτερης σημασίας τον προσδιορισμό της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων αρχικά σε επίπεδο φυτοκοινότητας για τα οικοσυστήματα της Μεσογείου. Αποδεικτικά στοιχεία για τη βιωσιμότητα των σπερμάτων μέσα στο έδαφος λαμβάνονται άμεσα από τη μελέτη των φυσικών τραπεζών σπερμάτων, καθώς πολλά είδη ενώ δεν είναι παρόντα στην υπέργεια βλάστηση υπάρχουν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, όπως τα σπέρματα των φωτόφιλων ειδών στα δάση (Fenner & Thompson 2005). Λιγότερο άμεση απόδειξη βιωσιμότητας αποτελεί η κατακόρυφη κατανομή των σπερμάτων στο έδαφος επειδή τα σπέρματα στα βαθύτερα στρώματα του εδάφους είναι μεγαλύτερης ηλικίας σε σχέση με τα σπέρματα που βρίσκονται σε επιφανειακά στρώματα του εδάφους (Grandin & Rydin 1998). Εναλλακτική πηγή δεδομένων βιωσιμότητας είναι τα πειράματα φύτευσης στο πεδίο (Fenner & Thompson 2005).

Ο σχηματισμός και η βιωσιμότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων απασχολεί τους επιστήμονες όταν οικοσυστήματα έχουν υποστεί υποβάθμιση λόγω διαφορετικών διαχειριστικών πρακτικών και είναι αναγκαία η αποκατάσταση για τη διατήρησή τους. Οι αντιδράσεις των φυτικών ειδών διαφέρουν καθώς τα είδη προσαρμόζονται με διαφορετικούς τρόπους στις επιπτώσεις της διαταραχής. Γι' αυτό το λόγο το τριγωνικό μοντέλο των βασικών στρατηγικών επιβίωσης των φυτών (Grime et al. 1988) (ανταγωνιστικότητα, αντοχή στην καταπόνηση και διαταραχοφιλία) είναι χρήσιμο στη διερεύνηση των χαρακτηριστικών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Για παράδειγμα, εξαιτίας της αντοχής στη διαταραχή και της ικανότητας για γρήγορο αποικισμό, τα διαταραχοφιλά είδη αναμένονται συνήθως να ευνοούνται σε βοσκοτόπους και η παρουσία τους αντανάκλα το μεγάλο βαθμό διαταραχής σε βοσκημένες περιοχές (Wellstein et al. 2007).

Εξίσου χρήσιμα είναι τα χαρακτηριστικά του μηχανισμού της διασποράς τόσο στο χώρο όσο και στο χρόνο, αλλά και των φορέων διασποράς των σπερμάτων, καθώς μπορούν να συνεισφέρουν στην εξήγηση των προτύπων που διαμορφώνονται για την επιβίωση αλλά

και για τις απώλειες των ειδών. Για παράδειγμα, είδη που έχουν μεγάλο δυναμικό διασποράς στο τρίχωμα των μεγάλων θηλαστικών κινδυνεύουν περισσότερο να μειωθούν, σε σύγκριση με τα είδη που χρησιμοποιούν άλλους φορείς για τη διασπορά τους, όπως τα ανεμόχωρα είδη. Τα φυτικά είδη που έχουν την ικανότητα της διασποράς στο χρόνο, δηλαδή σχηματίζουν μόνιμη εδαφική τράπεζα σπερμάτων, είναι ρυθμισμένα να αποφεύγουν την εξαφάνιση σε τοπικό επίπεδο (Ozinga et al. 2009). Η γνώση αυτή είναι σημαντική για την καλύτερη κατανόηση της δυναμικής της χλωριδικής σύνθεσης των φυτοκοινοτήτων.

Επιπλέον, η πλειοψηφία των ερευνών για τις εδαφικές τράπεζες σπερμάτων παρέχουν ένα στιγμιότυπο της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε μια συγκεκριμένη στιγμή, περιγράφοντας τη χλωριδική σύνθεση, την ποικιλότητα και την πυκνότητα της εδαφική τράπεζας σπερμάτων, αλλά δεν εξηγούν επαρκώς τις αιτίες από τις οποίες προέκυψαν αυτά τα χαρακτηριστικά και το ρυθμό με τον οποίο μεταβάλλονται (Fenner & Thompson 2005). Παράλληλα, στο χρονικό πρότυπο που διαμορφώνεται στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων κατά τη διαδοχή έχει δοθεί πολύ μικρή προσοχή (Olano et al. 2002). Επιπλέον, ακόμη και σε σχέδια παρακολούθησης ειδών που ανήκουν σε προστατευόμενες περιοχές, εντός δικτύων προστασίας όπως το Natura 2000, συνιστάται διάστημα επανάληψης της δειγματοληψίας της τράπεζας σπερμάτων ανά 6 ή 18 χρόνια ανάλογα με τους στόχους της παρακολούθησης (Δημόπουλος κ.ά. 2005). Ωστόσο, η κατανόηση των προτύπων που παρουσιάζουν συγκεκριμένα χαρακτηριστικά των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων προϋποθέτει σχεδιασμό περαιτέρω πειραματικής εργασίας η οποία μπορεί να περιλαμβάνει είτε μεγαλύτερη επαναληψιμότητα δειγματοληψίας (π.χ. ετήσια δειγματοληψία τράπεζας σπερμάτων για τον χαρακτηρισμό της), είτε συνδυασμό διαφορετικών μεθόδων δειγματοληψίας βλάστησης για τον έλεγχο σύνθετων υποθέσεων σε επίπεδο φυτοκοινοτήτων και όχι μόνο σε επίπεδο ενός μεμονωμένου φυτικού είδους.

Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων και η σχέση της με την υπέργεια βλάστηση και τη διαταραχή στα δασικά οικοσυστήματα

The soil seed bank and its relation to the above-ground vegetation and to the disturbance in forest ecosystems

Το μέγεθος και η ποικιλότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων εξαρτάται από την ποικιλότητα της υπέργειας βλάστησης, αλλά και από το καθεστώς διαχείρισης στο οποίο

υπόκειται μια δασική κοινότητα (Decocq et al. 2004). Κατά τη διαδοχή, η ομοιότητα μεταξύ υπέργειας βλάστησης και εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μειώνεται, όπως και η χλωριδική ποικιλότητα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, λόγω της παρουσίας δασικών ειδών σε μικρές συχνότητες σε σχέση με την υπέργεια βλάστηση και της υπερίσχυσης ειδών διαταραγμένων περιβαλλόντων (Bossuyt & Hermy 2001). Γι' αυτό, οι εδαφικές τράπεζες σπερμάτων δε θα πρέπει να θεωρούνται προκαταβολικά ως σημαντική πηγή ποικιλότητας ειδών στο εσωτερικό των δασών, καθώς μπορεί να περιλαμβάνουν είδη που ενδεχομένως να έχουν αρνητικές επιπτώσεις στη δασική χλωρίδα, όπως ανταγωνιστικά-διαταραχόφιλα φωτόφιλα είδη βάτων (*Rubus fruticosus* agg.) ή αγρωστώδη (Decocq et al. 2004).

Έρευνες που συσχετίζουν την υπέργεια βλάστηση με την εδαφική τράπεζα σπερμάτων υπό την επίδραση κάποιας μορφής διαχείρισης (βόσκηση) υπάρχουν λίγες μόνο στην Ευρώπη (Dugrand & Wery 1971, Bakker et al. 1996, Mitlacher et al. 2002, Olano et al. 2002, Diaz-Villa et al. 2003, Sternberg et al. 2003). Η ομοιότητα μεταξύ υπέργειας βλάστησης και εδαφικής τράπεζας σπερμάτων έχει μελετηθεί για πολλούς λόγους όπως: α) η έρευνα των επιδράσεων αποκατάστασης και αναδάσωσης (Carter & Ungar 2002, Leck 2003), β) οι επιδράσεις διαταραχών (Amiaud & Touzard 2004), γ) η διαδοχή (Grandin 2001, Bossuyt & Hermy 2004) και δ) η διαχείριση (Kinloch & Friedel 2005a). Γενικά, έχει βρεθεί ότι η ομοιότητα εξαρτάται από τους περιορισμούς διασποράς και από το εάν πληρούνται οι προϋποθέσεις της φύτευσης, ενώ οι περισσότερες μελέτες έχουν καταγράψει μεγάλη ανομοιότητα μεταξύ εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και υπέργειας βλάστησης (Hopfensperger 2007).

Η ανομοιότητα έχει εξηγηθεί από τα αβιοτικά χαρακτηριστικά, από το ιστορικό της κάθε περιοχής μελέτης, από τη διαφορά μεταξύ των ειδών ως προς την παραγωγή σπερμάτων (Bossuyt & Hermy 2001, Jutila 2003), αλλά και από το γεγονός ότι οι απαιτήσεις φωτός για τη φύτευση πολλών ειδών από μόνιμες τράπεζες σπερμάτων σπάνια πληρούνται (Hopfensperger 2007). Μετά από διαταραχή τα πρωτοπόρα είδη παράγουν μόνιμα σπέρματα που παραμένουν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, αλλά δεν εγκαθίστανται ακόμη και μετά από χρόνια γιατί είναι σκιοφιλά είδη (Hopfensperger 2007). Άλλοι μηχανισμοί που είναι υπεύθυνοι για τη χαμηλή ομοιότητα στα δασικά οικοσυστήματα περιλαμβάνουν το μεγάλο μέγεθος σπέρματος και την αρπαγή των σπερμάτων των ειδών των μεταγενέστερων σταδίων διαδοχής (Yorks et al. 2000, Gashaw et al. 2002, Decocq et al. 2004). Οι Gashaw et al. (2002), βρήκαν ότι πολλά σπέρματα

ξύλωδών ειδών προσκολλώνται σε χέδρωπες που παραμένουν στη φυλλοστρωμή, γεγονός που καθιστά τα σπέρματα εύτρωτα στην αρπαγή και ταυτόχρονα εμποδίζει τη συνεισφορά τους στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Άλλοι αναφέρουν πως τα δασικά είδη των μεταγενέστερων σταδίων διαδοχής έχουν μεγαλύτερα σπέρματα που εξυπηρετούν την αρπαγή από τα μικρά θηλαστικά πάνω στην επιφάνεια του εδάφους (Argaw et al. 1999, Yorks et al. 2000). Οι Bossuyt & Honnay (2008) συμπέραναν ότι η ομοιότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων με την υπέργεια βλάστηση είναι χαμηλή σε σταθερές φυτοκοινότητες με χαμηλό βαθμό διαταραχής.

Η τιμή του συντελεστή ομοιότητας μεταξύ υπέργειας βλάστησης και εδαφικής τράπεζας σπερμάτων είναι μέγιστη σε λιβάδια και ελάχιστη σε δάση, υποδεικνύοντας ότι ένα μικρό μόνο ποσοστό των δασικών ειδών καταγράφονται ως σπέρματα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων (Bossuyt & Honnay 2008). Λίγα δασικά είδη παράγουν μακρόβια σπέρματα, επειδή το σταθερό, αλλά γεμάτο καταπόνηση περιβάλλον ενός δάσους, ευνοεί τα χαρακτηριστικά που σχετίζονται με την επιτυχία εγκατάστασης των αρτιβλάστων στο πεδίο και όχι τα χαρακτηριστικά που σχετίζονται με τη διασπορά στο χώρο ή στο χρόνο (Hermy et al. 1999).

Διαδοχή και αποκατάσταση μετά από διαταραχή *Succession and restoration after disturbance*

Το ερευνητικό ενδιαφέρον για τη διατήρηση των δασών της Μεσογείου έχει επικεντρωθεί σε δάση πεύκης εξαιτίας των επιπτώσεων της πυρκαγιάς (Leone & Lovreglio 2004) και, συνεπώς, υπάρχουν πολλές μελέτες για την αναγέννηση των δασών μετά από πυρκαγιά (Daskalakou & Thanos 1996, Thanos et al. 1996, Pausas et al. 2003, Vega et al. 2008). Από την άλλη μεριά, η αποκατάσταση των δασών της Μεσογείου μετά από διαταραχή άλλης αιτίας, όπως είναι η μακροχρόνια διαταραχή από βόσκηση, έχει λάβει πολύ μικρότερη προσοχή στα δασικά οικοσυστήματα στη λεκάνη της Μεσογείου και πολύ μεγαλύτερη στα φυλλοβόλα δάση της υπόλοιπης Ευρώπης. Η παραμέληση της προστασίας των φυλλοβόλων δασών μπορεί να οδηγήσει σε απώλεια ειδών, αν και αυτά τα δάση έχουν μεγάλη οικολογική αξία (Brown & Oosterhuis 1981). Όπως και η πυρκαγιά έτσι και η βόσκηση αποτελεί ένα αναπόσπαστο συστατικό στοιχείο των δασικών τοπίων της Μεσογείου, γι' αυτό και η διερεύνηση των επιπτώσεών της στα δάση αποτελεί εξίσου σημαντικό αντικείμενο έρευνας.

Η δυνατότητα αποκατάστασης των δασών μετά από διαταραχή και η δημιουργία της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων παραμένουν ένα σημαντικό αντικείμενο έρευνας. Φαινόμενα όπως η εξάπλωση συγκεκριμένων ειδών στα δάση είναι αποτέλεσμα σφραγιστικών επιδράσεων (π.χ. της υπερβόσκησης), οι οποίες με τη σειρά τους μπορούν να οδηγήσουν σε μικρή αφθονία σπερμάτων μέσα στο έδαφος, καθιστώντας την εδαφική τράπεζα σπερμάτων ανεπαρκή να συνεισφέρει στην αποκατάσταση ενός δάσους περιορίζοντας την αναγέννηση επιθυμητών ειδών (Allen et al. 2008). Η περιορισμένη αυτόχθονη τράπεζα σπερμάτων και η μόνιμη εδαφική τράπεζα σπερμάτων με κυριαρχία ειδών που είναι χωροκατακτητικά, αντανakλούν μια μεγάλη πρόκληση στη λειτουργική και δομική διατήρηση και στην αποκατάσταση των δασικών οικοσυστημάτων μεσογειακού τύπου (Fischer et al. 2009).

Η διαταραχή αποτελεί μηχανισμό που επιδρά στη δυναμική της γλωβιδικής σύνθεσης των δασικών οικοσυστημάτων (Hopfensperger 2007). Η έναρξη της διαδικασίας φυσικής διαδοχής είναι πιθανή μετά από διαταραχή (Allen & Nowak 2008). Υπάρχουν μελέτες όπου η χαμηλή αφθονία συγκεκριμένων ειδών έχει βρεθεί ότι περιορίζει την αναγέννηση μετά από διαταραχή (π.χ. Allen et al. 2008), οδηγεί στην οικολογική υποβάθμιση δασικών οικοτόπων (Harun-or-Rashid et al. 2009) και καθιστά τρωτές τις δασικές φυτοκοινότητες στην εισβολή αλλόχθονων ειδών στον ποώδη όροφο (Tanentzap & Bazely 2009).

Ένα ενδεχομένως πολύ μεγάλο συστατικό της αναγέννησης των φυτών μετά από τη διαταραχή προέρχεται από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων (Harper 1977, Allen & Nowak 2008). Η αποκατάσταση των φυτοκοινοτήτων που συντίθενται από φυτικά είδη των μεταγενέστερων σταδίων διαδοχής, όπως τα ξυλώδη είδη ή τα ποώδη είδη που είναι τυπικά δασικών συστάδων, εξαρτάται κυρίως από τη διασπορά των σπερμάτων και λιγότερο από τη φύτευση των σπερμάτων στο πεδίο (Bossuyt & Honnay 2008), καθώς η εδαφική τράπεζα σπερμάτων μιας φυτοκοινότητας μπορεί να περιέχει μεγάλο ποσοστό ειδών της πρώιμης διαδοχής ή χωροκατακτητικών ειδών που δεν είναι στόχοι αποκατάστασης και μπορεί να εμποδίζουν την εγκατάσταση της επιθυμητής βλάστησης μετά την αποκατάσταση (Chang et al. 2001, Bossuyt et al. 2002). Αρκετές μελέτες σε δάση έχουν βρει ότι τα πρωτοπόρα είδη παράγουν μόνιμα σπέρματα, ενώ τα είδη της μεταγενέστερης διαδοχής παράγουν παροδικές τράπεζες σπερμάτων (Drake 1998, Bossuyt et al. 2002, Leary & Howes-Keiffer 2004, Hopfensperger 2007). Η αποκατάσταση δασικών φυτοκοινοτήτων με τη χρήση εδαφικών τραπεζών σπερμάτων θεωρείται δύσκολο εγχείρημα, επειδή τα περισσότερα δασικά είδη δεν παραμένουν μόνιμα στο έδαφος

γεγονός που οδηγεί σε φτωχή σχέση μεταξύ υπέργεια βλάστησης και εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Oke et al. 2006).

Για τα ξυλώδη και τα ποώδη είδη που είναι τυπικά των δασών η πιθανότητα της επιτυχούς αποκατάστασης είναι πολύ μικρή μετά από μεγάλο χρονικό διάστημα και η εγκατάσταση των ειδών-στόχων εξαρτάται από τη διασπορά των σπερμάτων (Bossuyt & Honnay 2008). Για τη διασπορά από τα μεγάλα θηλαστικά που βόσκουν σε δάση της κεντρικής Ευρώπης θεωρείται ότι η δημιουργία οικολογικών δικτύων είναι πολύτιμη μεν, ανεπαρκής δε για την αποκατάσταση της φυτικής ποικιλότητας και ως εκ τούτου απαιτούνται συμπληρωματικοί χειρισμοί (Ozinga et al. 2009), που εξαρτώνται από τα χαρακτηριστικά της βόσκησης των μεγάλων θηλαστικών (κατά αγέλες ή ελεύθερα). Στα δάση με όροφο που αντανακλά μεταγενέστερα στάδια διαδοχής μετά από διαταραχή, η ικανότητα ευρείας διασποράς ή καθυστερημένης φύτευσης μέσω της μόνιμης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων φαίνεται να αποτελεί μέσο αντιμετώπισης της στοχαστικότητας της διαταραχής (Olano et al. 2002).

Η γνώση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και της σχέσης της με την υπέργεια βλάστηση παρέχει πληροφορίες για τη μεταβολή της σύνθεσης της φυτοκοινότητας με βάση τη διαταραχή, τη διαδοχή, και τις προσπάθειες αποκατάστασης (Hopfensperger 2007, Satterthwaite et al. 2007, Adams et al. 2005). Η κατανόηση των μηχανισμών αυτής της σχέσης μπορεί να λειτουργήσει βοηθητικά για τους διαχειριστές. Επιπλέον, αυτή η γνώση συντελεί στην επιτυχή διαχείριση με σκοπό την προστασία όταν συνδυάζεται με πληροφορίες για την οικολογία των λειτουργικών ομάδων ειδών ή συγκεκριμένων θεμελιωδών ειδών που απαντούν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και σχετίζονται με μεταβολές των διαδικασιών του οικοσυστήματος (Fischer et al. 2009).

Πειραματικός αποκλεισμός από τη βόσκηση

Experimental exclosure from grazing

Στη μελέτη των επιδράσεων της βόσκησης, η πειραματική μετακίνηση των ζώων με χρήση επιφανειών αποκλεισμού (exclosures), αποτελεί τεχνική με ευρεία εφαρμογή (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Για παράδειγμα, βρέθηκε ότι οι αίγες στη Χαβάη ελέγχουν το χωρικό πρότυπο της *Acacia koa* σε ορεινά οικοσυστήματα (Spatz & Mueller-Dombois 1973). Η βόσκηση των παραβλαστημάτων της ακακίας προκαλεί έντονη αναβλάστηση από τα ενήλικα δέντρα. Όταν η βόσκηση δεν εφαρμόζεται για μεγάλο χρονικό διάστημα,

τότε τα παραβλαστήματα αναπτύσσονται φτάνοντας σε ύψος περίπου 2 m, σχηματίζοντας πυκνούς πληθυσμούς ακακίας. Όταν τα παραβλαστήματα βόσκονται ενώ βρίσκονται στο στάδιο νεαρού φυταρίου, τότε δε συνεχίζεται η αναβλάστηση αλλά επέρχεται ο θάνατος των παραβλαστημάτων. Αυτό συνεισφέρει στη διατήρηση νησίδων με δέντρα και αποτρέπει από το σχηματισμό δάσους.

Πειράματα αποκλεισμού και εντατικής βόσκησης έχουν εφαρμοστεί προκειμένου να περιγραφούν οι διαφορετικές πιέσεις που ασκεί η δασική βόσκηση στην υπέργεια βλάστηση (Debussche et al. 2001, Milchunas & Lauenroth 1993). Οι συνθήκες ισορροπίας της βόσκησης στον ποώδη όροφο και της βόσκησης στο θαμνώδη όροφο επηρεάζουν τον ανταγωνισμό των ειδών (Hofmann 1989, Van Wieren 1996). Σε υποβαθμισμένα δάση έχει βρεθεί ότι η 7ετής εφαρμογή αποκλεισμού από τη βόσκηση είχε ως αποτέλεσμα να αυξηθεί η χλωριδική ομοιότητα μεταξύ μη βοσκημένων περιοχών και περιοχών που αποκλείστηκαν από τη βόσκηση, ενώ μειώθηκε η ομοιότητα μεταξύ των περιοχών που εξακολουθούσαν να βόσκονται και των μη βοσκημένων περιοχών (Pettit & Froend 2000).

Οι Meissner & Facelli (1999) εφάρμοσαν πειραματικό αποκλεισμό από τη βόσκηση προβάτων σε θαμνώνες και δεν κατέγραψαν σημαντική διαφορά ούτε στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, ούτε στην υπέργεια βλάστηση. Το γεγονός αυτό τους οδήγησε στο συμπέρασμα ότι ο αποκλεισμός από τη βόσκηση για περίπου μια δεκαετία δεν είναι αρκετός για να αντιστρέψει τις μεταβολές που έχουν προκληθεί από τη μακροχρόνια βόσκηση.

Ανασκόπηση μεθόδων δειγματοληψίας και παρακολούθησης

Sampling and monitoring methods review

Η βιοπαρακολούθηση είναι η περιοδική, συστηματική χρήση οργανισμών με σκοπό την εκτίμηση της ποιότητας του περιβάλλοντος (Traxler 1997, Δημόπουλος κ.α. 2005). Η παρακολούθηση με την αυστηρή έννοια του όρου διακρίνεται από τη μόνιμη μακροχρόνια έρευνα (Dröschmeister & Grüttke 1998, Kratochwil & Schwabe 2001), καθώς μπορεί να αφορά την επίτευξη συγκεκριμένων διαχειριστικών στόχων στη διάρκεια του χρόνου. Κατά τη βιοπαρακολούθηση μπορούν να μελετώνται οργανισμοί-δείκτες, πληθυσμοί και κοινότητες είτε εντός των φυσικών τους οικοτόπων, είτε εκτός του φυσικού οικοτόπου με μεταφορά τους σε τεχνητές συνθήκες (Δημόπουλος κ.ά. 2005).

Οι μέθοδοι δειγματοληψίας εξαρτώνται από το σκοπό έρευνας και από τα επιμέρους ερωτήματα που πρέπει να απαντηθούν. Οι δειγματοληψίες της βλάστησης είναι κατάλληλο εργαλείο παρακολούθησης, καθώς οι αλλαγές λόγω υποβάθμισης εντοπίζονται σχετικά εύκολα. Σε δάση τα οποία υπόκεινται σε υπερβόσκηση, πρέπει να διενεργείται συνδυασμένη έρευνα φυσικής αναγέννησης και βόσκησης με χρήση υπο-επιφανειών σε διαφορετικές περιοχές και καθεστώτα με σκοπό τη σύγκριση και την εκτίμηση των επιπτώσεων της βόσκησης στο ίδιο χρονικό πλαίσιο δειγματοληψίας (Δημόπουλος κ.ά. 2005).

Η τυχαία δειγματοληψία (random sampling) παρέχει το πλεονέκτημα ότι τα δεδομένα μπορούν να υποβάλλονται σε στατιστικούς ελέγχους και μπορεί να υπολογιστεί η διασπορά στα δεδομένα της δειγματοληψίας (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974, Bormann 1953). Ωστόσο, είναι ευαίσθητη σε σχέση με την κατανομή της βλάστησης σε ομάδες (clumping), σε αντίθεση με τη συστηματική δειγματοληψία (systematic sampling), η διεξαγωγή της οποίας στην περιοχή μελέτης δεν περιλαμβάνει ένα μέρος της ποικιλότητας (Reiter 1993). Η στρωματοποιημένη τυχαία δειγματοληψία (stratified random sampling) περιλαμβάνει τη διαίρεση της περιοχής μελέτης σε υπο-μονάδες (στρωματοποίηση) που πραγματοποιείται με βάση συστηματικές ή οικολογικές παραμέτρους. Αυτή η μέθοδος δειγματοληψίας υπερτερεί των προηγούμενων μεθόδων καθώς εξοικονομεί χρόνο (για την περιγραφή της περιοχής μελέτης τοποθετούνται λίγες επιφάνειες) και μειονεκτεί επειδή οι μεταβολές που δε συμβαδίζουν με τις αρχές της αντικειμενικότητας, δε λαμβάνονται υπόψη προκαλώντας εσφαλμένη κατανόηση (Traxler 1997, Kent & Coker 1994).

Η τυχαία στρωματοποιημένη δειγματοληψία έχει εφαρμοστεί αποτελεσματικά σε πολλές μελέτες συσχέτισης βλάστησης με περιβαλλοντικές και κυρίως εδαφολογικές παραμέτρους (Mworia et al. 2008, Watt et al. 2007, Verbyla & Fisher 1989) και συνιστάται για πολλούς τύπους βλάστησης, καθώς ανιχνεύονται οι μεταβολές στις φυτοκοινότητες (Menke & Muir 2004) και συγκρίνονται χαρτογραφικά δεδομένα (Lux & Bemberlein-Lux 1998). Επιπλέον, είναι αποδοτική για την καταγραφή της βλάστησης (Korecky & Vojta 2009, Khajeddin & Yegaheh 2008, Lejju 2004), για τη συλλογή φυτών από διαφορετικά τοπία, για το χαρακτηρισμό των φυτοκοινοτήτων, για την εκτίμηση των προτύπων κατανομής των φυτών (Joshi et al. 2006) και για την ανίχνευση των χωροκατακτητικών ειδών (Huebner 2007). Η μέθοδος σκιαγραφεί την ακριβή εικόνα του προτύπου βλάστησης σε μικρή κλίμακα με μικρό δειγματοληπτικό έργο (Goedickemeier et

al. 1997) και συνιστάται σε περιπτώσεις όπου είναι ζητούμενο η ανίχνευση των πιθανών τάσεων διαδοχής, οπότε απαιτούνται καλύτερες περιγραφές των δασικών φυτοκοινοτήτων (Carøe et al. 2000), καθώς και η σύγκριση των φυτοκοινοτήτων μεταξύ περιοχών (Cooper et al. 2006).

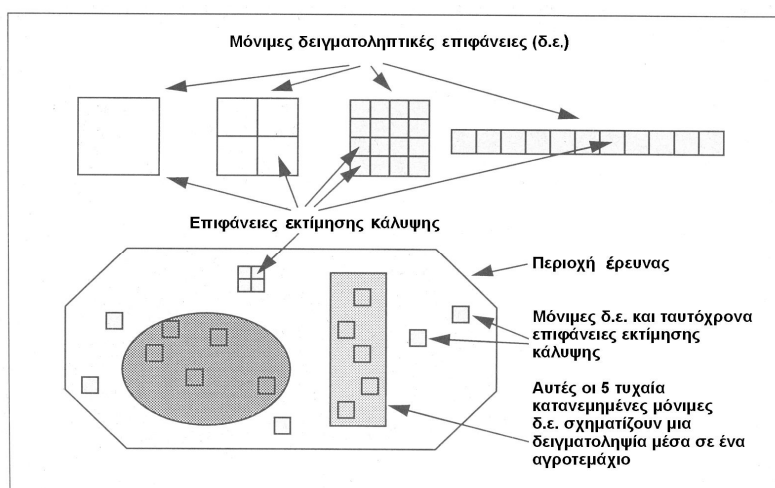
Μια εξειδικευμένη διαδικασία παρακολούθησης μπορεί να σχεδιαστεί λεπτομερώς μόνο μετά από ανάλυση των δομών του πληθυσμού στο πεδίο (Fartmann et al. 2001). Η δειγματοληψία βλάστησης ενδείκνυται όταν τα είδη απειλούνται από δυναμικές διεργασίες, όπως η διαδοχή ή η υποβάθμιση. Οι μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας είναι κατάλληλες για την εκτίμηση οικολογικών χαρακτηριστικών, όπως ο βαθμός διαδοχής των ξυλωδών ειδών, της ανταγωνιστικής κάλυψης της βλάστησης και το ύψος της βλάστησης. Για την επιλογή των μόνιμων επιφανειών δειγματοληψίας πρέπει να λαμβάνεται υπόψη η διαφορετική ένταση των επιδράσεων. Οι μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας είναι κατά κανόνα μικρές, έχουν τετράγωνο σχήμα και μπορούν να διαιρεθούν σε υπο-επιφάνειες (Fartmann et al. 2001), ενώ το μέγεθός τους εξαρτάται από το πρόβλημα που καλούμαστε κάθε φορά να επιλύσουμε (Δημόπουλος κ.ά. 2005).

Ένα σημαντικό βιολογικό χαρακτηριστικό είναι η εδαφική τράπεζα σπερμάτων, καθώς μερικές φορές τα είδη μπορούν να ανιχνεύονται μόνο από τα σπέρματά τους στο έδαφος. Γενικά, οι αναλύσεις της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων είναι πολύ πιο χρονοβόρες σε σύγκριση με άλλες μεθόδους δειγματοληψίας βλάστησης και παρακολούθησης. Ωστόσο, η γνώση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων βοηθάει πολύ στη λήψη αποφάσεων για τη συχνότητα της παρακολούθησης (Δημόπουλος κ.ά. 2005).

Οι μέθοδοι διαχωρισμού σπερμάτων είναι αποτελεσματικές στην ανεύρεση φυτικών taxa με μεγάλα σπέρματα (Malone 1967, Fay & Olsen 1978, Benz et al. 1984). Ωστόσο, είναι χρονοβόρες και μη αποτελεσματικές για φυτικά taxa με μικρά σπέρματα και για εδάφη που περιλαμβάνουν πολλή οργανική ουσία (Ter Heerd et al. 1996). Γενικά, οι μέθοδοι που βασίζονται στο διαχωρισμό και την αναγνώριση των σπερμάτων είναι δαπανηρές, χρονοβόρες και ανακριβείς. Τα παραπάνω μειονεκτήματα αντισταθμίζονται από το πλεονέκτημα ότι η επίπλευση και η έκπλυση δεν επηρεάζονται από τις διαφορές στις απαιτήσεις φύτευσης. Το πλεονέκτημα της λήψης σπερμάτων με έκπλυση και κοσκίνισμα είναι η μείωση του όγκου του εδαφικού δείγματος που διευκολύνει την ανεύρεση των σπερμάτων στερεοσκοπικά (Gross 1990). Το μεγαλύτερο μειονέκτημα της μεθόδου είναι ότι για την Ελλάδα υπάρχει έλλειψη μέσων αναγνώρισης των ελληνικών φυτικών ειδών σε επίπεδο σπέρματος (Δημόπουλος κ.ά. 2005).

Η μέθοδος φύτευσης υπό ελεγχόμενες συνθήκες δεν παρέχει πλήρη προσδιορισμό της υπόγειας χλωρίδας (Thompson & Grime 1979) και είναι χρονοβόρα (Fartmann et al. 2001), ωστόσο μπορεί να πλησιάσει το ιδανικό αποτέλεσμα με κατάλληλο σχεδιασμό. Τα taxa διαφέρουν σημαντικά ως προς τις απαιτήσεις φύτευσης και ως εκ τούτου οι συνθήκες θερμοκηπίου δεν είναι πάντα κατάλληλες για τη φύτευση όλων των taxa. Τα περισσότερα όμως φυτικά taxa μπορούν να καταγραφούν μετά από ψυχρή στρωμάτωση (Major & Pyott 1966, Galinato & Van der Valk 1986). Επιπλέον, η μέθοδος παρέχει γνώση για τη χωρική διάσταση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων που είναι σημαντική για τη σωστή κρίση της διαθεσιμότητας πηγών σπερμάτων στο έδαφος (Δημόπουλος κ.ά. 2005).

Η επιλογή της κλίμακας εκτίμησης κάλυψης της βλάστησης βασίζεται σε τρία βασικά κριτήρια: α) στον τύπο δεδομένων που παράγει η κλίμακα (αριθμητική, ποσοστιαία, συνδυασμένες τιμές), β) στη λεπτομέρεια διαβάθμισης των κλάσεων κάλυψης και γ) στα μεγέθη επιφάνειας κάλυψης που χρησιμοποιούνται. Η χρήση της κλίμακας Braun-Blanquet υποστηρίζεται, σε συνδυασμό με αριθμητικές μεθόδους ταξινόμησης της βλάστησης, από δεδομένα βλάστησης που προέκυψαν από τυχαία στρωματοποιημένη δειγματοληψία (Grabherr et al. 2003), ειδικά για σκοπούς μελλοντικής διαχείρισης και προστασίας (Crowley et al. 2003). Η χρήση της τροποποιημένης κλίμακας Braun-Blanquet συνιστάται για σκοπούς παρακολούθησης (Δημόπουλος κ.ά. 2005). Στην εικόνα 1 παρουσιάζονται σχηματικά οι επιλογές των επιφανειών δειγματοληψίας σε μια περιοχή μελέτης (π.χ. αγροτεμάχιο).



Εικόνα 1. Επιφάνεια εκτίμησης κάλυψης, μόνιμη δειγματοληπτική επιφάνεια και περιοχή έρευνας

Figure 1. Plot of cover estimation, permanent plot and study area

1.2 Τοποθέτηση του προβλήματος και αντικείμενα έρευνας

1.2 Research objectives of the thesis

Αφορμή για την παρούσα διατριβή ήταν: α) η ανάγκη έρευνας των επιδράσεων της βόσκησης σε οικοσυστήματα τα οποία έχουν υποβαθμιστεί και β) η συμβολή στην αποκατάσταση αυτών των οικοσυστημάτων μέσω της βόσκησης ως διαχειριστικού μέτρου και όχι ως παράγοντα διαταραχής. Η ανάγκη αυτή καθίσταται ολοένα και πιο σημαντική, δεδομένης της έλλειψης γνώσης και μελετών περίπτωσης που να έχουν εφαρμοστεί σε πραγματικές συνθήκες πεδίου, αλλά και της υποβάθμισης και του περιορισμού της έκτασης και της βιοποικιλότητας των δασικών οικοσυστημάτων παγκοσμίως, και ιδιαίτερα στην περιοχή της Μεσογείου.

Στις περισσότερες χώρες της Δυτικής και Κεντρικής Ευρώπης, η βόσκηση των δασών απαγορεύτηκε ήδη από το 19ο αιώνα, ούτως ώστε να εξασφαλιστεί η αειφορική δασική χρήση. Στη Νότια Ευρώπη, η βόσκηση των δασών έχει διακοπεί εδώ και πολλά χρόνια εκτός από την Ελλάδα και την Αλβανία.

Η περιοχή μελέτης είναι ένα εκτεταμένο υπο-Μεσογειακό δάσος φυλλοβόλων δρυών κοντά στην Κόνιτσα (Ηπειρος), το οποίο υφίσταται μακροχρόνια υπερβόσκηση από μεγάλο αριθμό διαφορετικών ζωικών ειδών [μηρυκαστικά: *Dama dama* (πλατόνι), *Cervus elaphus* (ευγενής έλαφος), *Capreolus capreolus* (ζαρκάδι), *Ovis musimon* (αγριοπρόβατο), *Capra aegagrus cretica* (κρι-κρι) και μη μηρυκαστικά: *Sus scrofa* (αγριόχοιρος)].

Η διατριβή αποσκοπεί να συμβάλει στην κάλυψη των κενών που υπάρχουν στη γνώση των επιδράσεων της βόσκησης στη βιοποικιλότητα των δασών της Ελλάδας, η οποία είναι ελάχιστη. Επιπρόσθετα, ο ρόλος των τραπεζών σπερμάτων στην αποκατάσταση των θερμόφιλων δασών φυλλοβόλων, κάτω από διαφορετικά καθεστώτα διαχείρισης, σπάνια έχει αντιμετωπιστεί ως θέμα έρευνας. Οι τράπεζες σπερμάτων των υπο-Μεσογειακών δασών είναι εντελώς άγνωστες για την περιοχή της Ανατολικής Μεσογείου. Γι' αυτό απαιτείται έρευνα που θα προτείνει στην πράξη εργαλεία που μπορούν να χρησιμοποιηθούν στη διαχείριση των δασών. Η περιοχή μελέτης αποτελεί ένα μοναδικό πρότυπο σύγκρισης δασικών οικοσυστημάτων, που υπόκεινται σε διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης και γι' αυτό το λόγο η παρούσα διδακτορική διατριβή συμβάλει στην ανάπτυξη ερευνητικών προσεγγίσεων καλύτερης παρακολούθησης των δασικών οικοσυστημάτων με σκοπό την ορθολογική τους διαχείριση.

Οι ερευνητικοί στόχοι της διατριβής συνοψίζονται στα ακόλουθα ερωτήματα:

Ια) Προσδιορισμός της χλωριδικής ποικιλότητας της υπέργειας βλάστησης και ποιές διαφορές παρατηρούνται υπό διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης;

Ιβ) Διαθέτουν τα υπο-Μεσογειακά δάση «μνήμη» τράπεζας σπερμάτων, που αντανακλά την προηγούμενη χρήση και τις προηγούμενες συνθέσεις ειδών; Προσδιορισμός των ποιοτικών και ποσοτικών χαρακτηριστικών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων.

Ιια) Σύγκριση της χλωριδικής ποικιλότητας της υπέργειας βλάστησης με τη φυτική ποικιλότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων υπό διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης.

Ιιβ) Σε ποιο ποσοστό η τράπεζα σπερμάτων μπορεί να εκτιμήσει τα χαρακτηριστικά των υπερβοσκημένων δασών δρυός;

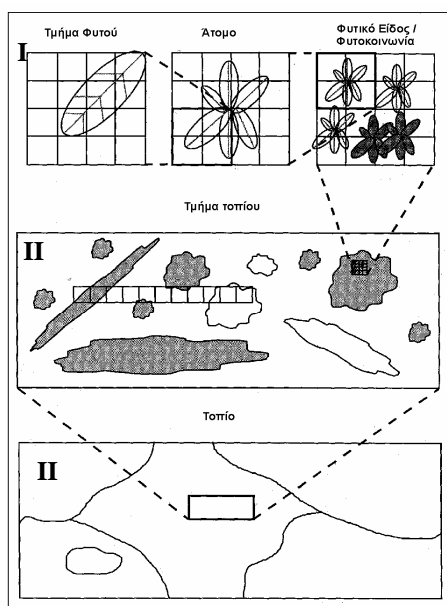
ΙΙΙ) Παρακολούθηση της υποβάθμισης της υπέργειας βλάστησης και αντίστοιχα της αύξησης της αναγεννητικής ικανότητας σε συνθήκες βόσκησης και μη βόσκησης.

ΙV) Ο προσδιορισμός του κρίσιμου σημείου εφαρμογής της δασικής βόσκησης ως διαχειριστικής πρακτικής, στο οποίο η φυτική ποικιλότητα και η αναγεννητική ικανότητα της βλάστησης είναι βέλτιστες στα συγκεκριμένα υπο-Μεσογειακά δασικά οικοσυστήματα, αποτελεί βασικό, τελικό στόχο της διδακτορικής διατριβής.

Στα παραπάνω ερωτήματα έλαβα υπόψη μου όχι μόνο τη σύγκριση μεταξύ μακροχρόνιας και σποραδικής (από μικρό αριθμό αιγοπροβάτων) βόσκησης, αλλά και την απόκριση της δασικής βλάστησης στη βόσκηση από τους δύο διαφορετικούς τύπους ζώων (μηρυκαστικά, αγριόχοιρος).

1.3 Γενικός πειραματικός σχεδιασμός

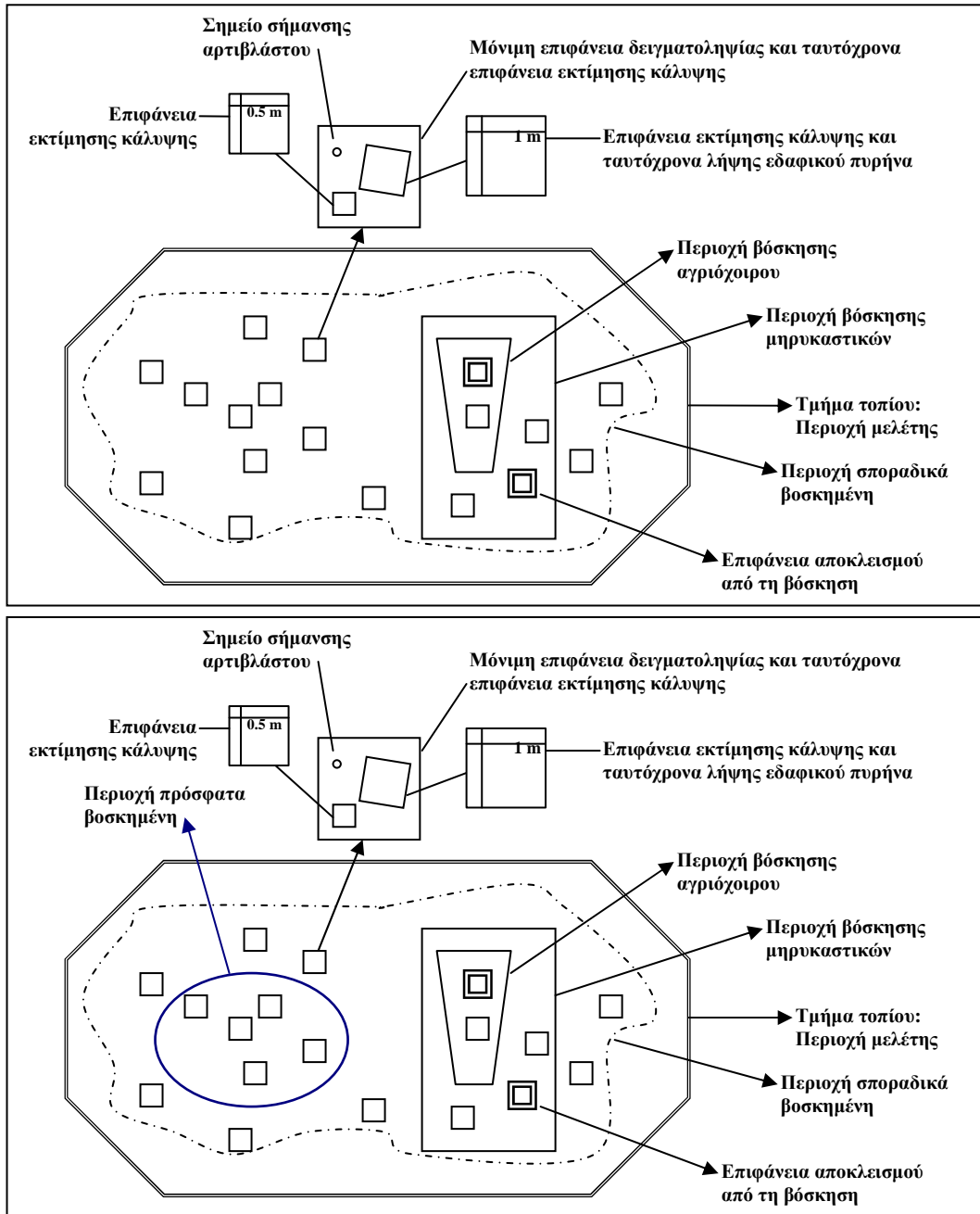
1.3 Experimental set up



Εικόνα 2. Ιεραρχικά επίπεδα παρακολούθησης από πάνω προς τα κάτω: Επίπεδο I. Λεπτομερής καταγραφή της βλάστησης σε τακτά χρονικά διαστήματα, θέτοντας τις βάσεις για στατιστική ανάλυση, Επίπεδο II. Χαρτογράφηση της περιοχής, για προσδιορισμό των μεταβολών της βλάστησης, Επίπεδο III. Παρακολούθηση της περιοχής με χρήση αεροφωτογραφιών

Figure 2. Hierarchical levels of monitoring (up to down): Level I. Detailed recording of vegetation in regular intervals, which set the basis for statistical analyses, Level II. Mapping for vegetation changes description, Level III. Monitoring with aerial photographs

Ο σχεδιασμός στον οποίο βασίστηκε η πειραματική εφαρμογή παρακολούθησης των μεταβολών της βλάστησης στην περιοχή μελέτης υπό τα διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης ακολουθεί το μοντέλο του Rowell (1988) για τα ιεραρχικά επίπεδα παρακολούθησης (Εικόνα 2).



Εικόνα 3. Σχηματική απεικόνιση του σχεδίου παρακολούθησης που εγκαταστάθηκε στο πλαίσιο της διδακτορικής διατριβής. Επάνω το υπερβοσκημένο και το σποραδικά βοσκημένο δάσος και κάτω το υπερβοσκημένο, το σποραδικά βοσκημένο και το πρόσφατα βοσκημένο δάσος.

Figure 3. Schematic representation of monitoring plan established in the frame of the present doctoral thesis. Overgrazed and sporadically grazed forest above; below the overgrazed, the recently grazed and the sporadically grazed forest.

Η καταγραφή και η συλλογή των δεδομένων της βλάστησης βασίστηκε στη στρατηγική της στρωματοποιημένης τυχαίας δειγματοληψίας (stratified-random sampling) (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974), με υποκειμενικά επιλεγμένες μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας και επιφάνειες εκτίμησης τετράγωνου σχήματος και κατά περίπτωση διαφορετικών μεγεθών. Επέλεξα αυτή τη στρατηγική για να διασφαλίσω τον αποτελεσματικό συνδυασμό αντικειμενικότητας και υποκειμενικότητας (Kent & Coker 1994) στην ποιότητα των αποτελεσμάτων μέσω της συχνής καταγραφής των δεδομένων (Traxler 1997) και για να αποφύγω τα προβλήματα που προκύπτουν από τις μη-τυχαίες μεθόδους δειγματοληψίας κατά τη συλλογή δεδομένων με τη χρήση φυτοκοινωνιολογικών μεθόδων (Britton et al. 2009).

Η πειραματική προσέγγιση που ακολούθησα για την παρακολούθηση των μεταβολών της βλάστησης βασίστηκε στη μετακίνηση των ζώων με χρήση επιφανειών αποκλεισμού από τη βόσκηση (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Με βάση αυτή την προσέγγιση, χρησιμοποίησα περιφραγμένες πειραματικές επιφάνειες, οι οποίες συγκρίθηκαν με μόνιμες σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες συνδυάζοντας διαφορετικές μεθόδους δειγματοληψίας και καταγραφής. Τις καταμετρήσεις που αφορούν τις αναπαραγωγικές μονάδες των ειδών της περιοχής μελέτης τις πραγματοποίησα μέσα σε υπο-επιφάνειες, εγκατεστημένες εντός των μόνιμων επιφανειών δειγματοληψίας.

Στο πλαίσιο της διδακτορικής διατριβής η παρακολούθηση και η δειγματοληψία βλάστησης με τη μέθοδο στρωματοποιημένης τυχαίας δειγματοληψίας με χρήση μόνιμων επιφανειών ενδείκνυται γιατί εξασφαλίζεται η απλότητα και η επαναληψιμότητα της δειγματοληψίας, καταδεικνύονται με επάρκεια οι μεταβολές στη βλάστηση και η αφθονία ειδών εκτιμάται σε μικρό χρονικό διάστημα. Τα κριτήρια της ομοιογένειας της συστάδας και του μεγέθους των μόνιμων επιφανειών για τους διαφορετικούς τύπους βλάστησης εκπληρώνονταν κατά τη δειγματοληψία. Πραγματοποίησα επιλογή μικρότερων επιφανειών για την καταγραφή βιολογικών και οικολογικών χαρακτηριστικών, καθώς οι πληροφορίες αυτές προσδιορίζουν ποιες παράμετροι ενός πληθυσμού και με ποιο τρόπο πρέπει να παρακολουθούνται (Δημόπουλος κ.ά. 2005).

Στην περιοχή μελέτης εγκαταστάθηκαν και σημάνθηκαν:

- Μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας [40 μακροεπιφάνειες (macroplots)]
- Μόνιμες υπο-επιφάνειες εκτίμησης της αναγέννησης της ποώδους βλάστησης [40 sub-plots (υποεπιφάνειες) 1m^2 και 10 sub-plots (υποεπιφάνειες) 0.25m^2]
- Επιφάνειες ανάλυσης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων [60 επιφάνειες (plots)]

- Ένας (1) Μετεωρολογικός σταθμός.

Η επιλογή του σχήματος και του μεγέθους των επιφανειών πραγματοποιήθηκε με βάση τα κριτήρια που αναφέρονται στη βιβλιογραφία (Δημόπουλος κ.ά. 2005, Δημόπουλος & Πανίτσα 2003, Traxler 1997, Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Έτσι, οι μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας καταγραφής της ξυλώδους βλάστησης κυρίως δεν ξεπερνούσαν τα 150 m² και οι υπο-επιφάνειες εκτίμησης που χρησιμοποιήσα εντός των μόνιμων επιφανειών δειγματοληψίας για τη λεπτομερή καταγραφή της ποώδους βλάστησης ήταν μεγέθους 1m². Για τη λεπτομερέστερη ανίχνευση αρτιβλάστων στο πεδίο χρησιμοποιήσα μικρότερες επιφάνειες εκτίμησης, εμβαδού 0.5 m x 0.5 m, καθώς επίσης και σήμανση τυχαίων σημείων εμφάνισης αρτιβλάστων εντός των μόνιμων επιφανειών δειγματοληψίας. Για την ανάλυση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και τη δειγματοληψία εδαφικών πυρήνων χρησιμοποιήθηκαν 60 επιφάνειες δειγματοληψίας εδαφικών πυρήνων μεγέθους 1m². Το σχήμα όλων των επιφανειών ήταν τετράγωνο λόγω των πλεονεκτημάτων που παρέχει η κανονικότητα του σχήματος.

Για την ανάλυση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων επιλέχθηκε η μέθοδος φύτευσης αρτιβλάστων υπό ελεγχόμενες συνθήκες (Thompson et al. 1997) για τους ακόλουθους λόγους:

1. στην περιοχή μελέτης εγκαταστάθηκε σύστημα παρακολούθησης με επιφάνειες εκτίμησης και μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας, στις οποίες εντάχθηκαν και οι επιφάνειες λήψης εδαφικών πυρήνων,
2. πραγματοποιήθηκε έρευνα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ως μέρος του συγκεκριμένου οικοσυστήματος, όπου παρατηρείται ένα μωσαϊκό από διαφορετικούς τύπους βόσκησης της περιοχής μελέτης,
3. δεν υπήρχε καμία πληροφορία για τις εδαφικές τράπεζες σπερμάτων του συγκεκριμένου τύπου οικοσυστήματος και κατά συνέπεια υπήρχε δυσκολία εφαρμογής άλλων μεθόδων,
4. είναι εφικτός ο συνδυασμός και η σύγκριση με διαφορετική μεθοδολογική προσέγγιση (π.χ. μέθοδος φύτευσης αρτιβλάστων στο πεδίο),
5. συγκριτικά με άλλες μεθόδους παρέχει τη μέγιστη δυνατή πληροφορία στις δεδομένες συνθήκες.

Για τη μελέτη της υπέργειας βλάστησης διενεργήθηκαν δειγματοληψίες στις μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας βλάστησης (relevés) που πληρούσαν τα κριτήρια: κατάλληλο μέγεθος, ομοιογένεια της κάλυψης της βλάστησης, ομοιομορφία σε σχέση με την

υπόλοιπη έκταση (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Η επιλογή της κλίμακας εκτίμησης και η τροποποίηση-προσαρμογή των εντύπων δειγματοληψίας ακολούθησαν τις ανάγκες της έρευνας και βασίστηκαν στις μεθοδολογικές προϋποθέσεις που ορίζονται στη βιβλιογραφία. Ως κλίμακα εκτίμησης της κάλυψης της βλάστησης χρησιμοποιήσα τη σύνθετη αριθμητική κλίμακα πληθοκάλυψης του Braun-Blanquet (1964), που ενδείκνυται για φυτοκοινωνιολογική δειγματοληψία σε μόνιμες επιφάνειες δασικών οικοσυστημάτων, και από την άλλη πλευρά αποσκοπούσα στην εξασφάλιση ταχύτητας δειγματοληψίας και δυνατότητας σύγκρισης με άλλες φυτοκοινωνιολογικές εργασίες.

Για τη δειγματοληψία χωρίς τη χρήση επιφανειών εφάρμοσα σήμανση αρτιβλάστων με μεταλλικές βέργες εντός πέντε μόνιμων επιφανειών δειγματοληψίας. Στις τεχνικές δειγματοληψίας χωρίς τη χρήση επιφανειών εκτίμησης κάλυψης, ουσιαστικά χρησιμοποιούνται επιφάνειες δειγματοληψίας (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) καθώς τα δεδομένα πρέπει να αντιστοιχούν σε κάποια επιφάνεια ώστε να είναι δυνατή η ερμηνεία τους.

Για τη μέτρηση κλιματικών παραμέτρων, στην περιοχή μελέτης και συγκεκριμένα στην περιοχή βόσκησης των μηρυκαστικών, εγκαταστάθηκε μετεωρολογικός σταθμός αποτελούμενος από μια κεντρική μονάδα και έναν ιστό.

1.4 Περίγραμμα διατριβής

1.4 Outline of the thesis

Το περίγραμμα συνοπτικά

Brief outline

Η διατριβή έχει διαρθρωθεί με βασικό άξονα τα ερωτήματα που καλείται να απαντήσει. Γι' αυτό το λόγο το κάθε κεφάλαιο της διατριβής είναι δομημένο ώστε να αποτελεί αυτούσια εργασία. Στην πραγματικότητα το κάθε επιμέρους κεφάλαιο αναπτύσσεται αυτόνομα ως εξής: Εισαγωγή-Μέθοδοι-Αποτελέσματα-Συζήτηση.

Το πρώτο κεφάλαιο αποτελεί τη γενική εισαγωγή της διατριβής όπου περιγράφεται ο βασικός ερευνητικός σχεδιασμός.

Το δεύτερο κεφάλαιο περιλαμβάνει την αναλυτική περιγραφή της περιοχής μελέτης: τοπογραφία, γεωλογία, κλίμα, έδαφος, φυσιογνωμική περιγραφή της βλάστησης, ιστορικό επιδράσεων και διαταραχής.

Ακολουθεί το τρίτο κεφάλαιο με την αναλυτική φυτοκοινωνιολογική έρευνα της υπέργειας βλάστησης των δασικών οικοσυστημάτων της περιοχής μελέτης.

Τα επόμενα τρία κεφάλαια (4-6) είναι αφιερωμένα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και στη σχέση της με την υπέργεια βλάστηση.

Το κεφάλαιο 4 περιλαμβάνει την αναλυτική μελέτη της αφθονίας και της χλωρίδας της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων.

Τα κεφάλαια 5 και 6 απαντούν σε βασικά ερωτήματα της διατριβής που σχετίζονται με την αποκατάσταση και γι' αυτό το λόγο έχουν συγγραφεί υπό το πρίσμα των δυνατοτήτων αποκατάστασης των δασών, που υπόκεινται σε διαφορετικούς τύπους βόσκησης, μέσω της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων.

Το έβδομο κεφάλαιο συνεισφέρει στην απάντηση ενός ακόμη βασικού ερωτήματος της διατριβής, καθώς σε αυτό αναπτύσσονται τα ζητήματα χρονικών μεταβολών της βλάστησης μετά από διαταραχή.

Στο όγδοο κεφάλαιο γίνεται μια προσπάθεια σύνθεσης των σημαντικών συμπερασμάτων που προκύπτουν από τα προηγούμενα κεφάλαια και ειδικά από τα κεφάλαια 5-7 και επιχειρείται η εκτίμηση των μελλοντικών προοπτικών με βάση τη σύνθεση των συμπερασμάτων.

Ακολουθούν η περίληψη της διατριβής, οι αναφορές και τα παραρτήματα.

Το περίγραμμα αναλυτικά

Detailed outline

Μελέτησα τα στοιχεία που περιγράφουν την υπέργεια βλάστηση της περιοχής μελέτης συλλέγοντας και καταγράφοντας δεδομένα για την υπέργεια χλωρίδα και την αφθονία των taxa και κατασκευάζοντας φυτοκοινωνιολογικούς πίνακες (κεφάλαια 2 και 3). Ο προσδιορισμός της υπέργειας χλωρίδας των δασών που υπόκεινται σε διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης μου επέτρεψε να πραγματοποιήσω κατάταξη των δειγματοληπτικών επιφανειών εφαρμόζοντας Ανάλυση Αντιστοιχιών (κεφάλαιο 2).

Παράλληλα, καταγράφηκαν και προσδιορίστηκαν κλιματικές παράμετροι από τα δεδομένα του μετεωρολογικού σταθμού, που εγκαταστάθηκε στην περιοχή μελέτης, τα οποία συνέλεγα και επεξεργαζόμουν, ενώ πραγματοποιήθηκε και δειγματοληψία εδάφους και εργαστηριακές αναλύσεις για τον προσδιορισμό των φυσικοχημικών ιδιοτήτων και το χαρακτηρισμό των εδαφών της περιοχής μελέτης (κεφάλαιο 2).

Προσδιόρισα ποιοτικά και ποσοτικά την εδαφική τράπεζα σπερμάτων, συλλέγοντας εδαφικά δείγματα από την περιοχή μελέτης τρεις φορές και εφαρμόζοντας την μέθοδο φύτευσης. Ταυτοποίησα τα φυτικά taxa που υπάρχουν ως σπέρματα στα εδάφη των μελετώμενων θέσεων. Τα πειράματα μου επέτρεψαν να χαρακτηρίσω την εδαφική τράπεζα σπερμάτων του οικοσυστήματος και να την ταξινομήσω σε σχέση με άλλα οικοσυστήματα. Ο προσδιορισμός της χλωρίδας και των πυκνοτήτων της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μου επέτρεψε να περιγράψω την κατανομή της ανάλογα με το βάθος του εδάφους και το καθεστώς βόσκησης (κεφάλαιο 4).

Συνέκρινα την εδαφική τράπεζα σπερμάτων των βοσκημένων από διαφορετικούς τύπους ζώων και των σποραδικά βοσκημένων δασικών θέσεων, με την υπέργεια βλάστηση με σκοπό να προσδιορίσω τη μεταξύ τους συσχέτιση και να μελετήσω τις δυνατότητες αποκατάστασης με βάση τη χλωριδική σύνθεση υπέργεια και μέσα στο έδαφος. Για το σκοπό αυτό προσδιόρισα την ποικιλότητα (α- και β- ποικιλότητα) τόσο της υπέργειας βλάστησης, όσο και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και εξέτασα την κατάταξη των θέσεων με βάση τα φυτικά taxa υπέργεια και υπόγεια υπό τα καθεστώτα βόσκησης. Για την κατάταξη της χλωριδικής σύνθεσης της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων εφαρμόσα μεθόδους ανάλυσης συνιστωσών. Η επίδραση των διαφορετικών καθεστώτων βόσκησης στη σύνθεση των ειδών τόσο της υπέργειας βλάστησης όσο και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ελέγχθηκε με την εφαρμογή δύο στατιστικών μεθόδων: της ανάλυσης δέντρου ταξινόμησης (Classification Tree Analysis) και της ανάλυσης λογιστικής παλινδρόμησης (Logistic Regression Analysis). Προσδιόρισα τις επιδράσεις της υπερβόσκησης στη σύνθεση των ειδών, στην ποικιλότητα και στην ομοιότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και της υπέργειας βλάστησης με στατιστικές αναλύσεις. Για να εκτιμήσω την αναγεννητική ικανότητα των δασών συνέκρινα τα δεδομένα των αναλύσεων μεταξύ των περιοχών που βόσκονται και των περιοχών που δε βόσκονται (κεφάλαιο 5).

Διέκρινα τα φυτικά taxa με βάση τα λειτουργικά τους χαρακτηριστικά, ως προς τον τύπο οικολογικής στρατηγικής επιβίωσης που ακολουθούν ως φυτικά είδη και ως προς τη μέθοδο διασποράς που εφαρμόζουν και τα κατέταξα σε λειτουργικές ομάδες με σκοπό την αξιολόγηση της χρησιμότητας στην αποκατάσταση των εν δυνάμει φυτοκοινοτήτων, που θα μπορούσαν να σχηματιστούν από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων των μελετώμενων δασικών θέσεων. Στη συνέχεια, διερεύνησα την εν δυνάμει χρησιμότητα των ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων τα οποία αντιστοιχούν στον ποώδη όροφο του υπό μελέτη

δάσους για σκοπούς αποκατάστασης. Εξέτασα την επίδραση της μακροχρόνιας υπερβόσκησης στη δομή της φυτοκοινότητας, που εν δυνάμει προκύπτει από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Πραγματοποίησα αναλύσεις προς δύο κατευθύνσεις λειτουργικής οικολογίας και οικοφυσιολογίας, στις οποίες διέκρινα τα φυτικά taxa της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (κεφάλαιο 6).

Παρακολούθησα τις χρονικές μεταβολές της υπέργεια βλάστησης που υπόκεινται σε μεταβαλλόμενο καθεστώς υπερβόσκησης με καταγραφές για μια 5ετία στο πεδίο της υπέργεια βλάστησης, δίνοντας βάρος στον ποώδη όροφο των υπερβοσκημένων περιοχών μελέτης. Διερευνήθηκε η επίδραση του χρόνου στις παρατηρούμενες μεταβολές και η αλληλεπίδρασή του με τη διαταραχή, καθώς και η ενδεχόμενη συσχέτιση μεταξύ ποικιλότητας και χλωριδικής ομοιότητας στην υπέργεια βλάστηση στα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης. Εξετάστηκε η μεταβολή της βλάστησης του ποώδους ορόφου ως προς το χρόνο και ως προς τη διαταραχή, όπως επίσης και σχετικά με τη διαδοχή μετά από διαταραχή στα δασικά οικοσυστήματα. Οι μεταβολές στην κυριαρχία των ειδών και στη διαμόρφωση της δομής των φυτοκοινοτήτων, τόσο στην υπέργεια βλάστηση, όσο και στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, προσδιορίστηκαν σε κάθε περίπτωση. Μελέτησα τις δυνατότητες αποκατάστασης και τις προοπτικές απτής εφαρμογής αποδοτικών μεθόδων ορθολογικής διαχείρισης δασικών βοσκοτόπων υπο-Μεσογειακού τύπου (κεφάλαιο 7).

Τέλος, απάντησα στα βασικά ερευνητικά αντικείμενα της διατριβής με βάση τα συμπεράσματα που προέκυψαν από κάθε κεφάλαιο για τους ερευνητικούς στόχους της διατριβής και περιέγραψα τις προοπτικές που προκύπτουν με βάση τα συμπεράσματα (κεφάλαιο 8).

Κεφάλαιο 2

Chapter 2

Περιοχή μελέτης

Study area

2.1 Περίληψη

Στο παρόν κεφάλαιο περιγράφω αναλυτικά την περιοχή μελέτης (Μπουραζάνι Κόνιτσας, Ήπειρος). Η τοπογραφία της περιοχής είναι λοφώδης προς ορεινή. Τα εδάφη προέρχονται κυρίως από φλύσχη, είναι βαθιά έως αβαθή, ουδέτερα προς όξινα και βαριά αργιλοπηλώδη-αργιλώδη. Κατά τόπους απαντώνται κολλούβια ασβεστόλιθων σε βόρειες και νότιες εκθέσεις. Η διάβρωση είναι χαραδρωτική και οφείλεται στο τεκτονικό τοπίο της Ηπείρου. Η περιοχή χαρακτηρίζεται από δριμείς χειμώνες και η ξηρή περίοδος διαρκεί από τον Ιούνιο έως τα μέσα Σεπτεμβρίου. Το βιοκλίμα έχει υπο-Μεσογειακό χαρακτήρα που αντιστοιχεί στη ζώνη των θερμόφιλων δρυοδασών και η περιοχή κατατάσσεται στον ύφυγρο βιοκλιματικό όροφο. Η πραγματική βλάστηση αποτελείται από μικτά δάση δρυός που εντάσσονται στη φυτοκοινωνική ένωση (association) των Νοτιοανατολικών Βαλκανίων *Verbasco glabratti-Quercetum frainetto*. Δυνητικά η περιοχή εντάσσεται στην ενότητα ζωνικής βλάστησης των Νότιων Βαλκανίων με θερμόφιλα μεικτά δάση δρυών και πλατύφυλλα δάση. Το κυρίαρχο είδος είναι η *Quercus frainetto* ενώ σε αφθονία ή, σε ορισμένες περιπτώσεις, κυρίαρχα απαντώνται και τα είδη *Quercus pubescens*, *Q. cerris* και *Q. trojana*. Συχνά απαντούν τα είδη *Fraxinus ornus*, *Phillyrea latifolia*, *Carpinus orientalis*, *Cotinus coggygria* και *Juniperus oxycedrus*.

Στην ευρύτερη περιοχή ασκούσαν βόσκηση με εποχιακή μετακίνηση αγελάων οικόσιτων ζώων στις ορεινές περιοχές βόρεια των Ιωαννίνων, στην Κόνιτσα, καθώς και οικονομική εκμετάλλευση των δασών για ξυλεία με πρεμνοφυή διαχείριση. Αυτή η παραδοσιακή οικονομία μειώθηκε ή και διακόπηκε από το 1970 και μετά. Η περιοχή του Μπουραζανίου διαθέτει σήμερα δάση περιορισμένης οικονομικής αξίας και χαρακτηρίζεται βοσκότοπος. Ένα παράδειγμα άσκησης δασικής βόσκησης σε πρεμνοφυή δάση δρυών είναι και τα δάση της έρευνάς μου στο Μπουραζάνι. Η περιοχή έρευνας καλύπτει κυρίως μια ιδιωτική δασική έκταση περί τα 200 ha. Τα 112 ha αυτής της έκτασης διαιρέθηκαν σε 26 ha που βόσκονται από τον αγριόχοιρο και σε 86 ha που βόσκονται από πληθυσμούς μηρυκαστικών, με αποτέλεσμα η περιοχή αυτή επήλθε σε κατάσταση υπερβόσκησης. Στα γειτονικά σποραδικά βοσκημένα δάση όλοι οι όροφοι είναι πολύ καλά αναπτυγμένοι. Άλλα 86 ha δασικής έκτασης προστέθηκαν στα 200 ha ιδιωτικού δάσους το 2005 και ξεκίνησε η πειραματική μετακίνηση των ζώων από το υπερβόσκημένο κομμάτι προς τη νέα έκταση. Εκτός της ιδιωτικής έκτασης, η έρευνά μου επεκτάθηκε και στα γειτονικά σποραδικά βοσκημένα δάση.

Μελέτησα τις επιδράσεις των διαφορετικών τύπων βόσκησης στις ιδιότητες των εδαφών και έκανα τις συγκρίσεις με τα σποραδικά βοσκημένα δάση. Παράλληλα, μελέτησα την υπέργεια ξυλώδη κυρίως βλάστηση. Οι δειγματοληψίες βλάστησης που έγιναν σε βοσκημένα δάση, είτε πρόκειται για βόσκηση από μηρυκαστικά, είτε από αγριόχοιρους, διαφοροποιούνται σαφώς πάνω στο DCA διάγραμμα, σε σχέση με τις σποραδικά βοσκημένες θέσεις δασών. Από το διάγραμμα συσχέτισης (CCA) των δειγματοληψιών βλάστησης με τις εδαφικές παραμέτρους, δεν προκύπτει σαφής διαφοροποίηση των μακροχρόνια βοσκημένων από τις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες. Οι επιφάνειες που βόσκονται από μηρυκαστικά συσχετίζονται ισχυρά με (δηλαδή επηρεάζονται από) την περιεκτικότητα σε ιλύ και άργιλο, την εδαφική υγρασία και την οργανική ουσία, ενώ οι επιφάνειες που βόσκονται από αγριόχοιρους συσχετίζονται με την κλίση του εδάφους.

Λέξεις κλειδιά: τοπογραφία, φλύσχος, θερμόφιλα μικτά δάση δρυών, υπο-Μεσογειακό βιοκλίμα, *Quercus frainetto*, εδαφικές ιδιότητες, κλιματικές παράμετροι, υπερβόσκηση, ιστορικό χρήσεων γης, Μπουραζάνι

2.1 Abstract

In the present chapter I describe the study area analytically (Bourazani, Konitsa, Epirus). The area's topography is hilly to mountainous. Soils are mainly derived from flysch, are shallow and deep, neutral to acidic, and heavy clay-loamy to clayey. Limestone is found locally on north and south slopes. Erosion caused ravines which is /or are a result of the tectonic Epirus landscape. The area has harsh winters and the dry period lasts from June to the middle of September. The bioclimate is sub-Mediterranean corresponding to the vegetation zone of thermophilous oaks and the area is classified to the subhumid bioclimatic zone. The real vegetation consists of mixed oak woods classified to the sub-association of Verbasco glabratti-Quercetum frainetto. The area belongs to the potential unit of zonal vegetation of the South Balkans of thermophilous mixed oak woods and broad-leaved woods. The dominant species is *Quercus frainetto* while abundant or co-dominant are also *Quercus pubescens*, *Q. cerris* and *Q. trojana*. Common are *Fraxinus ornus*, *Phillyrea latifolia*, *Carpinus orientalis*, *Cotinus coggygria* and *Juniperus oxycedrus*.

In the wider area grazing with seasonal movement of livestock herds was practiced in the mount regions north of Ioannina and in Konitsa together with the economical use of forests for timber and coppice. This traditional economy diminished and has gradually

stopped from 1970 onwards. Nowadays Bourazani area has woods of limited economic value and is characterized as pasture land. The study area in Bourazani is an example of pasture in coppice woods. The study area covers mainly a private forest of 200 ha. 112 ha of this area were divided in 26 ha grazed by wild boar and 86 ha grazed by ruminants' populations. As a result forests became overgrazed. In the adjacent ungrazed or sporadically grazed forests all forest layers are well developed. An 86 ha forest area was added in the private forest since 2005 and experimental movement of animals began from the overgrazed parts to the new area. Apart from the private forest, I also examined the adjacent ungrazed forest.

I investigated the impacts of different grazing regimes on soil properties and compared them with those of the ungrazed forests. I investigated the aboveground mainly woody vegetation. From the DCA diagram, it is evident that the relevés carried out on forests grazed by ruminants and non ruminants, are clearly differentiated from the relevés taken in sporadically grazed forests. On the CCA diagram (relevés-soil parameters), no clear differentiation of the grazed vs. sporadically grazed relevés is observed. The plots grazed by ruminants are well correlated with the soil content in silt and clay, the soil humidity and the organic matter, while the plots grazed by wild boars are correlated with the soil slope.

Keywords: topography, flysch, thermophilous mixed oak forests, sub-Mediterranean bioclimate, *Quercus frainetto*, soil properties, climatic parameters, overgrazing, land use history, Bourazani

2.2 Τοπογραφία

2.2 Topography

Η πειραματική εργασία πραγματοποιήθηκε σε πρεμνοφυές υπο-Μεσογειακό μικτό δάσος φυλλοβόλων δρυών της Ηπείρου (ΒΔ Ελλάδα, 40° 02' N, 20° 38' E). Τέσσερις ορεινοί όγκοι περιβάλλουν και διαμορφώνουν την ευρύτερη περιοχή: στα βόρεια ο Γράμμος, η Τύμφη στο νότο, ο Σμόλικας ανατολικά και δυτικά η Νεμέρτζικα. Το δάσος απέχει 3 km από τα σύνορα Ελλάδας-Αλβανίας (Μέρτζιανη) κοντά στη γέφυρα του ποταμού Αώου (Εικόνα 1) (περιοχή Μπουραζανίου) και περίπου 12 km από την πόλη της Κόνιτσας. Η υψομετρική θέση της Κόνιτσας είναι 600 m.

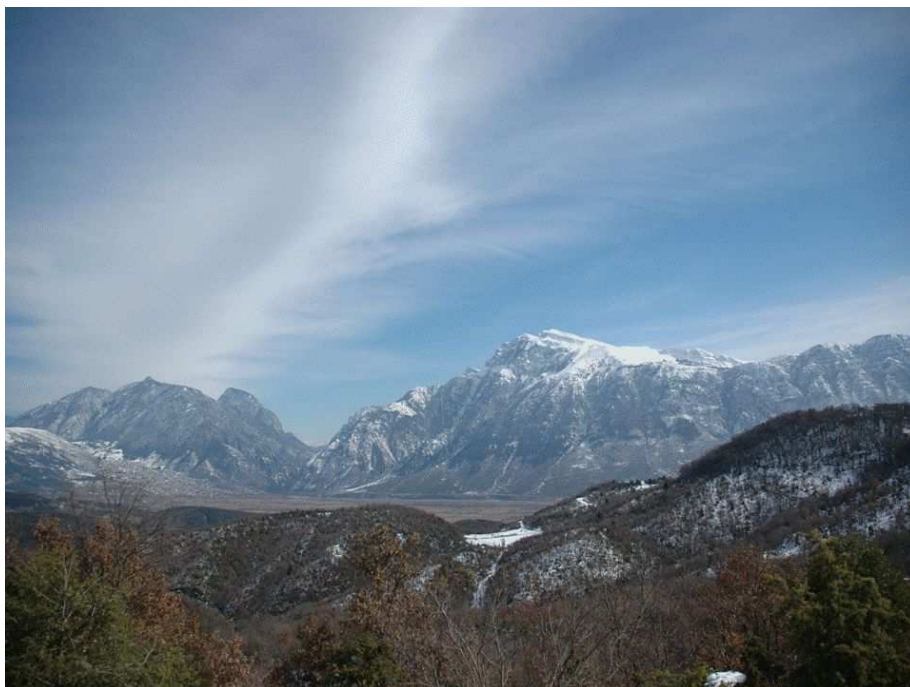


Εικόνα 1. Ο ποταμός Αώος και η παραποτάμια βλάστηση από τη γέφυρα στο Μπουραζάνι

Figure 1. Aaos river and riverine vegetation near Bourazani bridge

Η ευρύτερη περιοχή της Κόνιτσας (Εικόνα 2) χαρακτηρίζεται από πολωμένη τοπογραφία καθώς διαιρείται σε πεδιάδες, όπου κυριαρχεί εδώ και δεκαετίες η γεωργία και σε υψίπεδα με πιο δυσμενείς φυσικές συνθήκες. Η πιο μεγάλη μεταβολή στο τοπίο της Κόνιτσας πραγματοποιήθηκε την περίοδο 1965-1995, κατά την οποία μεγάλες εκτάσεις λιβαδιών και καλλιεργήσιμων εκτάσεων μετατράπηκαν σε θαμνώνες και στη συνέχεια σε δάσος (Zomeni et al. 2008).

Η περιοχή μελέτης βρίσκεται βόρεια του Βασιλικού και καλύπτει ένα τμήμα ημιορεινής περιοχής με την τοπωνυμία «Πλάκα Θαμμένη». Η ευρύτερη περιοχή του Βασιλικού χαρακτηρίζεται από σκληρό ασβεστόλιθο σε αποστρογγυλεμένες κορυφές ή στο μέσο μέρος των κλιτύων με κλίσεις μέτριες προς χαμηλές και εκθέσεις ποικίλες (IGME, 1991).



Εικόνα 2. Η Κόνιτσα αριστερά στους πρόποδες των ορεινών όγκων

Figure 2. Konitsa to the right in the foot of mounts

Η περιοχή του Μπουραζανίου (Εικόνα 3) χαρακτηρίζεται από μικρά χωριά που διασπείρονται στις κοιλάδες και σε ορεινές πλαγιές. Το Μπουραζάνι βρίσκεται σε υψόμετρο 350 m (Tsaliki et al. 2005). Η τοπογραφία της περιοχής μελέτης είναι λοφώδης προς ορεινή. Το υψόμετρο των μελετώμενων θέσεων κυμαίνεται μεταξύ 400 και 700 m. Στην «Πλάκα Θαμμένη» ο μικτός φλύσχης στηρίζει αποστρογγυλεμένες κορυφές και το κάτω μέρος των κλιτύων, οι κλίσεις είναι μέτριες προς ελαφρές και οι εκθέσεις νότιες και βόρειες (IGME, HMGS, Forest Service 1991). Το υψόμετρο κυμαίνεται από τα 400 m μέχρι τα 682 m, ενώ βορειότερα της περιοχής μελέτης (Λυκόμορον) φτάνει τα 762 m.



Εικόνα 3. Το τοπίο στο Μπουραζάνι

Figure 3. Bourazani landscape

2.3 Κλίμα

2.3 Climate

2.3.1 Το κλίμα στην ευρύτερη περιοχή

2.3.1 The climate in the wider area

Το κλίμα της ΒΔ Ελλάδας είναι σχετικά εύκρατο, ειδικά το χειμώνα, εξαιτίας της ορειογραφικής ανοδικής μετακίνησης του υγρού θερμού αέρα από τη Μεσόγειο (Ιόνιο πέλαγος και Αδριατική Θάλασσα). Η τοπογραφική ποικιλότητα του κλίματος φαίνεται στις τοπικές διακυμάνσεις της διαθεσιμότητας σε νερό και της θερμοκρασίας, που είναι έντονες και αντανακλώνται στην κατανομή της βλάστησης (Roucoux et al. 2008). Η χωρική κατανομή της ετήσιας και εποχιακής διάρκειας της ηλιοφάνειας (σε ώρες) δείχνει ελάχιστες τιμές στο εσωτερικό των ορεινών περιοχών της Ελλάδας συμπεριλαμβανομένης και της Ηπείρου (Matzarakis & Katsoulis 2006).

Στην ευρύτερη περιοχή των Ιωαννίνων το κλίμα είναι υπο-Μεσογειακό. Στα Ιωάννινα η μέση ετήσια βροχόπτωση είναι 1200 mm, με τη μέγιστη μηνιαία βροχόπτωση να παρατηρείται το Δεκέμβριο και την ελάχιστη τον Αύγουστο. Η μέση ετήσια θερμοκρασία

είναι 14.5 °C με μέση θερμοκρασία 4.9 °C τον Ιανουάριο και 24.9 °C τον Ιούλιο (Roucoux et al. 2008).

Το κλίμα της Κόνιτσας έχει χαρακτηριστεί ως μεταβατικό μεταξύ του Μεσογειακού και του Ηπειρωτικού-Μεσογειακού (Kotini-Zambaka 1983). Οι μέσες μηνιαίες θερμοκρασίες κυμαίνονται από 14.3°C έως 14.4°C και η μέση ετήσια βροχόπτωση κυμαίνεται από 737 mm έως 1100 mm (Zomeni et al. 2008). Η μέση μηνιαία θερμοκρασία είναι 24°C το καλοκαίρι και 6°C το χειμώνα ενώ ο παγετός και η χιονόπτωση είναι συνήθη καιρικά φαινόμενα. Τα καλοκαίρια είναι ξηρά και οι πιο πολλές βροχοπτώσεις παρατηρούνται τους μήνες Νοέμβριο και Δεκέμβριο, με μέση ετήσια βροχόπτωση 700 mm (Tsaliki et al. 2005). Στην Κόνιτσα η διάρκεια ηλιοφάνειας αγγίζει το 51% σε ετησία βάση (Matzarakis & Katsoulis 2006).

2.3.2 Μετεωρολογικός σταθμός: βροχόπτωση, θερμοκρασία, ηλιακή ακτινοβολία

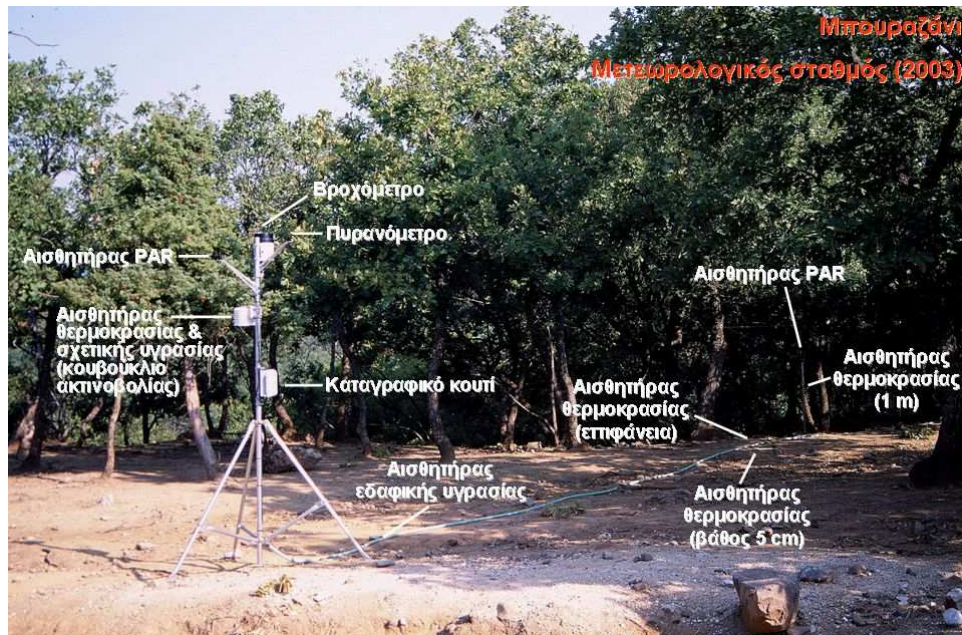
2.3.2 Meteorological station: precipitation, temperature, solar radiation

Σύμφωνα με τα δεδομένα που ελήφθησαν από μετεωρολογικό σταθμό που εγκαταστάθηκε στην περιοχή μελέτης την περίοδο Μάρτιος 2006-Φεβρουάριος 2008, στην περιοχή του Μπουραζανίου επικρατεί κλίμα με χειμώνας δριμείς και διάρκεια ξηρής και θερμής περιόδου από τον Ιούνιο έως τα μέσα Σεπτεμβρίου. Η βροχόπτωση κυμαίνεται από 12 mm (Ιούλιος) έως 135 mm (Νοέμβριος, Δεκέμβριος), ενώ η ετήσια βροχόπτωση ήταν 957 mm. Η μέση ετήσια θερμοκρασία είναι 14°C. Οι μέσες μηνιαίες θερμοκρασίες προσεγγίζουν τους 5°C το χειμώνα (Δεκέμβριος) και τους 24°C το καλοκαίρι (Ιούλιος).

Ο μετεωρολογικός σταθμός (N: 40° 03' 27.5'', E: 20° 39' 14.3''), είναι εγκατεστημένος εντός της ευρύτερης επιφάνειας περίφραξης, σε υψόμετρο 564 m και, συγκεκριμένα, εντός της περιοχής βόσκησης από μηρυκαστικά (κυρίως ελάφια). Αποτελείται από μία κεντρική μονάδα και έναν ιστό (mast). Η κεντρική μονάδα του σταθμού βρίσκεται εντός περιφραγμένης υπο-επιφάνειας για λόγους προστασίας. Περίφραξη υπάρχει και γύρω από τον ιστό.

Η κεντρική μονάδα του σταθμού έχει τοποθετηθεί σε ανοικτή θέση (έξω από τις συστάδες), αποτελείται από ένα τρίποδα ύψους 3 m, που συνδέεται με τον ιστό και είναι τοποθετημένος μέσα στις συστάδες μέσω ενός καναλιού συνολικού μήκους 10 m. Η απόσταση μεταξύ κεντρικής μονάδας (τρίποδα) και ιστού είναι 7-8 m. Ο ιστός αποτελείται από ξύλινη ράβδο ύψους 1.5 m.

Στην περιφραγμένη επιφάνεια τοποθέτησης του ιστού είναι εγκατεστημένος μέσω του καναλιού ένας αισθητήρας φωτοσυνθετικά ενεργού ακτινοβολίας (PAR sensor), εγκατεστημένος επάνω στον ιστό (σε ύψος ακριβώς 1 m από την επιφάνεια του εδάφους). Με τον ίδιο τρόπο έχουν μεταφερθεί στην περιφραγμένη επιφάνεια τοποθέτησης του ιστού 3 εξωτερικοί αισθητήρες θερμοκρασίας 12-bit (με καλώδιο μήκους 17 m ο καθένας): α) ένας εντός του εδάφους, β) ένας πάνω στην επιφάνεια του εδάφους και γ) ένας πάνω στον ιστό (δηλαδή σε ύψος 1 m από την επιφάνεια του εδάφους) (Εικόνα 4).



Εικόνα 4. Μετεωρολογικός σταθμός και αισθητήρες μέτρησης κλιματικών παραμέτρων στην περιοχή μελέτης

Figure 4. Meteorological station and sensors of climatic parameters in the study area

Επάνω στον τρίποδα (ύψους 3 m) είναι εγκατεστημένα με τη βοήθεια βραχιόνων και σταθμών στήριξης των αισθητήρων: α) το καταγραφικό κουτί του σταθμού (HOBO Weather Station logger box), β) το προστατευτικό κουβούκλιο ηλιακής ακτινοβολίας (solar radiation shield) εντός του οποίου είναι τοποθετημένος ο αισθητήρας μέτρησης θερμοκρασίας και σχετικής υγρασίας, γ) ο αισθητήρας μέτρησης βροχόπτωσης (Rain gauge βροχόμετρο) (Rain gauge smart sensor, με καλώδιο μήκους 6 m), μέσα σε περικάλυμμα και συλλέκτη αλουμινίου στην κορυφή του τρίποδα, δ) το πυρανόμετρο πυριτίου (Silicon pyranometer), ε) αισθητήρας μέτρησης θερμοκρασίας και σχετικής υγρασίας (T/RH sensor εντός του κουβούκλιου ακτινοβολίας, με καλώδιο μήκους 2 m), στ) ο αισθητήρας μέτρησης της φωτοσυνθετικά ενεργής ακτινοβολίας (PAR

Photosynthetic Active Radiation) με καλώδιο μήκους 3 m και ζ) ένας αισθητήρας μέτρησης εδαφικής υγρασίας (soil moisture sensor) τοποθετημένος εντός του εδάφους (μέσα στην περιφραγμένη επιφάνεια τοποθέτησης του τρίποδα και σε απόσταση περίπου 1.5 m από τον κεντρικό άξονα του τρίποδα).

Στην επιφάνεια τοποθέτησης του ξύλινου ιστού ύψους 1.5 m εγκαταστάθηκαν: α) μια (1) στάθμη ιστού (Mast level), β) ένας (1) αισθητήρας μέτρησης εδαφικής υγρασίας (Soil moisture smart sensor) με καλώδιο μήκους 3 m και καλώδιο επέκτασης μήκους 5 m, γ) τρεις (3) εξωτερικοί αισθητήρες θερμοκρασίας (Temperature sensors) 12-bit με καλώδιο μήκους 17 m ο καθένας (ένας εντός του εδάφους, ένας πάνω στην επιφάνεια του εδάφους, ένας πάνω στον ιστό, δηλαδή σε ύψος 1 m από την επιφάνεια του εδάφους), δ) αισθητήρας μέτρησης της φωτοσυνθετικά ενεργής ακτινοβολίας (PAR sensor), ε) ένα καλώδιο επέκτασης μήκους 10 m.

Η λήψη των δεδομένων στο πεδίο πραγματοποιήθηκε με τη βοήθεια συσκευών μετατροπής Sensor communication adaptors (KeySpan adaptor) και με το λογισμικό Box Car Pro 4.3 software for Windows. Στον Πίνακα 1 φαίνονται οι παράμετροι που μετρήθηκαν από το μετεωρολογικό σταθμό μέσα και έξω από τις συστάδες, καθώς και οι μονάδες μέτρησης τους.

Πίνακας 1. Παράμετροι που μετρούνταν από το μετεωρολογικό σταθμό

Table 1. Parameters recorded by the meteorological station

Παράμετροι μέτρησης σταθμού παρακολούθησης κλιματικών δεδομένων	
Μέσα στις συστάδες	Έξω από τις συστάδες
1. Φωτοσυνθετικά ενεργή ηλιακή ακτινοβολία (uE)	5. Βροχόπτωση (ύψος σε mm)
2. Θερμοκρασία (°C) εντός του εδάφους σε βάθος 5 cm	6. Φωτοσυνθετικά ενεργή ηλιακή ακτινοβολία (uE)
3. Θερμοκρασία (°C) επάνω στην επιφάνεια του εδάφους	7. Θερμοκρασία αέρα (°C)
4. Θερμοκρασία (°C) σε ύψος 1 m από την επιφάνεια του εδάφους	8. Σχετική υγρασία αέρα (%)
	9. Εδαφική υγρασία (m ³ /m ³)
	10. Ηλιακή ακτινοβολία (Ισχύς ανά μονάδα εμβαδού: W/m ²)

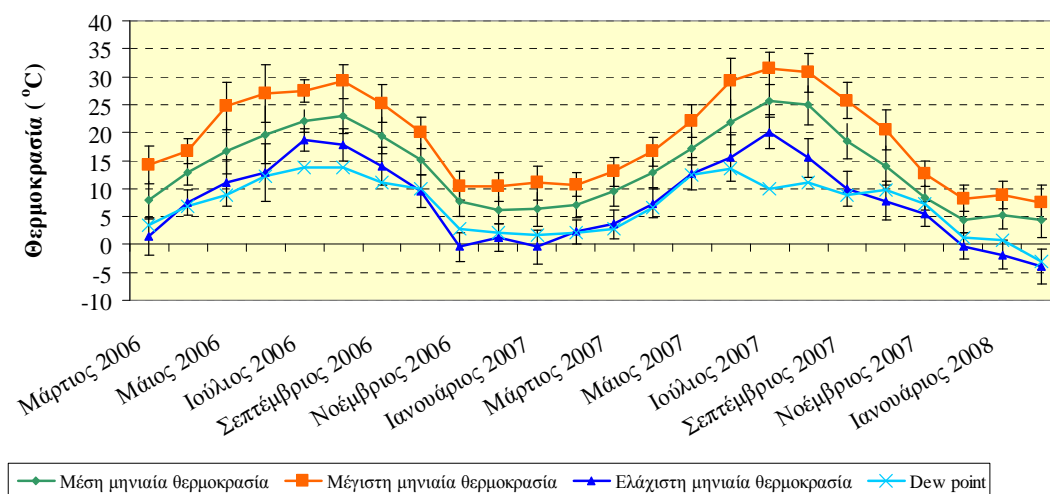
Ελάμβανα τα δεδομένα που καταγράφονταν από το σύστημα του μετεωρολογικού σταθμού (Sampling interval: 10 sec, Logging interval: 5 min) στο πεδίο με τη βοήθεια του λογισμικού. Μετά τη λήψη έθετα σε λειτουργία εκ νέου το μετεωρολογικό σταθμό μέχρι την επόμενη επίσκεψη. Στη συνέχεια, εξήγαγα τα πρωτογενή δεδομένα από το πρόγραμμα σε αρχείο Excel (Export Excel Spreadsheet) ώστε να προχωρώ στην επεξεργασία τους. Εκτός από τα πρωτογενή δεδομένα εξήγαγα (Series-Filter) τους μέσους όρους των

ημερησίων τιμών των παραμέτρων. Για την κατασκευή των διαγραμμάτων που δείχνουν τη διακύμανση των τιμών των διαφόρων παραμέτρων χρησιμοποιήσα το Excel, για τους πρόσθετους υπολογισμούς που κρίθηκαν απαραίτητοι για την καλύτερη επεξεργασία των δεδομένων.

Για τα δεδομένα ακτινοβολίας και βροχόπτωσης υπολογίστηκαν τα αθροίσματα των τιμών (sum, άθροισμα ημέρας). Για τα δεδομένα της θερμοκρασίας υπολογίστηκαν οι μέσες (average), ελάχιστες (min), μέγιστες (max) τιμές και οι τυπικές αποκλίσεις (stdev). Για τη σχετική υγρασία και την εδαφική υγρασία υπολογίστηκαν οι μέσοι όροι (average). Το Dew Point αποτελεί υπολογισμό που ισούται με το πηλίκο της μέσης θερμοκρασίας προς την υγρασία. Όλοι οι υπολογισμοί πραγματοποιήθηκαν για τις μηνιαίες τιμές των παραμέτρων.

Η εποχιακή διακύμανση της θερμοκρασίας αλλά και της σχετικής υγρασίας σε σχέση με τη θερμοκρασία φαίνεται στις Εικόνες 5 και 6 αντίστοιχα, για την περίοδο 2006-2008 (στην οποία ελήφθησαν συνεχή δεδομένα). Η θερμοκρασία αυξάνεται από το Μάρτιο και παραμένει υψηλή μέχρι τον Αύγουστο. Από Σεπτέμβριο ελαττώνεται και παραμένει χαμηλή μέχρι το Φεβρουάριο. Η σχετική υγρασία αυξάνεται από το Σεπτέμβριο και παραμένει υψηλή μέχρι το τέλος της άνοιξης.

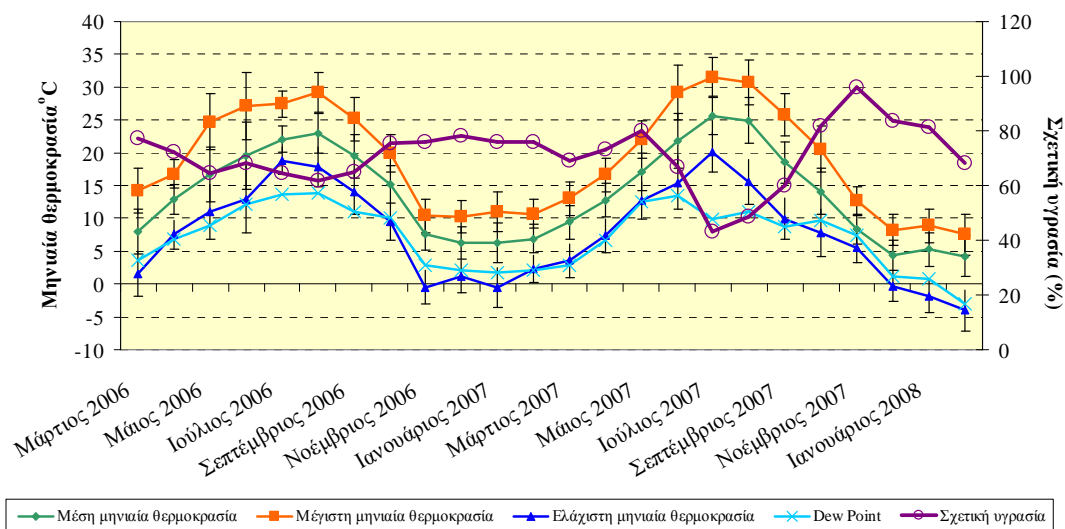
Μηνιαία θερμοκρασία στην περιοχή του Μπουραζανίου



Εικόνα 5. Διάγραμμα διακύμανσης της μέσης μηνιαίας θερμοκρασίας κατά την περίοδο 2006-2008 στην περιοχή μελέτης

Figure 5. Mean monthly temperatures fluctuation during two-year period (2006-2008) in the study area

Μηνιαία θερμοκρασία - Σχετική υγρασία

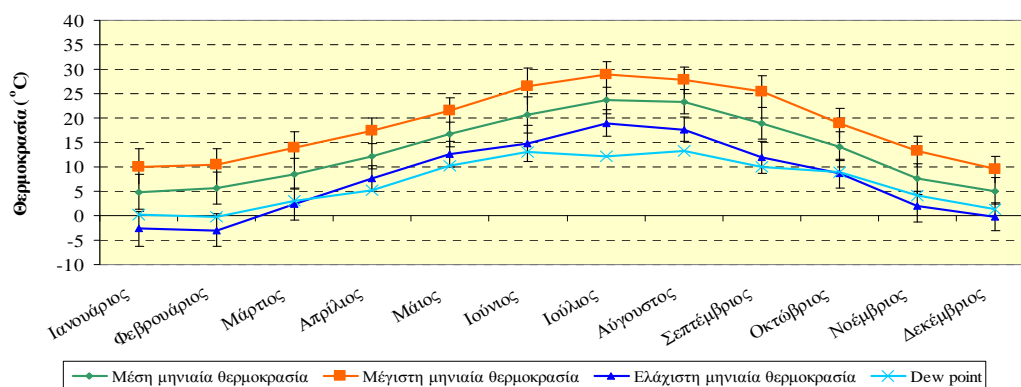


Εικόνα 6. Διάγραμμα διακύμανσης της μέσης μηνιαίας θερμοκρασίας σε σχέση με τη σχετική υγρασία κατά την περίοδο 2006-2008 στην περιοχή μελέτης

Figure 6. Mean monthly temperatures fluctuation in relation to relative humidity during two-year period (2006-2008) in the study area

Η μέγιστη τιμή μέσης μηνιαίας θερμοκρασίας για το διάστημα της πενταετούς έρευνας (2004-2008) σημειώθηκε τον Ιούλιο (24°C) και η αντίστοιχη ελάχιστη μέση μηνιαία τιμή σημειώθηκε τους μήνες Δεκέμβριο και Ιανουάριο (5°C) (Εικόνα 7). Η χαμηλότερη μέση ελάχιστη μηνιαία θερμοκρασία σημειώθηκε το Φεβρουάριο (-3°C) και η αντίστοιχη υψηλότερη τον Ιούλιο (29°C).

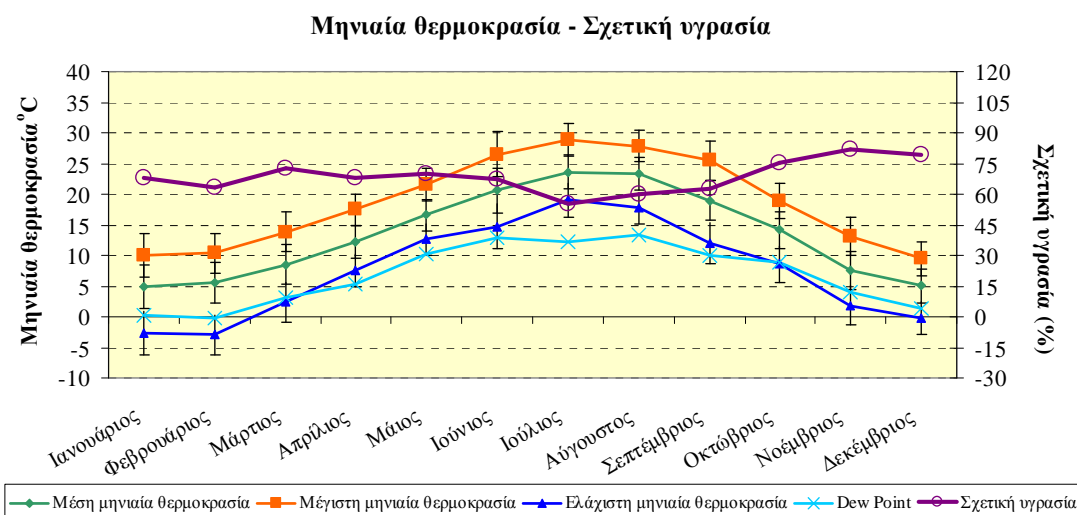
Μηνιαία θερμοκρασία στην περιοχή του Μπουραζανίου



Εικόνα 7. Η μέση μηνιαία θερμοκρασία για την περίοδο έρευνας 2004-2008 στην περιοχή μελέτης

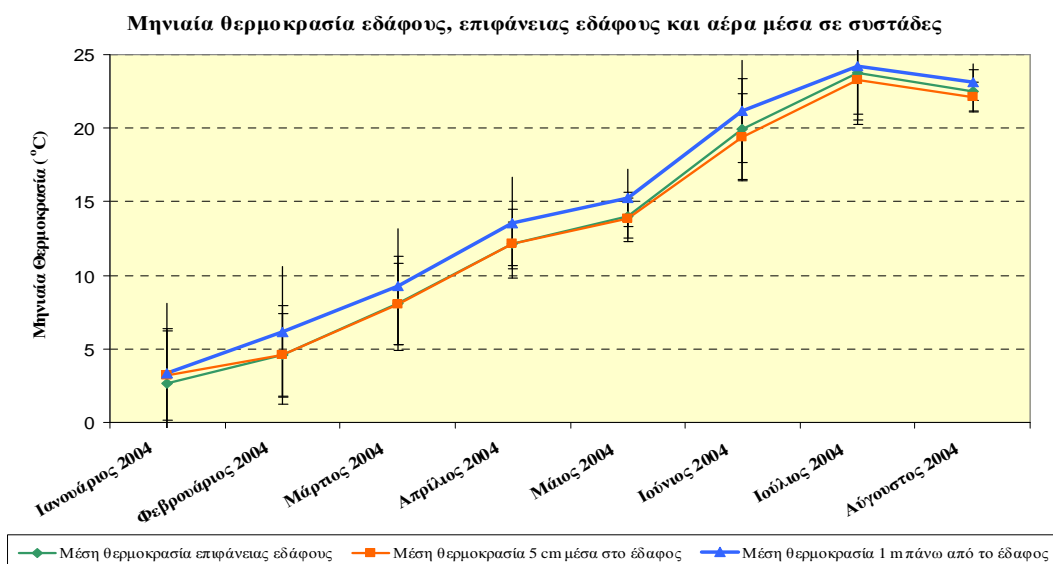
Figure 7. Mean monthly temperatures during the research period (2004-2008) in the study area

Για την ίδια χρονική περίοδο, η σχετική υγρασία κυμάνθηκε από 55% (Ιούλιος) μέχρι 82% (Νοέμβριος). Από τα μέσα Ιουνίου μέχρι τις αρχές Σεπτεμβρίου η σχετική υγρασία παρουσιάζει τα χαμηλότερα ποσοστά, ενώ σημειώνονται οι μεγαλύτερες μέσες μηνιαίες θερμοκρασίες (Εικόνα 8).



Εικόνα 8. Η μέση μηνιαία θερμοκρασία σε σχέση με τη σχετική υγρασία για την περίοδο έρευνας 2004-2008 στην περιοχή μελέτης

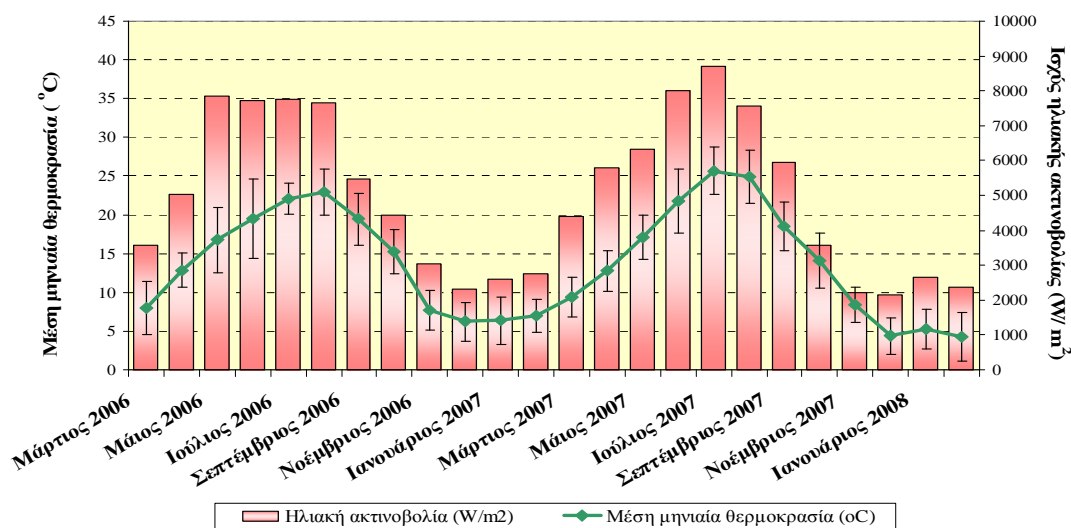
Figure 8. Mean monthly temperatures in relation to relative humidity during the research period (2004-2008) in the study area



Εικόνα 9. Η μέση μηνιαία θερμοκρασία του εδάφους (5 cm βάθους), της επιφάνειας του εδάφους και αέρα (1 m από την επιφάνεια του εδάφους) μέσα σε συστάδες στην περιοχή μελέτης για το 2004

Figure 9. Mean monthly temperatures of soil surface, soil depth 5 cm and air (height 1 m from the surface) under forest shade in the study area during 2004

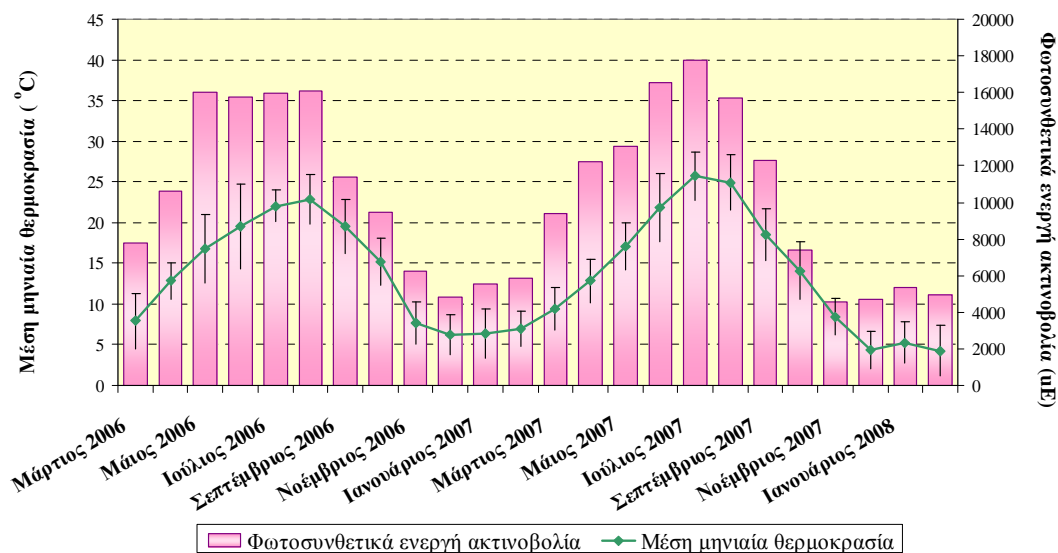
Μέση μηνιαία θερμοκρασία αέρα και ηλιακή ακτινοβολία



Εικόνα 10. Διάγραμμα διακύμανσης της ηλιακής ακτινοβολίας σε σχέση με τη μέση μηνιαία θερμοκρασία κατά την περίοδο 2006-2008 στην περιοχή μελέτης

Figure 10. Solar radiation fluctuation in relation to mean monthly temperature during two-year period (2006-2008) in the study area

Μέση μηνιαία θερμοκρασία αέρα και Φωτοσυνθετικά ενεργή ακτινοβολία (PAR)



Εικόνα 11. Διάγραμμα διακύμανσης της φωτοσυνθετικά ενεργής ηλιακής ακτινοβολίας σε σχέση με τη μέση μηνιαία θερμοκρασία κατά την περίοδο 2006-2008 στην περιοχή μελέτης

Figure 11. Photosynthetically Active Radiation fluctuation in relation to mean monthly temperature during two-year period (2006-2008) in the study area

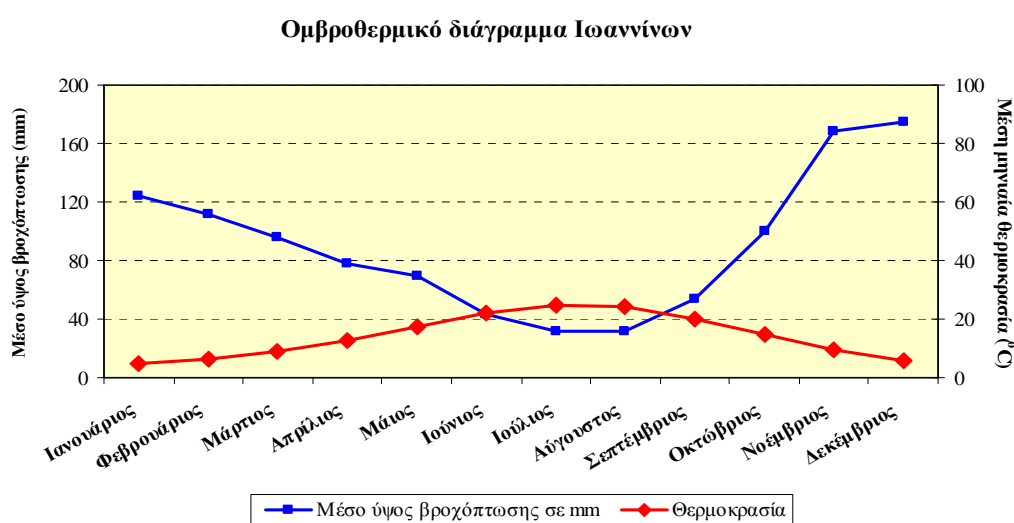
Μέσα στις συστάδες η μέση μηνιαία θερμοκρασία σε βάθος εδάφους 5 cm δεν διαφέρει από τη μέση μηνιαία θερμοκρασία στην επιφάνεια του εδάφους. Η θερμοκρασία αέρα μέσα στις συστάδες και σε ύψος 1 m πάνω από την επιφάνεια του εδάφους έχει μέσες τιμές μεγαλύτερες από τις θερμοκρασίες εδάφους (Εικόνα 9). Η θερμοκρασία των επιφανειακών στρωμάτων του εδάφους ακολουθεί σχεδόν τη μεταβολή της θερμοκρασίας του αέρα (Αλιφραγκής 2008).

Όπως φαίνεται από τα διαγράμματα (Εικόνες 10 και 11) διακύμανσης της ηλιακής ακτινοβολίας και της φωτοσυνθετικά ενεργής ηλιακής ακτινοβολίας, μέχρι το μήνα Απρίλιο που ξεκινάει το φύλλωμα, η ηλιακή ακτινοβολία και η φωτοσυνθετικά ενεργή ακτινοβολία έχουν ελάχιστες τιμές μεταξύ Οκτωβρίου και Μαρτίου. Αυξάνονται απότομα από τον Απρίλιο μέχρι και τον Αύγουστο. Από τον Απρίλιο και μετά ακολουθεί η περίοδος που αρχίζουν να εμφανίζονται τα αρτίβλαστα στο πεδίο.

2.3.3 Ομβροθερμικό και βιοκλιματικό διάγραμμα

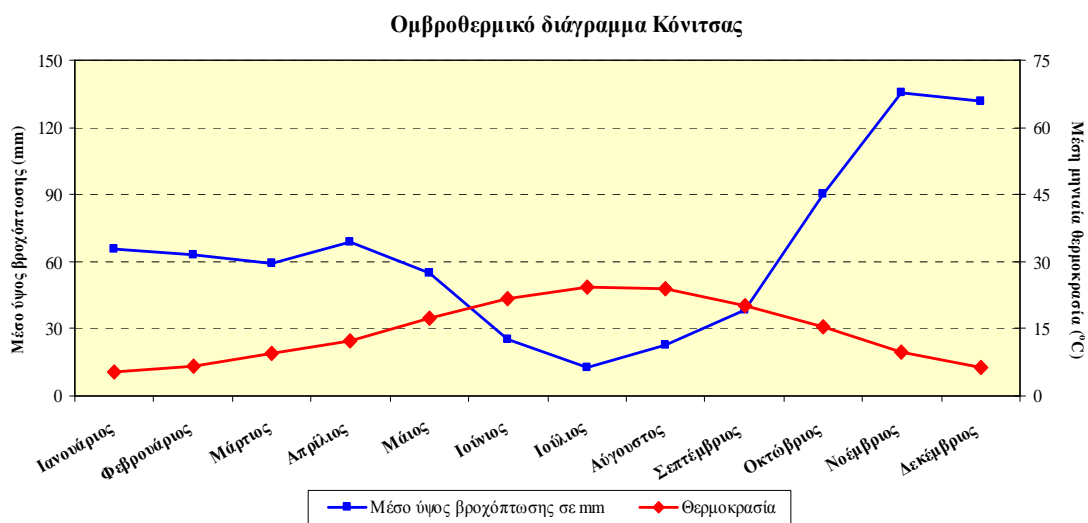
2.3.3 Ombrothermic and bioclimatic diagram

Τα ομβροθερμικά διαγράμματα για τις περιοχές των Ιωαννίνων, της Κόνιτσας και του Μπουραζανίου κατασκευάστηκαν με τη μέθοδο των Bagnouls-Gaussen (1953) με βάση τις τιμές των μέσων μηνιαίων θερμοκρασιών και τα αντίστοιχα ύψη βροχόπτωσης. Η διάρκεια της ξηρής περιόδου προσδιορίστηκε από την κοινή τομή των γραμμών θερμοκρασίας και βροχοπτώσεων, που ορίζει η συνθήκη $P \leq 2t$ (Μαυρομάτης 1980).

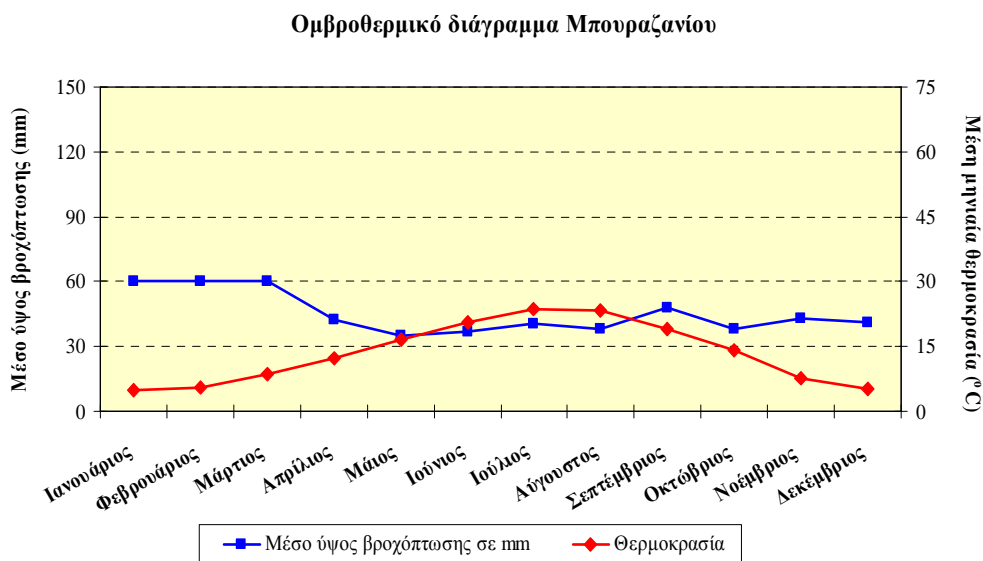


Εικόνα 12. Ομβροθερμικό διάγραμμα του μετεωρολογικού σταθμού Ιωαννίνων για την περίοδο 1956-1997

Figure 12. Ombrothermic diagram of Ioannina meteorological station for the period 1956-1997



Εικόνα 13. Ομβροθερμικό διάγραμμα του μετεωρολογικού σταθμού Κόνιτσα για την περίοδο 1975-1997
Figure 13. Ombrothermic diagram of Konitsa meteorological station for the period 1975-1997



Εικόνα 14. Ομβροθερμικό διάγραμμα του μετεωρολογικού σταθμού Μπουραζανίου για την περίοδο έρευνας 2004-2008 στην περιοχή μελέτης
Figure 14. Ombrothermic diagram of Bourazani meteorological station during the research period (2004-2008) in the study area

Η ξηροθερμική περίοδος στα Ιωάννινα διαρκεί από τον Ιούνιο μέχρι και τον Αύγουστο (Εικόνα 12). Η ξηροθερμική περίοδος στην Κόνιτσα διαρκεί από τον Ιούνιο μέχρι τα μέσα Σεπτεμβρίου (Εικόνα 13). Η αντίστοιχη ξηροθερμική περίοδος στην περιοχή του Μπουραζανίου διαρκεί από το τέλος Μαΐου μέχρι και τον Αύγουστο (Εικόνα 14). Η

κατασκευή του ομβροθερμικού διαγράμματος για την περιοχή του Μπουραζανίου βασίστηκε σε δεδομένα θερμοκρασίας πέντε ετών.

Ο ξηροθερμικός δείκτης για κάθε μήνα της ξηρής περιόδου υπολογίζεται από τον τύπο:

$$X_m = \frac{\{J_m - (J_p + J_{rb})\}}{2} fh$$

όπου J_m ο συνολικός αριθμός ημερών του μήνα, J_p οι ημέρες βροχής του μήνα, J_{rb} οι ημέρες δρόσου του μήνα, fh ο συντελεστής σχετικής υγρασίας (που ορίζεται με βάση τη σχετική υγρασία). Ο ξηροθερμικός δείκτης της ξηρής περιόδου x είναι το άθροισμα των ξηροθερμικών δεικτών ΣX_m των ξηρών μηνών κατά τη διάρκεια της ξηρής περιόδου.

Για την περιοχή της Κόνιτσας ο δείκτης ΣX_m ισούται με 35 και για την περιοχή των Ιωαννίνων ο δείκτης ισούται με 32 (τιμές παραμέτρων για τον υπολογισμό των δεικτών παρατίθενται στο παράρτημα). Συνεπώς, και η περιοχή των Ιωαννίνων και η περιοχή της Κόνιτσας χαρακτηρίζονται από υπο-Μεσογειακό βιοκλίμα.

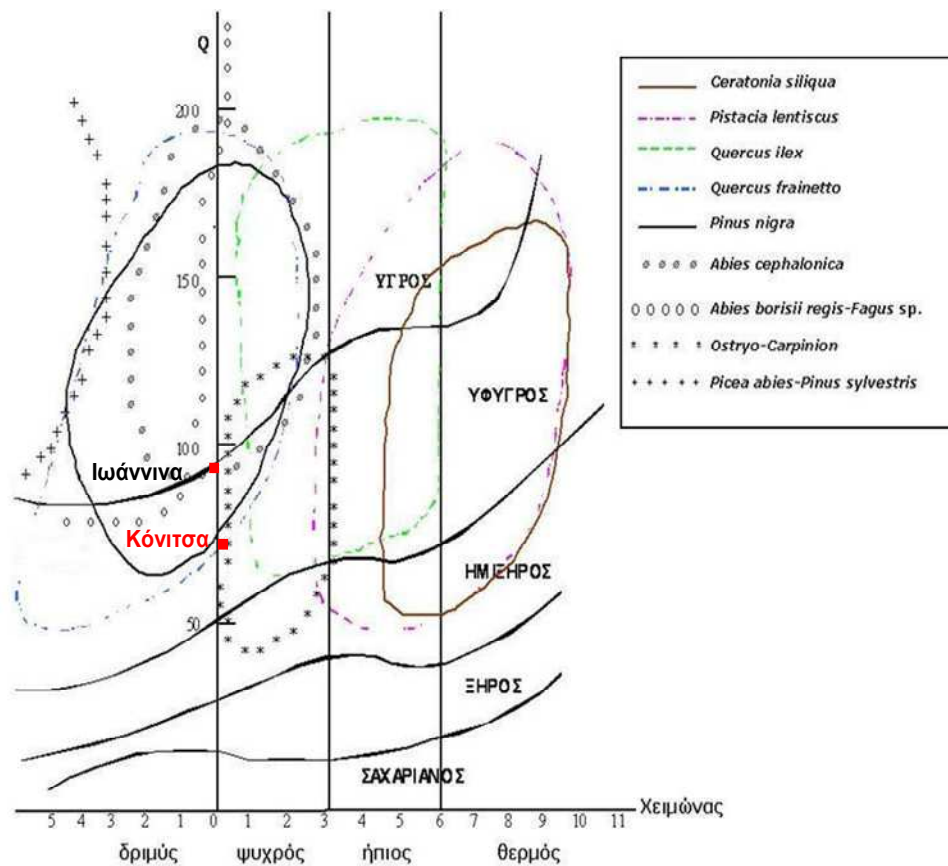
Η έννοια του βιοκλιματικού ορόφου ανταποκρίνεται στην κατακόρυφη διαδοχή του βιοκλίματος στην οποία οφείλεται και η κατακόρυφη διαδοχή της βλάστησης (Μαυρομμάτης 1980). Ο υπο-Μεσογειακός χαρακτήρας του βιοκλίματος αποτελεί μετάβαση από το μεσογειακό βιοκλίμα προς άλλα ηπειρωτικά μεσευρωπαϊκού χαρακτήρα βιοκλίματα και είναι το κύριο βιοκλίμα των θερμόφιλων υπο-ηπειρωτικών φυλλοβόλων. Χαρακτηρίζει την ανώτερη ορεινή ζώνη της Ηπείρου.

Η τοποθέτηση των περιοχών (Κόνιτσα και Ιωάννινα) σε βιοκλιματικούς ορόφους πραγματοποιήθηκε με τη βοήθεια του κλιματικού διαγράμματος των Emberger-Sauvage (Εικόνα 15). Στην Εικόνα 15, τα όρια των βιοκλιματικών ορόφων καθορίζονται από τις καμπύλες γραμμές. Ο τύπος του Emberger (1930) με βάση τον οποίο τοποθετήθηκαν οι περιοχές της Κόνιτσας και των Ιωαννίνων σε βιοκλιματικούς ορόφους βασίζεται στο

βιοκλιματικό συντελεστή ή βροχοθερμικό πηλίκο Q_2 : $Q_2 = \frac{2000 \times P}{M^2 - m^2}$, όπου P η ετήσια βροχόπτωση σε mm, M η μέση τιμή των μέγιστων τιμών του θερμότερου μήνα, m η μέση τιμή των ελαχίστων τιμών του ψυχρότερου μήνα (Μαυρομμάτης 1980).

Τα Ιωάννινα (βροχοθερμικό πηλίκο 87.7) κατατάσσονται στον υγρό (-ύφυγρο) βιοκλιματικό όροφο με χειμώνα δριμύ. Η Κόνιτσα (βροχοθερμικό πηλίκο 63.9) κατατάσσεται στον ύφυγρο βιοκλιματικό όροφο με χειμώνα (δριμύ-) ψυχρό και ανήκει στην περιοχή εξάπλωσης της πλατύφυλλης δρυός (*Quercus frainetto*) και της *Ostrya-Carpinion*. Ο χαρακτηρισμός πραγματοποιήθηκε με βάση το Μαυρομμάτη (1980). Ο

ύφυγρος βιοκλιματικός όροφος με χειμώνα ψυχρό, κατά το Μαυρομμάτη (1980), είναι ο όροφος δύο τύπων κλιματικών διαπλάσεων: υγρο-ψυχροβιότερη υπομεσογειακή διάπλαση των θερμόφιλων υπο-ηπειρωτικών φυλλοβόλων δρυών (*Quercus pubescens*, *Q. frainetto*, *Q. cerris*) και η υπομεσογειακή διάπλαση της Ostryo-Carpinion είτε με μεταβατικές όψεις της *Quercetum confertae* (*Pistacia terebinthus*, *Cotinus coggygia*, *Cercis siliquastrum*), είτε με μεταβατικές όψεις προς διαπλάσεις με *Quercus frainetto* και *Q. cerris*.



Εικόνα 15. Κλιματικό διάγραμμα κατά Emberger-Sauvage και βιοκλιματικοί χαρακτήρες των μετεωρολογικών σταθμών Κόνιτσας και Ιωαννίνων (Μαυρομμάτης 1980)

Figure 15. Climatic diagram of Emberger-Sauvage and bioclimatic character of Konitsa and Ioannina (Μαυρομμάτης 1980)

2.4 Γεωλογία

2.4 Geology

Το τοπίο της Ηπείρου είναι κυρίως καρστικό και πολύ τεκτονικό (King et al. 1994). Τα συχνά τεκτονικά περιστατικά, αν και πολύ περιορισμένης κλίμακας, έχουν καταστρέψει

σταδιακά μεγάλο μέρος της σταθερότητας του υπεδάφους, οδηγώντας σε τοπική διάβρωση, σε σχηματισμό ρεμάτων και άγονων περιοχών και σε ξαφνική εμφάνιση ανοιγμάτων σε αγρούς εξαιτίας κατολισθήσεων (Van der Leeuw 2004).

Η πρεμνοφυής δασική έκταση της περιοχής μελέτης καλύπτει παλαιογενή ψαμμιτικό φλύσχη και κατά τόπους ασβεστόλιθο. Από γεωτεκτονική άποψη η περιοχή εντάσσεται στο σύστημα ορέων Αδριατικής-Ιονίου και Ωλωνού-Πίνδου. Ο φλύσχος καλύπτει το 10% της έκτασης της Ελλάδας.

Ο ασβεστόλιθος είναι ανθρακικό πέτρωμα που ανήκει στα χημικά και βιογενή ιζηματογενή πετρώματα (Αλιφραγκής 2008) και σχηματίζεται στο βυθό των θαλασσών με την απόθεση σκελετών οργανισμών, φυτικών υπολειμμάτων και με την καθίζηση του διαλυμένου στο νερό ανθρακικού ασβεστίου (Παπαμίχος 1996). Οι ασβεστόλιθοι έχουν πολύ μεγάλη εξάπλωση στην Ελλάδα. Οι σκληροί ασβεστόλιθοι δίνουν εδάφη αβαθή, σκελετικά, καρστικής μορφής, πολύ φτωχά σε θρεπτικά στοιχεία (Παπαμίχος 1996).

Ο φλύσχος είναι γεωλογικός σχηματισμός και όχι ομοιογενές πέτρωμα (Παπαμίχος 1996) που κατατάσσεται στα κλαστικά ιζηματογενή πετρώματα. Σχηματίστηκε στη θάλασσα και αποτελείται από επάλληλες στρώσεις μάργας και πηλολίθων, που εναλλάσσονται με κροκαλοπαγή και ψαμμίτες (Αλιφραγκής 2008). Στον Ελλαδικό χώρο ο φλύσχος ποικίλει σε ηλικία σχηματισμού και καταλαμβάνει ένα μεγάλο μέρος της δυτικής Ελλάδας (Παπαμίχος 1996). Στις δυτικές περιοχές της χώρας έχει μικρότερη ηλικία γιατί η απόθεση των υλικών γινόταν κατά τη σταδιακή ορογένεση, που άρχισε από τα ανατολικά προς τα δυτικά (Αλιφραγκής 2008). Στη ζώνη Ωλωνού-Πίνδου, που επεκτείνεται ανατολικότερα (Παπαμίχος 1996), διακρίνονται δύο ορίζοντες φλύσχη, ο πρώτος αποτελείται από εναλλαγές πηλόλιθων, ψαμμιτών, μαργών, λατυποπαγών και ασβεστόλιθων και σχηματίστηκε στην Κάτω Κρητιδική γεωλογική περίοδο, ενώ ο δεύτερος ορίζοντας αποτελείται από εναλλαγές κροκαλοπαγών, ψαμμιτών, μάργων και ασβεστόλιθων και είναι ο αντιπροσωπευτικότερος τύπος φλύσχη που σχηματίστηκε στην Κάτω Ολιγοκαινική περίοδο. Ο φλύσχος της Αδριατικοϊόνιας ζώνης αποτελείται από επάλληλα στρώματα ψαμμίτη, αργιλικού σχιστόλιθου, μαργών και κροκαλοπαγών και έχει συνολικό πάχος έως και 2000 m (Αλιφραγκής 2008).

Η ευρύτερη περιοχή της Κόνιτσας στηρίζεται σε φλύσχη της ζώνης Ωλωνού-Πίνδου (Παλαιόκαινο-Ηώκαινο), που στο σύνολο του είναι άτυπος. Ο φλύσχος αποτελείται από εναλλαγές λεπτοστρωματωδών, πλακωδών ψαμμιτών και μικροκροκαλοπαγών με αμμούχες μάργες. Οι ψαμμίτες είναι λεπτόκοκκοι μέχρι χονδρόκοκκοι και έχουν χρώμα

σταχτί ανοιχτό ενώ οι αμμούχες μάργες έχουν χρώμα χακί. Κατά θέσεις στα ιζήματα του φλύσχη παρεμβάλλονται μαύροι κλαστικοί ασβεστόλιθοι πολύ μικρού πάχους πλούσιοι σε απολιθώματα (τρηματοφόρα και φύκη). Μέσα στο φλύσχη διακρίθηκαν τρεις λιθολογικές ενότητες: ασβεστόλιθοι, ανώτερα κροκαλοπαγή και κατώτερα κροκαλοπαγή (IGME 1987).

Στην περιοχή του Βασιλικού ο φλύσχη (ηλικίας από το Μαιστρίχτιο ως το Ανώτερο Ηώκαινο) συνίσταται από αμμούχες μάργες κυανού ή φαιοκίτρινου χρώματος που εναλλάσσονται με λεπτόκοκκους ψαμμίτες. Κατά θέσεις επικρατεί το ψαμμιτικό ή μαργαϊκό στοιχείο (IGME 1973).

Από την άποψη της πετρογραφίας, το μητρικό υλικό στην περιοχή του Βασιλικού συγκροτείται από σκληρούς ασβεστόλιθους (IGME, HMGS, Forest Service 1991). Συγκεκριμένα, το 40% της έκτασης του Βασιλικού συνίσταται από κολλούβια ασβεστόλιθων, κώνους αποθέσεων από μικτό φλύσχη και σκληρούς ασβεστόλιθους, ενώ το 30% είναι βραχώδες. Το υπόλοιπο 30% αποτελείται από κολλούβια ασβεστόλιθων (20%), κολλούβια φλύσχη και ασβεστόλιθων (10%), φλύσχη (10%), αλλούβια (10%), τριτογενείς αποθέσεις, κώνους αποθέσεων (20%), μικτό φλύσχη και σκληρούς ασβεστόλιθους σε βόρειες (10%) και νότιες (20%) εκθέσεις (IGME, HMGS, Forest Service 1991).



Εικόνα 16. Εδάφη σε φλύσχη στην περιοχή μελέτης

Figure 16. Soils on flysch in the study area

Το μητρικό υλικό στην «Πλάκα Θαμμένη» αποτελείται από μικτό φλύσχη (Εικόνα 16) και σκληρούς ασβεστόλιθους (90% σε βόρειες εκθέσεις και 10% σε νότιες εκθέσεις). Το 90% του μητρικού υλικού αποτελείται από τριτογενείς αποθέσεις. Επίσης το μητρικό υλικό συντίθεται από κολλούβια φλύσχη και ασβεστόλιθων (70%) κώνους αποθέσεων

(60%), κολλούβια ασβεστόλιθων (30%) και αλλούβια (40%) (IGME, HMGS, Forest Service 1991).

2.5 Έδαφος

2.5 Soil

Τα εδάφη της περιοχής μελέτης είναι ελαφρώς όξινα και η δομή τους είναι άργιλοπηλώδης ως αργιλώδης (Tsaliki et al. 2005, Chaideftou et al. 2007). Τα εδάφη είναι καφέ με ποικίλα βάθη ανάλογα με την τοπογραφία, ενώ όταν ο φλύσχος αντικαθίσταται από ασβεστόλιθο, τότε τα εδάφη είναι αβαθή (IGME 1973).

Στην περιοχή του Βασιλικού και της «Πλάκας Θαμμένης» τα εδάφη παρουσιάζουν μέτρια ή καμία χαραδρωτική διάβρωση (IGME, HMGS, Forest Service 1991). Στο Βασιλικό τα εδάφη είναι βραχώδη και αβαθή, ενώ στην «Πλάκα Θαμμένη» τα εδάφη είναι υγρά (HAGS 1970), βαθιά (50% της έκτασης) ή αβαθή (50%) (IGME, HMGS, Forest Service 1991). Στη Γέφυρα Μπουραζάνι το 70% είναι βαθιά εδάφη και το υπόλοιπο 30% είναι βραχώδες (IGME, HMGS, Forest Service 1991).

Ο φλύσχος της Αδριατικοϊόνιας ζώνης δίνει εδάφη μέτρια μέχρι βαριά, πηλώδη μέχρι αργιλώδη, με ελαφρά όξινη μέχρι όξινη αντίδραση, πλούσια σε βάσεις. Είναι γενικά ξηρά λόγω του μικρού βάθους και της μικρής υδατοδιαπερατότητας του πετρώματος και είναι πολύ ευαίσθητα στη χρήση τους. Αυτά τα εδάφη είναι αβαθή, διαβρώνονται εύκολα όταν απομακρυνθεί η βλάστηση, έχουν λεπτή μηχανική σύσταση και μικρή διαπερατότητα από το νερό που συνεπάγεται τις επιφανειακές απορροές, τις έντονες χαραδρωτικές και επιφανειακές διαβρώσεις και βαθιές ολισθήσεις. Ο φλύσχος της ζώνης Ωλωνού-Πίνδου δίνει εδάφη βαθιά, ελαφρότερα και σταθερά με καλή υδατοδιαπερατότητα που αποθηκεύουν περισσότερο νερό. Επάνω στο φλύσχη της ζώνης Ωλωνού-Πίνδου δημιουργούνται καλύτερες συνθήκες δασικής εκμετάλλευσης (Παπαμίχης 1996).

Όσον αφορά την ποιότητα του εδάφους, σημαντικό ρόλο παίζουν οι φυσικές και οι χημικές του ιδιότητες. Η κοκκομετρική σύσταση επηρεάζει τη συγκράτηση, τη μετακίνηση του νερού και των θρεπτικών στοιχείων και τον αερισμό του εδάφους. Από το βάθος του εδάφους και του επιφανειακού ορίζοντα καθορίζεται η ποσότητα του νερού και των θρεπτικών και η αντίσταση του εδάφους στη διάβρωση, ενώ από την ικανότητα συγκράτησης του νερού επηρεάζεται ο εφοδιασμός των φυτών με νερό και η διαβρωσιμότητα του εδάφους. Η συμπίεση του εδάφους επηρεάζει τον αερισμό και την

ανάπτυξη του ριζικού συστήματος και η διαβρωσιμότητα επηρεάζει το βάθος του εδάφους, την ποσότητα του εδαφικού νερού και των αφομοιώσιμων θρεπτικών στοιχείων καθώς και την υποβάθμιση (Αλιφραγκής 2008).

2.5.1 Προσδιορισμός εδαφικών παραμέτρων

2.5.1 Soil parameters assessment

Για το προσδιορισμό των φυσικοχημικών ιδιοτήτων των εδαφών πραγματοποιήθηκαν δειγματοληψίες εδάφους σε δύο διαφορετικά βάθη (0-20 cm και 20-40 cm), σε δειγματοληπτικές επιφάνειες που υπόκεινται σε διαφορετικό καθεστώς διαχείρισης και στις οποίες πραγματοποιήσα και δειγματοληψίες βλάστησης. Συνολικά, οι δειγματοληψίες έγιναν σε 6 θέσεις αγριόχοιρου, σε 8 θέσεις μηρυκαστικών και σε 10 θέσεις μη βόσκησης, δηλαδή συνολικά 24 θέσεις. Εξετάστηκαν οι φυσικοχημικές ιδιότητες: α) μηχανική σύσταση, β) οξύτητα εδαφικών δειγμάτων (pH), γ) οργανική ουσία (organic matter), δ) ανθρακικό ασβέστιο (CaCO_3) και ε) ηλεκτρική αγωγιμότητα (conductivity). Σε κάθε επιφάνεια δειγματοληψίας εδάφους μετρήθηκε το ποσοστό κορεσμού του εδάφους με νερό (% εδαφική υγρασία) και καταγράφηκε η κλίση του εδάφους.

Η μηχανική σύσταση καθορίζεται από την εκατοστιαία (%) περιεκτικότητα ενός εδάφους σε άμμο, ιλύ και άργιλο. Ο προσδιορισμός της οργανικής ουσίας του εδάφους βασίζεται στη μέτρηση της εκατοστιαίας (%) περιεκτικότητας του εδάφους σε οργανικό άνθρακα. Το pH δείχνει τη συγκέντρωση των ελεύθερων ιόντων H^+ στο εδαφικό διάλυμα (οξύτητα) και σύμφωνα με τη συγκέντρωση αυτή, τα εδάφη κατηγοριοποιήθηκαν ανάλογα. Η ηλεκτρική αγωγιμότητα αποτελεί μέτρο της συγκέντρωσης των υδατοδιαλυτών αλάτων που υπάρχουν στο έδαφος. Ως εδαφική υγρασία ορίζεται η ποσότητα του εδαφικού νερού σε δεδομένη στιγμή ανά μονάδα μάζας ή όγκου ξηρού εδάφους.

Η μηχανική ανάλυση προσδιορίστηκε με την μέθοδο Bouyoucos (Αλιφραγκής 2008), η οργανική ουσία προσδιορίστηκε με βάση τον προσδιορισμό της εκατοστιαίας περιεκτικότητας του εδάφους σε οργανικό άνθρακα και έγινε με την μέθοδο της υγρής οξείδωσης, χρησιμοποιώντας ως οξειδωτικό μέσο το διχρωμικό κάλιο $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (Αλεξιάδης 1980). Το pH προσδιορίστηκε σε αιώρημα εδάφους-νερού αναλογίας 1:2,5 και με μετρήσεις με πεχάμετρο, ενώ το ανθρακικό ασβέστιο (CaCO_3) με τη μέθοδο του

ασβεστομέτρου Bernard (Andreu et al. 2001). Η ειδική ηλεκτρική αγωγιμότητα του εδάφους προσδιορίστηκε με αγωγιμόμετρο (Klute 1986).

2.5.2 Αποτελέσματα και χαρακτηρισμός των εδαφών

2.5.2 Results and soils characterization

Τα εδάφη στην περιοχή μελέτης είναι βαριά αργιλοπηλώδη και σε βαθύτερα στρώματα είναι πολύ βαριά αργιλώδη. Έχουν υψηλή περιεκτικότητα σε οργανική ουσία και υψηλή ειδική ηλεκτρική αγωγιμότητα. Είναι κυρίως ουδέτερα ως όξινα και η περιεκτικότητά τους σε CaCO_3 κυμαίνεται από φτωχή μέχρι πλούσια σε διαφορετικές θέσεις. Διαφορές μεταξύ μακροχρόνια βοσκημένων και σποραδικά βοσκημένων θέσεων έχουν εντοπιστεί κυρίως ως προς την περιεκτικότητα των εδαφών σε ανθρακικό ασβέστιο και ως προς την αντίδραση του εδάφους (pH).

Ειδικότερα, στα πρώτα 20 cm εδάφους τα εδάφη είναι πολύ βαριά αργιλώδη σε θέσεις βόσκησης από τον αγριόχοιρο. Στις θέσεις που βόσκονται από τα μηρυκαστικά και στις σποραδικά βοσκημένες θέσεις τα εδάφη είναι κυρίως βαριά αργιλοπηλώδη, ενώ σε βάθος 20-40 cm τα εδάφη είναι πολύ βαριά αργιλώδη ανεξαρτήτως βόσκησης.

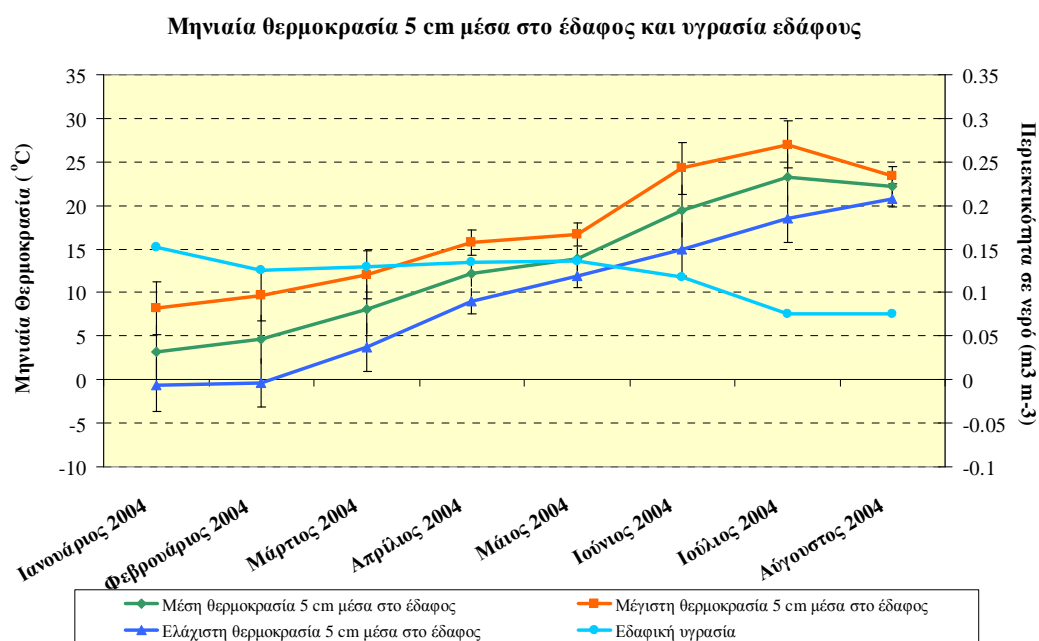
Η περιεκτικότητα σε οργανική ουσία είναι υψηλή, ανεξάρτητα από το καθεστώς βόσκησης και την εδαφική στρώση. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι το δασικό έδαφος εφοδιάζεται με αρκετά μεγάλες ποσότητες φυτικών υπολειμμάτων και στις βοσκούμενες θέσεις εμπλουτίζεται και με ζωικά υπολείμματα.

Το pH των εδαφών της περιοχής μελέτης κυμαίνεται μεταξύ 5.3 και 7.8. Γενικά, η τιμή του pH των εδαφών κυμαίνεται από 2 μέχρι 10.5 και στα ουδέτερα εδάφη οι τιμές του pH κυμαίνονται μεταξύ 6.5 και 7.5 (Αλιφραγκής 2008). Τα εδάφη στις σποραδικά βοσκημένες θέσεις της περιοχής μελέτης είναι κυρίως ελαφρώς όξινα ανεξάρτητα από το βάθος. Στις βοσκημένες θέσεις είναι ουδέτερα και μόνο στις βαθύτερες στρώσεις είναι ελαφρώς αλκαλικά στις θέσεις βόσκησης των αγριόχοιρων. Συνήθως τα όξινα εδάφη θεωρούνται μικρής γονιμότητας και παρουσιάζουν ελλείψεις βασικών θρεπτικών στοιχείων όπως τα Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} . Η οξύτητα των εδαφών γενικώς προκαλείται από την παραγωγή H^+ και από την έκπλυση των κατιόντων Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} και Na^+ από το έδαφος. Η αλκαλικότητα προκαλείται από τη διάλυση των ανθρακικών αλάτων στα κατιόντα τους (Αλιφραγκής 2008).

Τα εδάφη βάθους από 0-20 cm είναι φτωχά ως μέτρια σε ανθρακικό ασβέστιο (CaCO₃). Στα 20-40 cm των βοσκημένων από αγριόχοιρους θέσεων απαντώνται εδάφη πλούσια σε CaCO₃. Στις θέσεις που βόσκονται από μηρυκαστικά, τα εδάφη έχουν φτωχή μέχρι μέτρια περιεκτικότητα σε ανθρακικό ασβέστιο.

Τα εδάφη στην περιοχή μελέτης έχουν γενικά υψηλή ειδική ηλεκτρική αγωγιμότητα και μόνο στις σποραδικά βοσκημένες θέσεις με βάθος εδάφους 20-40 cm έχουν χαμηλή ειδική ηλεκτρική αγωγιμότητα.

Τα χαμηλότερα ποσοστά εδαφικής υγρασίας καταγράφηκαν στις θέσεις που βόσκονται από τους αγριόχοιρους και κυμαίνονται από 9.9% μέχρι 15%. Οι θέσεις που βόσκονται από μηρυκαστικά παρουσίασαν υψηλότερα ποσοστά υγρασίας, σε σχέση με τις θέσεις βόσκησης από αγριόχοιρους, που κυμαίνονται από 15.5% μέχρι 19.1%. Οι σποραδικά βοσκημένες θέσεις είχαν τα μεγαλύτερα ποσοστά εδαφικής υγρασίας, που κυμαίνονται από 10.5% μέχρι 21.7%.



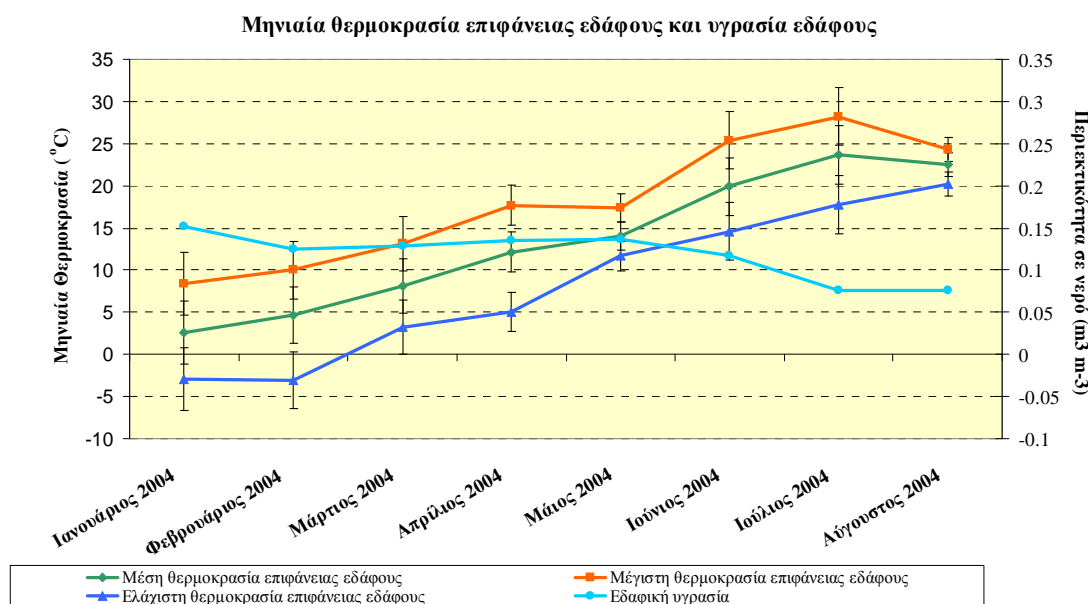
Εικόνα 17. Μέση μηνιαία θερμοκρασία εδάφους (σε βάθος 5 cm) σε σχέση με την εδαφική υγρασία (περιεκτικότητα σε νερό)

Figure 17. Mean monthly soil temperatures (5 cm depth) in relation to soil moisture (soil water content)

Οι τιμές της μέσης, ελάχιστης και μέγιστης μηνιαίας θερμοκρασίας εδάφους φαίνονται στην εικόνα 17, για χρονική περίοδο κατά την οποία ήταν δυνατή η μέτρηση (Ιανουάριος-Αυγουστος 2004). Στην εικόνα 18 φαίνεται η μηνιαία περιεκτικότητα του εδάφους της

περιοχής μελέτης σε σχέση με τη θερμοκρασία εδάφους (Ιανουάριος-Αυγούστος 2004). Παράγοντες που επηρεάζουν τη διακύμανση της θερμοκρασίας του εδάφους είναι η εδαφοκάλυψη, η θερμοαγωγιμότητα, η ειδική θερμότητα, το χρώμα του εδάφους και η περιεκτικότητα του εδάφους σε νερό (Αλιφραγκής 2008). Όσον αφορά την επίδραση της βόσκησης, η συμπίεση του εδάφους μειώνει σημαντικά την ποσότητα του διαθέσιμου για τα φυτά νερού (Αλιφραγκής 2008).

Η φύτευση των σπερμάτων εξαρτάται από τη θερμοκρασία του εδάφους. Τα σπέρματα ορισμένων φυτικών ειδών δεν φυτρώνουν σε θερμοκρασία εδάφους μικρότερη από τους 7°C ενώ τα σπέρματα άλλων φυτικών ειδών απαιτούν χαμηλές θερμοκρασίες για να φυτρώσουν (ψυχρή στρωμάτωση). Στην ίδια ζώνη βλάστησης υπάρχουν είδη που απαιτούν διαφορετικές θερμοκρασίες εδάφους από κάποια άλλα είδη που ανήκουν στην ίδια ζώνη (Αλιφραγκής 2008).



Εικόνα 18. Μέση μηνιαία θερμοκρασία επιφάνειας εδάφους σε σχέση με την εδαφική υγρασία (περιεκτικότητα σε νερό)

Figure 18. Mean monthly soil surface temperatures in relation to soil moisture (soil water content)

Από τα παραπάνω προκύπτει ότι τα εδάφη στην περιοχή μελέτης έχουν μεγάλη ικανότητα συγκράτησης νερού και αποθήκευσης θρεπτικών, καθώς έχουν μεγάλα ποσοστά αργίλου και άρα υψηλή περιεκτικότητα σε οργανική ουσία, ενώ χαρακτηρίζονται από φτωχό αερισμό και πολύ αργή ταχύτητα αποστράγγισης (Αλιφραγκής 2008). Η οργανική ουσία αποτελεί πηγή ενέργειας, καθώς η ανοργανοποίησή της ευνοεί την ανακύκλωση των θρεπτικών και βελτιώνει τη γονιμότητα του εδάφους. Επίσης, στα ελαφρώς όξινα εδάφη

και στα ελαφρώς αλκαλικά εδάφη, όπως είναι τα εδάφη σε πολλές θέσεις της περιοχής μελέτης, η οργανική ουσία συνεισφέρει στη διατήρηση του pH (Αλιφραγκής 2008).

Στα εδάφη της περιοχής μελέτης η οργανική ουσία κυμαίνεται από 0% μέχρι 10.3% στα 0-20 cm βάθους και από 0 μέχρι 12.6% σε βάθος 20-40 cm. Τα ποσοστά εδαφικής υγρασίας κυμαίνονται από 9.9% μέχρι 21.7%. Με βάση τις τιμές εδαφικής υγρασίας σε σχέση με τη μηχανική σύσταση των μελετώμενων θέσεων και τα στοιχεία από Αλιφραγκή (2008), προκύπτει ότι τα εδάφη της περιοχής μελέτης έχουν διαθέσιμο για τα φυτά νερό. Περισσότερο διαθέσιμο νερό έχουν γενικά τα πηλώδη και αργιλοπηλώδη εδάφη και λιγότερο τα αργιλώδη εδάφη. Τα εδάφη στις μελετώμενες θέσεις έχουν υδατοσυγκράτηση μέτρια προς καλή σύμφωνα με στοιχεία από Αλιφραγκής (2008), Παπαμίχος (1996).

Το pH κυμαίνεται από 5.32 έως 7.67 σε βάθος εδάφους 0-20 cm και από 5.99 έως 7.84 σε βάθος εδάφους 20-40 cm. Η ηλεκτρική αγωγιμότητα είχε τιμές μεγαλύτερες από 4 $\mu\text{s}/\text{cm}$ σε εδαφικό $\text{pH} < 8.5$. Επομένως, τα εδάφη της περιοχής μελέτης θα μπορούσαν να χαρακτηριστούν αλατούχα, καθώς τα αλατούχα εδάφη έχουν $\text{pH} < 8.5$ και υψηλή αγωγιμότητα (Αλιφραγκής 2008).

Στα εδάφη της περιοχής μελέτης τα ποσοστά του ανθρακικού ασβεστίου είναι μικρότερα του 25%. Γενικά, στα όξινα εδάφη είναι δυνατό να παρατηρηθεί έλλειψη ασβεστίου όταν ο βαθμός κορεσμού σε ασβέστιο είναι μικρότερος του 25% (Αλιφραγκής 2008). Στα εδάφη της περιοχής μελέτης, ειδικά στις βοσκημένες από τους αγριόχοιρους θέσεις, οι μεγαλύτερες τιμές του pH συμβαδίζουν με πλουσιότερα σε ανθρακικό ασβέστιο εδάφη, ενώ το αντίθετο συμβαίνει στα πιο όξινα σποραδικά βοσκημένα δασικά εδάφη της περιοχής.

2.6 Βλάστηση

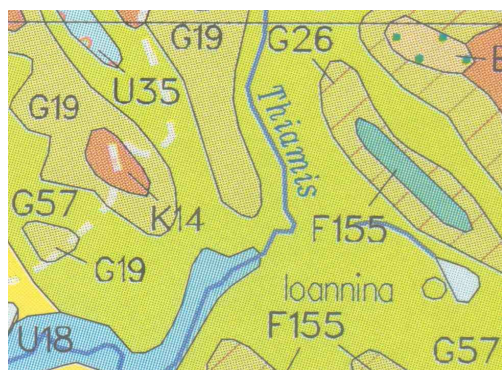
2.6 Vegetation

Δυνητική βλάστηση

Potential vegetation

Η ευρύτερη περιοχή μελέτης εντάσσεται στην ενότητα ζωνικής βλάστησης που περιλαμβάνει μικτά δάση δρυός των Νοτίων Βαλκανίων (Bohn et al. 2004). Η δυνητική βλάστηση της περιοχής αποτελείται από θερμόφιλα μικτά δάση φυλλοβόλων πλατύφυλλων και κυρίως δάση υπο-Μεσογειακών δρυών που εξαπλώνονται ανατολικά.

Πιο συγκεκριμένα, η δυνητική βλάστηση της περιοχής εντάσσεται στα υπο-Μεσογειακά, υπο-ηπειρωτικά θερμόφιλα δάση με δενδρώδη όροφο που κυριαρχούνται από τσέρο (*Quercus cerris*) και βαλκανική δρυ (*Quercus frainetto*) (G19, Εικόνα 19), με δομή που χαρακτηρίζεται από την ύπαρξη δύο ή τριών ορόφων (στρώσεων) και στα μικτά δάση δρυών, γαύρου και φράξου (*Quercus cerris*, *Q. frainetto*, *Q. petraea*, *Q. pubescens*, *Carpinus orientalis*, *Fraxinus ornus*). Τα είδη *Acer campsetre*, *Fraxinus ornus*, *Carpinus orientalis*, *Sorbus domestica*, *S. torminalis* και *Ulmus minor* απαντούν στον κατώτερο δενδρώδη όροφο. Συνήθως, ο θαμνώδης όροφος είναι καλά αναπτυγμένος και αποτελείται κυρίως από *Crataegus monogyna* και *Cornus mas* και κατά τόπους από *Rosa gallica*, *Cotinus coggygria* και *Ruscus aculeatus*. Στον ποώδη όροφο κυριαρχούν θερμόφιλα είδη όπως τα *Lathyrus niger*, *Silene* spp., *Potentilla micrantha*, *Helleborus odoratus* subsp. *cyclophyllus*, *Lithospermum purpureocaeruleum* και *Lathyrus laxiflorus* μαζί με οξύφιλα είδη (*Luzula forsteri*), αλλά και είδη χαρακτηριστικά των περιοδικά ξηρών θέσεων και μεσόφιλα είδη (*Brachypodium sylvaticum*, *Euphorbia amygdaloides*).



Εικόνα 19. Μονάδες βλάστησης με βάση το χάρτη δυνητικής βλάστησης της Ευρώπης (Bohn et al. 2004): G19=πεδινά προς ημιορεινά δάση *Quercus cerris*-*Quercus frainetto*, G26=μικτά δάση δρυός των νοτιοανατολικών Βαλκανίων, G57= μικτά δάση δρυός των νοτιοανατολικών Βαλκανίων με *Carpinus orientalis*

Figure 19. Vegetation mapping units according to the Map of the Natural Vegetation of Europe (Bohn et al. 2004): G19=lowland to submontane Balkan oak-bitter oak forests, G26=South and east Balkan colline to montane (mixed) Balkan oak forests, G57=South and east Balkan oriental hornbeam-downy oak forests

Μια άλλη χαρτογραφική ομάδα δυνητικής βλάστησης βαλκανικής δρυός είναι τα λοφώδη προς ορεινά (μικτά) δάση πλατύφυλλης δρυός (*Quercus frainetto*) των Νότιων και Ανατολικών Βαλκανίων (G26, Εικόνα 19) με *Verbascum glabratum* και *Geocarum capillifolium*. Η κύρια περιοχή εξάπλωσης είναι η νότια Ρουμανία, η Ελλάδα, η νότια Βουλγαρία και η Τουρκία. Τα δάση έχουν μέτρια αύξηση (σπάνια υψηλή) και

αναπτύσσουν δύο με τρεις στρώσεις. Η *Quercus frainetto* είναι το κυρίαρχο είδος στον ανώτερο δενρώδη όροφο με ποικίλη μίξη με *Q. cerris* και *Q. pubescens*. Στον κατώτερο δενδρώδη όροφο υπάρχουν τα *Carpinus orientalis*, *Fraxinus ornus*, *Ostrya carpinifolia*, *Sorbus torminalis* και *Acer campestre*. Ο θαμνώδης όροφος περιλαμβάνει ευρέως εξαπλωμένα είδη όπως είναι ο κράταιγος (*Crataegus monogyna*). Επιπλέον, απαντούν θερμόφιλα είδη όπως τα *Phillyrea latifolia*, *Juniperus oxycedrus*, *Paliurus spina-christi*. Ο ποώδης όροφος περιλαμβάνει πολλά θερμόφιλα είδη όπως τα *Lathyrus niger*, *Potentilla micrantha*, *Lathyrus laxiflorus*, *Helleborus odorus*, *Doronicum orientale* και *Leontodon cichoraceus*.

Ο τρίτος τύπος δυνητικής βλάστησης της περιοχής (G57, Εικόνα 19) είναι τα υπο-Μεσογειακά και Μεσογειακά δάση χνοώδους δρυός του μεσο- και του υπερ-Μεσογειακού ορόφου βλάστησης και τα μικτά δάση δρυών, γάυρου, μελιόγαυρου και γαύρου (*Quercus pubescens*, *Q. trojana*, *Fraxinus ornus*, *Ostrya carpinifolia* και *Carpinus orientalis*). Πρόκειται για δυνητική δασική βλάστηση χνοώδους δρυός και ανατολικού γαύρου των Νότιων και Ανατολικών Βαλκανίων και της Κριμαίας μέχρι το Δυτικό Καύκασο. Είναι δάση *Quercus pubescens* και *Carpinus orientalis*, με συμμετοχή των αείφυλλων σκληρόφυλλων ειδών *Phillyrea latifolia*, *Quercus coccifera* και *Asparagus acutifolius*. Τα δάση είναι χαμηλής αύξησης με τρεις ορόφους και ο δενδρώδης όροφος αποτελείται από *Quercus pubescens* και σπάνια από *Q. cerris* και *Q. frainetto* σε συνδυασμό με *Carpinus orientalis*, *Acer campestre*, *Acer monspessulanum*, *Pyrus pyraster*, *Ulmus minor* και *Sorbus torminalis*. Ο συνήθως καλά αναπτυγμένος θαμνώδης όροφος αποτελείται από *Cotinus coggygria*, *Cornus mas*, *Ligustrum vulgare*, *Crataegus monogyna*, *Paliurus spina-christi*, ενώ στο νότο απαντώνται επίσης τα είδη *Ruscus aculeatus*, *Colutea arborescens*, *Phillyrea latifolia*, *Juniperus oxycedrus* και *Pistacia terebinthus*. Στον ποώδη όροφο απαντούν πολλά θερμόφιλα και γεωγραφικά διαφοριστικά είδη (differential) όπως τα *Lithospermum purpureocaeruleum*, *Helleborus odorus*, *Paeonia peregrina*, *Physospermum cornubiense*, *Potentilla micrantha* και *Stipa bromoides*.

Πραγματική βλάστηση

Actual vegetation

Οι δρύες αποτελούσαν σημαντικό συστατικό της δασικής βλάστησης της Ελλάδας ήδη από το Πλειστόκαινο, κατά το οποίο τα μικτά δάση δρυός εξαπλώνονταν σε μεσαία και

χαμηλά υψόμετρα σε όλη την έκταση της χώρας (Gerasimidis 2005). Σήμερα, η έκταση της δυνητικής κατανομής των θερμοφίλων φυλλοβόλων δασών της Ελλάδας ανέρχεται στο 1/3 τουλάχιστον της συνολικής επιφάνειας της ηπειρωτικής χώρας, ενώ η έκταση της κατανομής της πραγματικής της βλάστησης ανέρχεται μόνο στο 7%, δηλαδή είναι 7500 km² που αποτελούν το 22% της δασικής έκτασης (Bergmeier & Dimopoulos 2008). Το υψομετρικό εύρος των δασών αυτού του τύπου στην Ελλάδα κυμαίνεται από τα 150 m έως τα 1300 m (Dimopoulos et al. 2005).

Τα θερμοφιλα φυλλοβόλα δάση της Ελλάδας αποτελούν την κυρίαρχη ζωνική βλάστηση που εξαπλώνεται μεταξύ της ζώνης των μεσόφιλων μικτών φυλλοβόλων πλατύφυλλων δασών και της ζώνης των αείφυλλων σκληρόφυλλων δασών και θαμνώνων της Μεσογείου στη Νότια Ελλάδα (Dimopoulos et al. 2005).



Εικόνα 20. *Quercus trojana* επάνω αριστερά, *Q. pubescens* κάτω αριστερά, *Q. frainetto* επάνω δεξιά και *Q. cerris* κάτω δεξιά

Figure 20. *Quercus trojana* top left, *Q. pubescens* to the bottom left, *Q. frainetto* top right and *Q. cerris* to the bottom right

Η περιοχή της Κόνιτσας καλύπτεται από θαμνώνες πλατύφυλλων και μαύρη πεύκη με βαθμό συγκόμωσης 70-100% και κλάση όγκου 100-300 m³/ha (HMGS 1988). Η περιοχή του Βασιλικού ανήκει στη ζώνη των φυλλοβόλων δρυών (IGME, HMGS, Forest Service 1991, Υπουργείο Γεωργίας: Χάρτης Δασών Ελλάδας-Φύλλο 1) και καλύπτεται από θαμνώνες φυλλοβόλων και από δρύες με βαθμό συγκόμωσης 70-100% και κλάση όγκου 100-100 m³/ha σε υψόμετρα 800 m και με βαθμό συγκόμωσης 10-40% και κλάση όγκου 0-300 m³/ha σε υψόμετρα 1000-1135 m (HMGS 1988).

Η περιοχή μελέτης αποτελεί κομμάτι της περιοχής «Πλάκα Θαμμένη» η οποία ανήκει στη ζώνη των φυλλοβόλων δρυών (IGME, HMGS, Forest Service 1991) και σε υψόμετρα 400-500 m καλύπτεται από θαμνώνες φυλλοβόλων και από δρύες με βαθμό συγκόμωσης 70-100% και κλάση όγκου 0-100 m³/ha (η μεγαλύτερη έκταση της περιοχής μελέτης), ενώ μέχρι τα 600 m ο όγκος μειώνεται σε 0 m³/ha και σε υψόμετρα 700 m η συγκόμωση μειώνεται σε 40-70% (HMGS 1989).



Εικόνα 21. *Carpinus orientalis* επάνω αριστερά, *Ostrya carpinifolia* επάνω δεξιά, *Acer monspessulanum* κάτω αριστερά και *Fraxinus ornus* κάτω δεξιά

Figure 21. *Carpinus orientalis* top left, *Ostrya carpinifolia* top right, *Acer monspessulanum* to the bottom left and *Fraxinus ornus* to the bottom right

Η πραγματική βλάστηση των θερμόφιλων φυλλοβόλων δασών δρυός και των μικτών δασών δρυός της Ελλάδας (σε αμιγείς ή μικτές συστάδες) είναι πλούσια σε ξυλώδη taxa και ο δενδρώδης όροφός τους αποτελείται από πολλά είδη του γένους *Quercus* όπως είναι τα *Q. frainetto*, *Q. dalechampii*, *Q. petraea* subsp. *medwediewii*, *Q. cerris*, *Q. pubescens*, *Q. trojana* (Εικόνα 20), είδη των γενών *Carpinus*: *C. orientalis*, *C. betulus*, *Sorbus* (*S. torminalis*, *S. domestica*, *Acer*: *A. monspessulanum*, *A. obtusatum*, *A. hyrcanum* (Εικόνα 21), καθώς επίσης και *Fraxinus ornus*, *Ostrya carpinifolia* (Εικόνα 21), *Castanea sativa* και *Tilia tomentosa* (Dimopoulos et al. 2005, Bergmeier et al. 2004).

Το είδος που κυριαρχεί πιο συχνά στα θερμόφιλα φυλλοβόλα δάση της Ελλάδας είναι η *Quercus frainetto* (Bergmeier & Dimopoulos 2008). Είναι ένα ευρείας εξάπλωσης ημιορεινό έως ορεινό είδος που δεν απαντά στα νησιά του Αιγαίου και του Ιονίου (Strid & Tan 1997) το οποίο σχηματίζει αμιγή δάση και θαμνώνες αλλά συνεισφέρει και σε φυλλοβόλα μικτά δάση σε υψομετρικό εύρος που κυμαίνεται από 300 m μέχρι 1200 m (Dimopoulos et al. 2005).

Οι καταγραφές βλάστησης στην Ήπειρο είναι σπάνιες (Tsaliki et al. 2005, Gamisans & Hebrard 1979). Οι Tsaliki et al. (2005) μελέτησαν την τοπική χλωριδική μεταβολή στα μικτά δάση δρυών σε ποικίλες τοπογραφικές συνθήκες και στις δύο πλευρές του ποταμού Αώου. Τα περισσότερα είδη στην περιοχή του Μπουραζανίου είναι σκιοφιλα είδη, δηλαδή είδη που απαντούν σε δασικούς οικοτόπους, αν και λιγότερο συχνά απαντούν και σε ανοικτή βλάστηση (Bergmeier 2005).



Εικόνα 22. *Cotinus coggygia* αριστερά και *Phillyrea latifolia* δεξιά

Figure 22. *Cotinus coggygia* in the left and *Phillyrea latifolia* in the right

Τα ξυλώδη είδη που χαρακτηρίζουν τα μικτά δάση δρυός της ευρύτερης περιοχής του Μπουραζανίου είναι πέντε φυλλοβόλα και δύο αιθαλή είδη δρυός (*Quercus*): *Q. cerris*,

Q. coccifera (απαντά συχνά στην ευρύτερη περιοχή και εκπροσωπείται σε μικρό βαθμό στο Μπουραζάνι), *Q. frainetto*, *Q. pubescens*, *Q. trojana*, *Q. ilex* και *Q. petraea* subsp. *medwediewii* (συνώνυμο: *Q. dalechampii*), που συνοδεύονται από τα είδη *Carpinus betulus*, *C. orientalis*, *Sorbus torminalis*, *S. domestica*, *Acer obtusatum*, *A. monspessulanum*, *Fraxinus ornus*, *Ostrya carpinifolia* και *Tilia tomentosa* (Tsaliki et al. 2005).

Τα δάση της περιοχής μελέτης είναι αντιπροσωπευτικά της φυτοκοινωνικής ένωσης των νοτιοανατολικών Βαλκανίων *Verbasco glabratti-Quercetum frainetto* (*Quercion frainetto*, *Quercetalia pubescentis*) (Bergmeier & Dimopoulos 2008) και, ως τμήμα του ύφυγρου βιοκλιματικού ορόφου, το κυρίαρχο δενδρώδες είδος είναι η πλατύφυλλη δρυς (*Quercus frainetto*).



Εικόνα 23. *Crataegus monogyna* επάνω αριστερά, *Paliurus spina-christi* επάνω δεξιά, *Juniperus oxycedrus* κάτω αριστερά και *Arbutus unedo* κάτω δεξιά

Figure 23. *Crataegus monogyna* topleft, *Paliurus spina-christi* top right, *Juniperus oxycedrus* to the bottom left and *Arbutus unedo* to the bottom right

Εκτός από την πλατύφυλλη δρυ, τα πιο συχνά απαντούμενα taxa δρυών είναι τα εξής: *Q. pubescens*, *Q. cerris* και *Q. trojana*, ενώ στη χλωριδική σύνθεση των ξυλωδών ειδών των εν λόγω δασών συμμετέχουν ακόμη τα είδη: *Carpinus orientalis*, *Fraxinus ornus*, *Phillyrea latifolia*, *Cotinus coggygria* (Εικόνα 22) και *Juniperus oxycedrus* (Tsaliki et al. 2005, Chaideftou et al. 2007), καθώς και τα *Crataegus monogyna*, *Arbutus unedo* και *Paliurus spina-christi* (Εικόνα 23).

2.7 Βλάστηση και βόσκηση (DCA/ CCA)

2.7 Vegetation and grazing (DCA/ CCA)

Οι αβιοτικοί παράγοντες που ελέγχουν τη χλωριδική διαφοροποίηση των δασών δρυός είναι οι γεωλογικές και εδαφικές συνθήκες, το βάθος εδάφους, το υψόμετρο, η έκθεση και οι φυτογεωγραφικοί παράγοντες (Bergmeier et al. 2004). Τα θερμόφιλα δάση απαντούν πάνω σε ασβεστόλιθους αλλά και πάνω σε μη ασβεστούχα εδάφη, ενώ το ποσοστό των δρυών είναι μεγαλύτερο σε εδάφη φτωχά σε βάσεις από σχιστόλιθο, γνεύσιο και φλύσχη.

Η δομική ποικιλότητα των δασών δρυός μπορεί να εξαρτάται από το περιβάλλον (για παράδειγμα τοπογραφικές συνθήκες), από το ιστορικό χρήσης του δάσους και από τον τύπο και την ένταση της ανθρώπινης επίδρασης (όπως είναι η εφαρμογή δασικής βόσκησης). Στο Μπουραζάνι η σύνθεση των ειδών αντανακλά περισσότερο τους αβιοτικούς παράγοντες ενώ στη δομή των δασών είναι εμφανή τα ίχνη της βόσκησης (Tsaliki et al. 2005). Συγκεκριμένα, περισσότερα ετήσια είδη (δείκτες βόσκησης) και λιγότερα θαμνώδη είδη βρέθηκαν στα βοσκούμενα δάση (Tsaliki et al. 2005).

Από τα είδη που απαντούν συχνά στην ξυλώδη βλάστηση των δασών του Μπουραζανίου, ο *Juniperus oxycedrus* είναι είδος που αποτελεί δείκτη παρελθοντικής ή τρέχουσας δασικής βόσκησης. Σε θέσεις στις οποίες απαντούν φωτόφιλα είδη, όπως τα *Thymus longicaulis* και *Anthemis tinctoria*, ασκείται δασική βόσκηση και το έδαφος έχει συμπιεστεί (Bergmeier 2005).

Η *Quercus frainetto* όπως και ο *Fraxinus ornus* είναι δενδρώδη είδη που απαντούν με μεγάλη αφθονία σε όλα τα καθεστώτα βόσκησης. Τα είδη *Quercus cerris* και *Q. trojana* απαντούν κυρίως στις βοσκημένες θέσεις, ενώ σημαντική εμφάνιση στις σποραδικά βοσκημένες θέσεις παρατηρείται από τα είδη *Carpinus orientalis*, *Cotinus coggygria*, *Quercus pubescens* και *Phillyrea latifolia*. Στον ποώδη όροφο των υπερβοσκημένων δασών κυριαρχεί ο *Helleborus cyclophyllus* (Εικόνα 24).



Εικόνα 24. *Helleborus cyclophyllus*

Figure 24. *Helleborus cyclophyllus*

Η έρευνα της βλάστησης βασίζεται σε φυτοκοινωνιολογικές δειγματοληψίες με βάση τη μέθοδο του Braun-Blanquet (1964), κατά τη χρονική περίοδο 2002-2005 σε 24 μόνιμες επιφάνειες υψομετρικού εύρους 400-700 m, στις οποίες πραγματοποιήθηκε και δειγματοληψία εδάφους.

Τα δεδομένα εισήχθησαν στο λογισμικό πακέτο TURBOVEG (Hennekens & Schaminee 2001). Για την αριθμητική επεξεργασία των δεδομένων της βλάστησης χρησιμοποιήθηκε η Detrended Correspondence Analysis (DCA) μέσω του CANOCO (ter Braak & Šmilauer 2002). Για τη συσχέτιση των οικολογικών παραμέτρων με τις δειγματοληπτικές επιφάνειες διερευνήθηκε η κατάταξή τους σε σχέση με τις εδαφικές μεταβλητές μέσω της Κανονικής Ανάλυσης Αντιστοιχιών (Canonical Correspondence Analysis, CCA) με τη βοήθεια του CANOCO.

DCA κατάταξη των δειγματοληψιών βλάστησης σε διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης

DCA ordination of vegetation plots under different grazing regimes

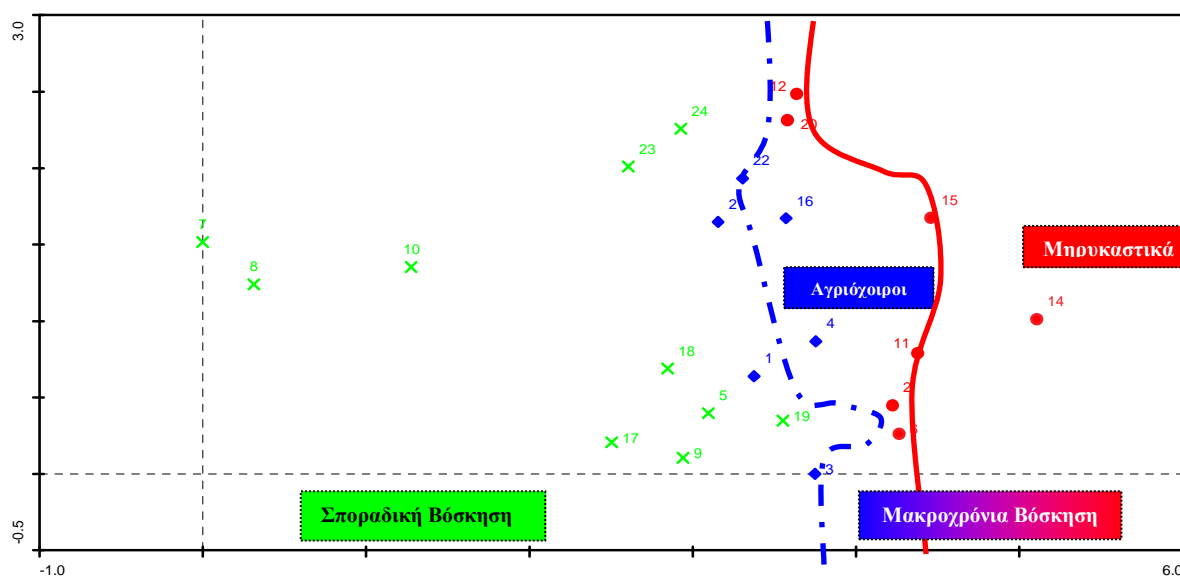
Το νέφος των δειγματοληψιών βλάστησης στις μη βοσκούμενες περιοχές εντοπίζεται στο αριστερό τμήμα του διαγράμματος κατάταξης DCA και διαφοροποιείται από τις βοσκημένες θέσεις (Εικόνα 25). Ο άξονας 1 σχετίζεται με την αύξηση της έντασης της βόσκησης με αποτέλεσμα οι δειγματοληπτικές επιφάνειες που βόσκονται από αγριόχοιρους να εντοπίζονται στο κέντρο του διαγράμματος, ενώ οι δειγματοληπτικές επιφάνειες που βόσκονται από μηρυκαστικά να εντοπίζονται στο δεξιό τμήμα του

διαγράμματος. Οι τρεις διαφορετικοί τύποι χειρισμού της περιοχής μελέτης διαχωρίζονται με ευκρίνεια σε τρεις ομάδες στο διάγραμμα DCA (Εικόνα 25).

Πίνακας 2. Πίνακας με χαρακτηριστικά μεγέθη της κατάταξης DCA. Οι ιδιοτιμές για τον πρώτο και δεύτερο DCA άξονα είναι 0.74 και 0.39, που αντιπροσωπεύουν αντίστοιχα το 17.7% και 10% της συνολικής διακύμανσης στα δεδομένα των taxa

Table 2. Table of DCA ordination. Eigenvalues on axis 1 and 2 are 0.74 and 0.39 and represent 17.7% and 10% of the cumulative percentage variance of species data respectively

	Άξονας 1	Άξονας 2	Άξονας 3	Άξονας 4
Ιδιοτιμή (Eigenvalue)	0.739	0.391	0.161	0.083
Μήκος Διαβάθμισης (Length of gradient)	5.107	2.484	2.824	2.203
Αθροιστική εκατοστιαία διακύμανση των δεδομένων των ειδών (Cumulative percentage variance of species data)	17.7	27.1	30.9	32.9
Αθροισμα ιδιοτιμών (Total inertia):	4.173			



Εικόνα 25. Διάγραμμα DCA κατάταξης των διαφορετικών τύπων διαχείρισης δειγματοληπτικών επιφανειών στην περιοχή Μπρουραζάνι.

Figure 25. DCA ordination diagram for the different management types of plots in the Bourazani area

Στον Πίνακα 2 φαίνεται ότι οι ιδιοτιμές για τον πρώτο και δεύτερο DCA άξονα είναι 0.74 και 0.39, που αντιπροσωπεύουν αντίστοιχα 17.7% και 10% της συνολικής διακύμανσης στα δεδομένα των ειδών. Υψηλή τιμή εμφανίζεται για το μήκος της διαβάθμισης των δυο πρώτων αξόνων (για τον άξονα 1, τιμή >4 SD).

Τα αποτελέσματα συμφωνούν με αναφορές από τη βιβλιογραφία, στις οποίες η DCA ανάλυση των δεδομένων της βλάστησης έδειξε ότι οι διαφορετικοί τύποι διαχείρισης επηρεάζουν τους ορόφους της βλάστησης και τις εδαφικές παραμέτρους, ενώ οι περιοχές

που δεν είχαν υποστεί διαχείριση συγκροτούσαν μία ξεχωριστή ομάδα. Σε αυτές τις περιπτώσεις η δασική βόσκηση είχε προταθεί ως προσωρινή διαχειριστική τεχνική, με διαστήματα διακοπής για την αναγέννηση της βλάστησης (Strandberg et al. 2005).

Συσχέτιση με CCA των επιφανειών με διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης
CCA correlation of plots under different grazing regimes

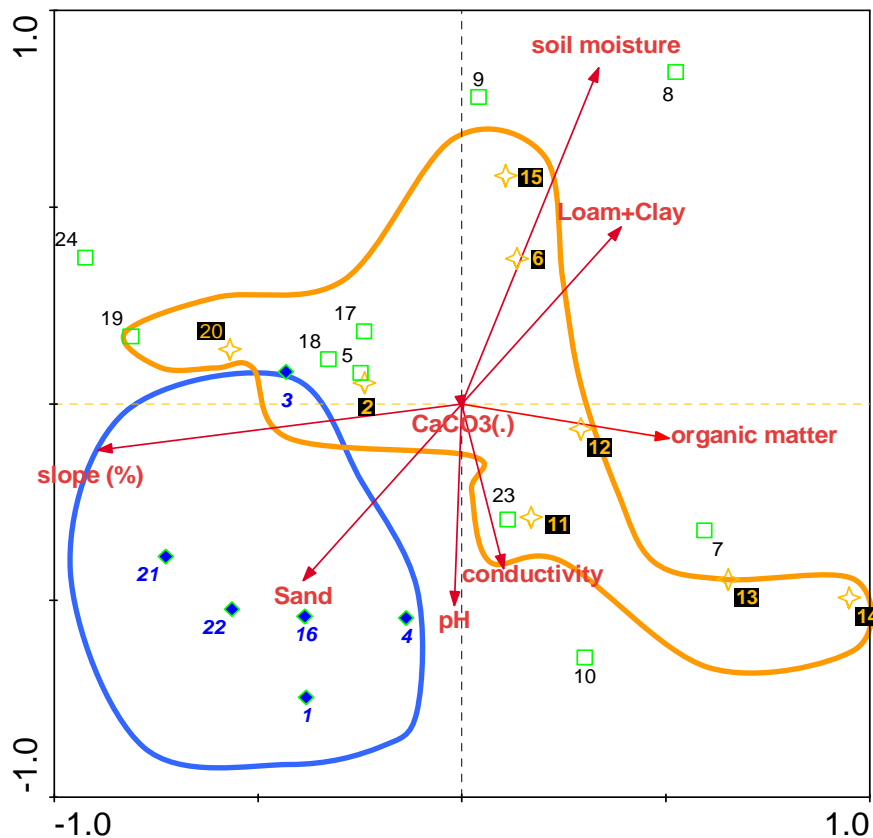
Πίνακας 3. Συσχέτιση των περιβαλλοντικών μεταβλητών (εδαφικής υγρασίας, pH, ηλεκτρικής αγωγιμότητας, %C, %CaCO₃, άμμος, ιλύς + άργιλος, κλίσης) σε βάθος 0-20 cm με τους δυο πρώτους CCA άξονες, τιμές eigenvalue των αξόνων κατάταξης, τιμές του συντελεστή συσχέτισης των ειδών με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές και άθροισμα όλων των ιδιοτιμών χωρίς περιορισμούς (sum of all unconstrained eigenvalues) για την ανάλυση με CCA του συνόλου των επιφανειών.

Table 3. Environmental variables (soil moisture, pH, electric conductivity, %C, % CaCO₃, sand, loam + clay, slope %) correlation in 0-20 cm depth with the two first DCA axes, eigenvalues, values of species coefficient correlation to the environmental data and sum of all unconstrained eigenvalues for CCA analysis of plots

Περιβαλλοντικές μεταβλητές	Άξονας 1	Άξονας 2
soil moisture (εδαφική υγρασία)	0.30	-0.76
pH	-0.01	-0.45
electric conductivity (ηλεκτρική αγωγιμότητα)	0.09	-0.37
organic matter (Οργανική ουσία) (%C)	0.01	-0.01
%CaCO ₃	-0.35	-0.40
Sand (Άμμος)	0.35	0.40
loam + clay (Ιλύς + Άργιλος)	-0.12	-0.37
Κλίση (Slope %)	-0.81	-0.10
Ιδιοτιμή (Eigenvalue)	0.52	0.29
Ποσοστό εξηγούμενης μεταβολής ειδών – περιβαλλοντικών μεταβλητών	0.91	0.89
Άθροιστική εκατοστιαία διακύμανση των δεδομένων των ειδών (Cumulative percentage variance of species data)	10.2	15.8
Άθροιστική εκατοστιαία διακύμανση των ειδών με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές (Cumulative percentage variance of species-environment relation)	32.0	49.6
Άθροισμα όλων των ιδιοτιμών (Sum of all eigenvalues)	5.173	
Άθροισμα όλων των κανονικών ιδιοτιμών (Sum of all canonical eigenvalues)	1.645	
Άθροισμα ιδιοτιμών (Total inertia):	5.173	

Από τις τιμές eigenvalues των Πινάκων 3 και 4 φαίνεται ότι οι δύο πρώτοι άξονες ερμηνεύουν τα αποτελέσματα. Για το βάθος 0-20 cm, ο άξονας 1 ερμηνεύει το 52% της εξηγούμενης μεταβολής ειδών-περιβαλλοντικών μεταβλητών, ενώ ο άξονας 2 το 29%. Για το βάθος 20-40 cm, ο άξονας 1 ερμηνεύει το 48% της εξηγούμενης μεταβολής, ενώ ο άξονας 2 το 43%. Από τα διπλά διαγράμματα των δειγματοληψιών βλάστησης και των taxa με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές (Εικόνες 26 και 27), που βασίζονται στους δύο

πρώτους άξονες, εξηγείται το 15.8% της αθροιστικής εκατοστιαίας διακύμανσης των δεδομένων των taxa και το 49.6% της αθροιστικής εκατοστιαίας διακύμανσης των taxa σε σχέση με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές (Πίνακας 3), καθώς και το 17.6% της αθροιστικής εκατοστιαίας διακύμανσης των δεδομένων των taxa και το 47.5% της αθροιστικής εκατοστιαίας διακύμανσης των taxa σε σχέση με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές (Πίνακας 4).



Εικόνα 26. Διπλό διάγραμμα κατάταξης των δειγματοληπτικών επιφανειών (□,◆,◇) και των περιβαλλοντικών παραμέτρων (→), που αφορούν τα χαρακτηριστικά του επιφανειακού στρώματος εδάφους 0-20 cm [Οργανική ουσία (Organic matter, %C), ηλεκτρική αγωγιμότητα (Electric conductivity), εδαφική υγρασία (Soil moisture), ανθρακικό ασβέστιο (% CaCO₃), pH, άμμος (Sand), ιλύς + άργιλος (Loam + Clay) και κλίση (slope %)] κατά το μήκος των δύο πρώτων αξόνων της CCA

Figure 26. Biplot CCA diagram of plots (□,◆,◇) and soil variables(→) for the characteristics of the surface soil layer 0-20 cm [Organic matter, %C, Electric conductivity, Soil moisture, % CaCO₃, pH, Sand, Loam + Clay and slope %] along the two first axes of the CCA

Οι δειγματοληπτικές επιφάνειες που βόσκονται από αγριόχοιρους και στις δυο περιπτώσεις ομαδοποιούνται στο αριστερό τμήμα του διαγράμματος και συσχετίζονται θετικά με (επηρεάζονται από) την περιεκτικότητα των εδαφών σε άμμο και με την κλίση

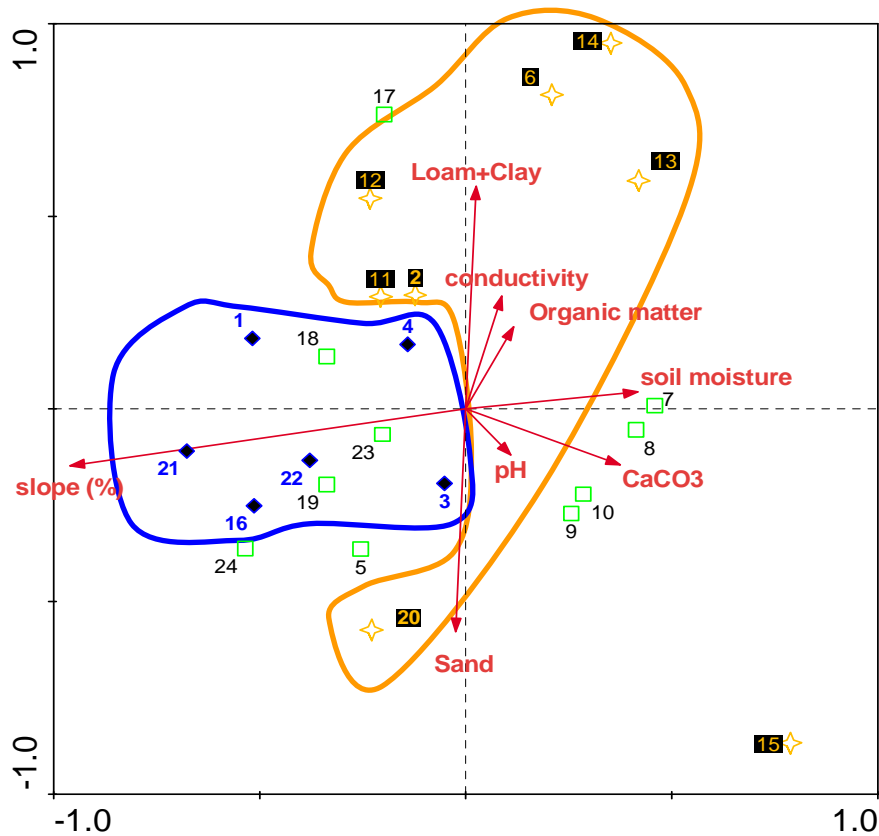
του εδάφους. Η θετική συσχέτιση με την περιεκτικότητα σε άμμο στις θέσεις των αγριόχοιρων συμφωνεί με βιβλιογραφικές αναφορές. Για παράδειγμα, οι Moody & Jones (2005) βρήκαν ότι η βόσκηση από αγριόχοιρους συσχετίζεται με τον αερισμό του χούμου λόγω αναμόχλευσης, με τη μεταβολή της εδαφικής χημείας, με την αναγέννηση της δρυός και με την εγκατάσταση ποωδών φυτικών ειδών. Ωστόσο, αποτελεί την πρώτη αναφορά συσχέτισης για τον εν λόγω τύπο οικοσυστημάτων ενισχύοντας τον ισχυρισμό ότι ο προσδιορισμός των επιδράσεων της βόσκησης έχει τοπικό χαρακτήρα και χρήζει μοντέλου παρακολούθησης.

Για το βάθος 0-20 cm, οι επιφάνειες που βόσκονται από αγριόχοιρους συσχετίζονται θετικά με το pH των εδαφών. Για το βάθος 20-40 cm οι επιφάνειες που βόσκονται σποραδικά συσχετίζονται θετικά με το pH των εδαφών.

Πίνακας 4. Συσχέτιση των περιβαλλοντικών μεταβλητών (εδαφικής υγρασίας, pH, ηλεκτρικής αγωγιμότητας, %C, %CaCO₃, άμμος, ιλύς + άργιλος, κλίσης) σε βάθος 20-40 cm με τους δυο πρώτους CCA άξονες, τιμές eigenvalue των αξόνων κατάταξης, τιμές του συντελεστή συσχέτισης των ειδών με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές και άθροισμα όλων των ιδιοτιμών χωρίς περιορισμούς (sum of all unconstrained eigenvalues) για την ανάλυση με CCA του συνόλου των επιφανειών.

Table 4. Environmental variables (soil moisture, pH, electric conductivity, %C, % CaCO₃, sand, loam + clay, slope %) correlation in 20-40 cm depth with the two first DCA axes, eigenvalues, values of species coefficient correlation to the environmental data and sum of all unconstrained eigenvalues for CCA analysis of plots

Περιβαλλοντικές μεταβλητές	Άξονας 1	Άξονας 2
soil moisture (εδαφική υγρασία)	0.36	0.04
pH	0.09	-0.11
electric conductivity (ηλεκτρική αγωγιμότητα)	0.07	0.26
organic matter (Οργανική ουσία) (%C)	0.10	0.19
%CaCO ₃	0.32	-0.13
Sand (Άμμος)	-0.02	-0.53
loam + clay (Ιλύς + Άργιλος)	0.02	0.53
Κλίση (Slope %)	-0.83	-0.13
Ιδιοτιμή (Eigenvalue)	0.48	0.43
Ποσοστό εξηγούμενης μεταβολής ειδών – περιβαλλοντικών μεταβλητών	0.86	0.92
Αθροιστική εκατοστιαία διακύμανση των δεδομένων των ειδών (Cumulative percentage variance of species data)	9.2	17.6
Αθροιστική εκατοστιαία διακύμανση των ειδών με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές (Cumulative percentage variance of species-environment relation)	24.9	47.5
Άθροισμα όλων των ιδιοτιμών (Sum of all eigenvalues)	5.173	
Άθροισμα όλων των κανονικών ιδιοτιμών (Sum of all canonical eigenvalues)	1.921	
Άθροισμα ιδιοτιμών (Total inertia):	5.173	



Εικόνα 27. Διπλό διάγραμμα κατάταξης των δειγματοληπτικών επιφανειών (□,◆,☆) και των περιβαλλοντικών παραμέτρων (→), που αφορούν τα χαρακτηριστικά του βαθύτερου στρώματος εδάφους 20-40 cm [Οργανική ουσία (Organic matter, %C), ηλεκτρική αγωγιμότητα (Electric conductivity), εδαφική υγρασία (Soil moisture), ανθρακικό ασβέστιο (% CaCO₃), pH, άμμος (Sand), ιλύς + άργιλος (Loam + Clay) και κλίση (slope %)] κατά το μήκος των δύο πρώτων αξόνων της CCA

Figure 27. Biplot CCA diagram of plots (□,◆,☆) and soil variables(→) for the characteristics of the deep soil layer 20-40 cm [Organic matter, %C, Electric conductivity, Soil moisture, % CaCO₃, pH, Sand, Loam + Clay and slope %] along the two first axes of the CCA

Οι δειγματοληπτικές επιφάνειες που βόσκονται από μηρυκαστικά και στις δυο περιπτώσεις εντοπίζονται κυρίως στο δεξιό και πάνω τμήμα του διαγράμματος κατάταξης και συσχετίζονται θετικά με (επηρεάζονται από) την περιεκτικότητα των εδαφών σε ιλύ και άργιλο, την ηλεκτρική αγωγιμότητα, με την περιεχόμενη εδαφική υγρασία και οργανική ουσία (% C).

Η πιο σαφής ομαδοποίηση των περισσότερων επιφανειών που βόσκονται από μηρυκαστικά στο πάνω και δεξί μέρος του διαγράμματος οφείλεται στην ισχυρότερη συσχέτιση με την ιλύ και την άργιλο, σε σχέση με την οργανική ουσία και την εδαφική υγρασία στις δειγματοληψίες εδάφους που πραγματοποιήθηκαν σε βάθος 20-40 cm.

Οι δειγματοληπτικές επιφάνειες που βόσκονται σποραδικά συσχετίζονται θετικά με (επηρεάζονται από) την κλίση του εδάφους. Δεν παρουσιάζουν μια σαφή κατανομή στα διαγράμματα κατάταξης, γεγονός που μπορεί να αποδοθεί: α) στο μεγάλο αριθμό κοινών taxa που εμφανίζουν τόσο με τις επιφάνειες που βόσκονταν από αγριόχοιρους όσο και με αυτές που βόσκονταν από μηρυκαστικά και β) στις διαφορές που παρουσιάζουν οι φυσικοχημικές ιδιότητες των εδαφών αυτών λόγω της απουσίας της υπερβόσκησης.

2.8 Χρήσεις γης

2.8 *Land use*

Για τους κατοίκους της αρχαίας Ελλάδας η αξία των δασών δρυός ήταν μεγάλη για την κάλυψη των αναγκών και τη βελτίωση του επιπέδου διαβίωσης (Gerasimidis 2005). Δεν είναι τυχαίο το γεγονός ότι ο Θεόφραστος, ο πατέρας της Βοτανικής, ξεκίνησε τη συστηματική περιγραφή των ειδών με τη δρυ και τόνισε την ποικιλότητα του γένους *Quercus* (Thanos 2005, Gerasimidis 2005).

Οι Bergmeier & Dimopoulos (2008) αναφέρουν ότι τα περισσότερα θερμόφιλα φυλλοβόλα δάση της Ελλάδας είναι πρεμνοφυή και μερικά χρησιμοποιούνται για καύσιμη ξυλεία. Η πλειοψηφία των πρεμνοφυών δασών αποτελείται από βλαστούς μεγαλύτερης ηλικίας από το συνήθη εικοσαετή κύκλο πρεμνοφυούς διαχείρισης. Και τα πρεμνοφυή και τα σπερμοφυή μεγάλης ηλικίας (old-growth) δάση συνήθως βόσκονται από πρόβατα και βοοειδή και μερικές φορές από οικιακούς χοίρους. Το ποσοστό των δασικών βοσκοτόπων στα θερμόφιλα φυλλοβόλα δάση είναι πολύ μεγαλύτερο από ότι στα δάση οξιάς, πεύκης και ελάτης.

Η Ήπειρος σήμερα καλύπτει το 7% της συνολικής επιφάνειας της Ελλάδας (9203 km²) από το οποίο το 74% είναι όρη, το 14% καλλιεργήσιμες εκτάσεις, το 52% βοσκοτόπια, το 31% δάση οικονομικής αξίας και το 27% δάση που δεν έχουν οικονομική αξία (Van der Leeuw 2004). Οι περιοχές γύρω από τα Ιωάννινα καλύπτουν το μεγαλύτερο τμήμα της ορεινής έκτασης της Ηπείρου, ενώ καταλαμβάνουν ένα μικρό τμήμα από την έκταση που καλλιεργείται και ένα σημαντικό κομμάτι από τα δάση οικονομικής ή μη οικονομικής αξίας, καθώς και ένα πολύ μεγάλο τμήμα των βοσκοτοπιών (Van der Leeuw 2004).

Ιστορικά, η αγροτική κτηνοτροφία, ο στυλοβάτης της οικονομίας των Ηπειρωτών, άλλαξε ριζικά αντανάκλωντας το γεγονός ότι η πλειοψηφία των βοσκών δεν μετακινούνται πλέον στο τοπίο με βάση τις εποχές, όπως άλλοτε, και ακόμη και όταν

μετακινούνται, χρησιμοποιούν ολόενα και περισσότερο ζωοτροφές και όχι τη βόσκηση στην ύπαιθρο και σε περιφραγμένες θέσεις βοσκοτοπιών για να εκτρέφουν τα ζώα τους το χειμώνα (Van der Leeuw 2004).

Ο Van der Leeuw (2004) περιγράφει για το ιστορικό χρήσεων γης ότι παραδοσιακά η κοινωνία των Ηπειρωτών βασιζόταν στην εκτροφή και βόσκηση κοπαδιών, κυρίως αιγοπροβάτων, που άλλαζαν περιοχές βόσκησης μεταξύ χειμώνα και καλοκαιριού. Αυτή η μετακίνηση πραγματοποιούνταν σε μικρές αποστάσεις μεταξύ λόφων ή κοιλάδων, αλλά άλλοι ποιμένες (κυρίως οι Βλάχοι ή οι Σαρακατσάνοι) μετακινούνταν σε μεγαλύτερες αποστάσεις όπως μεταξύ των πεδιάδων της Θεσπρωτίας κοντά στην ακτή και του Μετσόβου ή των υψιπέδων της Κόνιτσας, βόρεια των Ιωαννίνων.

Μέχρι το πρώτο μισό του 20^{ου} αιώνα, κοπάδια βοοειδών, αιγών και προβάτων οδηγούνταν στα δάση όπου συλλέγονταν η νομή τους (κόβονταν τα κλαδιά και τα φύλλα) και έτσι διασφαλιζόταν η επιβίωση των οικόσιτων ζώων το χειμώνα (Halstead 1998). Η πρεμνοφυής κοπή των δασών για την εξασφάλιση καυσόξυλων βοηθούσε και τον όροφο των δέντρων που άνοιγε, γεγονός που προωθούσε και την ανάπτυξη των ποωδών ειδών στο έδαφος (Halstead 1998, Tsaliki et al. 2005). Για παράδειγμα, στο χωριό Κτίσματα (κοντά στην Κόνιτσα) υπάρχει μία μεγάλη έκταση διαβατού δάσους που είναι κατάφυτο, αλλά όχι τόσο πυκνό ώστε να είναι δύσβατο.

Μεταξύ 1961-1971 άρχισε να λαμβάνει χώρα μείωση των πληθυσμών των αιγών και των προβάτων σε ορεινά χωριά της Ηπείρου (π.χ. στα Κτίσματα) (Van der Leeuw 2004). Η εκμηχάνιση της παραγωγής ακόμη και στις αγροτικές περιοχές της Ηπείρου επέφερε τη μείωση των αιγών και την αύξηση των προβάτων και των χοίρων, ειδικά την περίοδο 1971-1981, που προκάλεσε τη μείωση της εποχιακής μετακίνησης των κοπαδιών. Η μείωση των αιγών φαίνεται ότι αντανάκλα τη μειωμένη εξάρτηση από την εποχιακή μετακίνηση και στις ορεινές περιοχές βόσκησης. Κάτι παρόμοιο συνέβη και με τα βοοειδή. Η διακοπή της εποχιακής μετακίνησης των κοπαδιών αντανάκλαται στην αλλαγή των καλλιεργειών και της παραγωγής προϊόντων διατροφής. Από το 1970 και μετά, παρατηρείται μείωση στη χρήση αγρωστωδών και σανού και παράλληλη αύξηση σποράς τριφυλλιού, που ερμηνεύεται ως το μεταβατικό στάδιο μεταξύ της εποχιακής μετακίνησης και της εκτροφής ζώων το χειμώνα με ζωοτροφή (αλφάλφα και τριφύλλι) (Van der Leeuw 2004).

Η περιοχή της Κόνιτσας είναι κυρίως αγροτική (Van der Leeuw 2004) και σήμερα η παραγωγή καλλιεργειών περιλαμβάνει δημητριακά, όσπρια, αμπέλια και λαχανικά (Saratsi

2003, Zomeni et al. 2008). Οι Zomeni et al. (2008) αναφέρουν πως, ιστορικά, στην Κόνιτσα μπορούν να οριστούν τρεις περίοδοι χρήσης γης. Η πρώτη περίοδος (20^{ος} αιώνας μέχρι τη δεκαετία του 1940) χαρακτηρίζεται από στοιχειώδη οικονομία, που βασίζεται σε αυστηρά οργανωμένο σύστημα χρήσης γης και εκμετάλλευσης φυσικών πόρων σε τοπικό επίπεδο, καθώς οι τοπικές κοινωνίες ανέπτυξαν στρατηγικές διαχείρισης βασισμένες σε αυστηρούς κανόνες βόσκησης, συλλογής νομής, ξύλευσης και χρήσης της αγροτικής γης.

Κατά τη δεύτερη περίοδο (1950 μέχρι και αρχές δεκαετίας 1980) έλαβε χώρα μεγάλη κοινωνικοοικονομική παρακμή και μείωση του πληθυσμού της περιοχής, καθώς τα γεωμορφολογικά χαρακτηριστικά εμπόδισαν τον εκσυγχρονισμό του αγροτικού τομέα και επέφεραν περιθωριοποίηση. Η τρίτη περίοδος (μέσα της δεκαετίας του 1980 μέχρι σήμερα) χαρακτηρίζεται από μεταλλαγή της ταυτότητας της περιοχής σε λειτουργική ύπαιθρο με σημαντική ανάπτυξη του τουρισμού (Zomeni et al. 2008).

Η περιοχή του Μπουραζανίου παρέχει ένα τυπικό παράδειγμα παραδοσιακής δασικής χρήσης, συμπεριλαμβανομένης της δασικής βόσκησης στη Βόρεια Μεσόγειο. Η ευρύτερη περιοχή συνίσταται από μικρά χωριά με λιγότερους από 200-300 κατοίκους, καθώς ο πληθυσμός των νέων ατόμων έχει μειωθεί. Τα περισσότερα δέντρα στην περιοχή έχουν υποστεί πρεμνοφυή διαχείριση και μερικά από αυτά κορμοτόμηση ενώ υπόκεινται σε δασική βόσκηση ακόμη και σήμερα (Tsaliki et al. 2005).

Από την άποψη της δασοπονίας, η ευρύτερη περιοχή (Βασιλικό) αποτελείται από εκτάσεις (90%) περιορισμένου δυναμικού για ανάπτυξη οικονομικών δασών (IGME, HMGS, Forest Service 1991). Η περιοχή «γέφυρα Μπουραζάνι» χαρακτηρίζεται ως βοσκότοπος (HMGS 1989) με εκτάσεις (70%) που έχουν μέτριους και ισχυρούς περιορισμούς (βραχώδεις εκτάσεις 30%) για ανάπτυξη οικονομικών δασών. Η περιοχή «Πλάκα Θαμμένη» (περιοχή μελέτης) χαρακτηρίζεται δασοπονικά ως έκταση που έχει ελαφρούς (κατά το 40%), μέτριους (10%) και έντονους (20%) περιορισμούς για αύξηση οικονομικών δασών, αλλά και εκτάσεις (30%) της ζώνης των φυλλοβόλων που δεν έχουν περιορισμούς για ανάπτυξη οικονομικών δασών (IGME, HMGS, Forest Service 1991).

2.9 Ιστορικό επιδράσεων

2.9 Historical background of human impact

Γενικά εμφανείς ανθρωπογενείς επιδράσεις στη δασική βλάστηση και ιδιαίτερα στα μικτά δρυοδάση στον Ελλαδικό χώρο εμφανίζονται συγχρόνως με την έναρξη του Νεότερου

Ολόκαινου με έντονη αύξηση τις τελευταίες χιλιετίες και κυμαίνεται από την εξαφάνισή τους, μέχρι τη μετατροπή τους σε αμιγείς συστάδες ή την υποβάθμισή τους σε άλλους τύπους βλάστησης όπως τα μακί και τα ψευδομακί. Η δριμύτητα της ανθρώπινης επίδρασης στις δυο ζώνες βλάστησης της *Quercetalia pubescentis* και της *Quercetalia ilicis* επέφερε τη διαφοροποίηση αυτών των ζωνών από την αρχική τους εμφάνιση (Gerasimidis 1995, 2005).

Ο Γερασιμίδης (2005) περιγράφει αναλυτικά αυτές τις μεταβολές των δασών δρυός στην Ελλάδα, συμπεριλαμβανομένης και της Ηπείρου. Κατά τη Νεολιθική περίοδο μέχρι την πρώιμη εποχή του Χαλκού (6000-2000 π.Χ.), η αύξηση της βόσκησης στην Ήπειρο που συσχετίζεται με μείωση της κάλυψης των δασών δρυός. Γύρω στα 2900 π.Χ. η εμφανής μείωση των δασών που αποδίδεται στην ανθρωπογενή επέμβαση, επέφερε την ανάπτυξη ενός νέου τύπου βλάστησης παρόμοιου με τον σύγχρονο, που κυριαρχούνταν από ποώδη είδη και θάμνους ανθεκτικούς στη βόσκηση, όπως *Quercus coccifera* και *Paliurus spina-christi*. Την καταστροφή των πυκνών δασών δρυός ακολούθησαν διακυμάνσεις της παρουσίας φυσικής βλάστησης από *Ostrya* και/ή *Carpinus orientalis* και δασών δρυός. Τις δύο τελευταίες χιλιετίες π.Χ. η ανθρώπινη παρέμβαση υποβάθμισε περαιτέρω τη δασική βλάστηση και τη διαμόρφωσε στη βλάστηση του σήμερα, επιφέροντας τη μείωση της κάλυψης των δασών δρυός με *Ostrya* και/ή *Carpinus orientalis*. Το 1000 π.Χ. στην περιοχή των Ιωαννίνων έλαβε χώρα αποδάσωση με παράλληλη ανάπτυξη της γεωργίας.

Η μεγάλη υποβάθμιση των δασών της Ηπείρου έλαβε χώρα το 800 π.Χ. και αποδίδεται στη βόσκηση. Την ίδια περίοδο (Αρχαϊκή-Μέση Βυζαντινή, 800 π.Χ.-1000 μ.Χ.) αναπτύχθηκαν ευρυμεσογειακής εξάπλωσης δέντρα όπως *Olea*, *Phillyrea*, *Pistacia* και αειθαλή είδη *Quercus*. Η κάλυψη της βλάστησης των δασών δρυός μειώθηκε κατά την τελευταία χιλιετία και οι ανθρωπογενείς επιδράσεις επέφεραν την ποιοτική υποβάθμιση των ζωνών δρυός *Quercetalia pubescentis* και *Quercetalia ilicis* καθώς τα μικτά δάση δρυός που άλλοτε κυριαρχούσαν σε χαμηλά υψόμετρα είτε αντικαταστάθηκαν από αμιγή δάση ή υποβαθμίστηκαν σε τύπους βλάστησης της *Ostryo-Carpinion* (Gerasimidis 2005).

Σήμερα, ανθρωπογενείς διαταραχές κύριας σημασίας στην Ελλάδα αποτελούν η ξύλευση για εγκατάσταση νέων αρόσιμων εκτάσεων και η μεταβολή της δομής των δασών λόγω δασοπονικών πρακτικών ή εγκατάλειψης παραδοσιακών δασικών χρήσεων. Ανθρωπογενείς διαταραχές δευτερεύουσας σημασίας είναι η επιλεκτική κοπή των δέντρων

(felling), η εντατική δασική βόσκηση και οι παθογενείς μολύνσεις βασικών δασικών ειδών (όπως η *Castanea sativa*) (Dimopoulos et al. 2005).

Στην Ελλάδα, όπως γενικότερα στις περιοχές της Μεσογείου, τα δάση δρυός έχουν υποστεί πρεμνοφυή διαχείριση σε τακτά χρονικά διαστήματα ενώ τα σπερμοφυή υψηλής ανάπτυξης δάση δρυός είναι πολύ σπάνια (Dimopoulos & Bergmeier 2004, Bergmeier et al. 2004). Μεγάλο τμήμα της δυνητικής έκτασης των φυλλοβόλων δασών δρυός της Ελλάδας έχει αντικατασταθεί από καλλιεργήσιμες εκτάσεις, βοσκοτόπους και ημιαειθαλείς θαμνώνες, την ψευδομακκία βλάστηση (Dimopoulos et al. 2005). Η ανθρώπινη επίδραση και η δασική χρήση είναι παράγοντες που επηρεάζουν τη δομή, τη δυναμική, τη σύνθεση ειδών, την ποικιλότητα και την παραγωγικότητα των δασικών συστάδων αυτού του τύπου (Bergmeier et al. 2004).

Στην Ήπειρο, η αγροτική κτηνοτροφία αποτελεί μακροχρόνια αειφορική στρατηγική. Η κατοίκηση των πεδινών περιοχών κατέστησε τη βόσκηση λιγότερο περιορισμένη σε αυτές και οι συνθήκες μεταβλήθηκαν έτσι ώστε μεγάλο τμήμα των ορεινών περιοχών να είναι απρόσιτο ακόμη και στις αίγες. Τα ζώα συγκεντρώθηκαν σε άλλες περιοχές, οι οποίες διατρέχουν τον κίνδυνο της υπερβόσκησης που οδηγεί στη διάβρωση των περισσότερο τρωτών πλαγιών (εξαιτίας της υψηλής τεκτονικής δραστηριότητας) (Van der Leeuw 2004).

Η εξάπλωση των δασών στην περιφέρεια της Ηπείρου τα τελευταία 40 χρόνια έχει θεωρηθεί ως υποβάθμιση της γης από τους ντόπιους (Van der Leeuw 2004). Το γεγονός αυτό θα μπορούσε να εξηγηθεί επειδή η εξάπλωση των δασών δεν ευνοεί πια την επέκταση των αγροτοκτηνοτροφικών δραστηριοτήτων και ταυτόχρονα αντανakλά την πτώση ή τον περιορισμό αυτών των δραστηριοτήτων, ως αποτέλεσμα της μείωσης του πληθυσμού των αγροτικών περιοχών. Έτσι, οι σύγχρονες κοινωνίες ίσως να αδυνατούν να διαχειριστούν το δάσος παρά το γεγονός ότι οι υπάρχουσες συνθήκες, όπως έχουν διαμορφωθεί, επιτείνουν την ανάγκη ενός τύπου παραδοσιακής-αειφορικής διαχείρισης.

Παράλληλα, η περιοχή της Ηπείρου έχει οδηγηθεί στην ανάπτυξη garrigues που θα μπορούσε να θεωρηθεί τύπος υποβάθμισης σε συνδυασμό με τη διάβρωση σε περιοχές όπου δε διατηρήθηκαν οι φυσικοί φράκτες από θαμνώνες. Τα τελικά εγκαταλελειμμένα υψίπεδα εποίκιστηκαν από διάφορα είδη δέντρων. Μία συνέπεια στους τοπικούς πληθυσμούς των χωριών της Ηπείρου είναι η έλλειψη πόσιμου νερού, καθώς η αύξηση στην κάλυψη της βλάστησης μειώνει την ποσότητα του νερού, το οποίο καταλήγει στα καρστικά υδροφόρα πετρώματα που τροφοδοτούν τις πηγές. Αν και ο επανεποικισμός από

τη βλάστηση δεν ισοδυναμεί πάντα με υποβάθμιση, στην περίπτωση της περιφέρειας της Ηπείρου, τα δέντρα τη συμβολίζουν (Van der Leeuw 2004).

Οι συνθήκες που περιγράφηκαν από τον Van der Leeuw (2004) για την ευρύτερη περιοχή της Ηπείρου διαμορφώθηκαν με ανάλογο τρόπο και με ανάλογες επιπτώσεις και στην περιοχή της Κόνιτσας. Οι χρήσεις γης κατά το πρώτο μισό του 20^{ου} αιώνα είχαν μεγάλη επίδραση στην ποικιλότητα και στη δομή του τοπίου και της βλάστησης (Halstead 1998, Tsaliki et al. 2005). Το 1945 τα δάση και οι θαμνώνες κάλυπταν το 52.6% της περιοχής και σχημάτιζαν νησίδες με μικρά σύνθετα σχήματα, ενώ το 1969 κάλυπταν το 64%. Το 1995 το τοπίο της Κόνιτσας κυριαρχούνταν από δάση και θαμνώνες (72% της συνολικής έκτασης), οι αγροί εξαφανίστηκαν, η βόσκηση μειώθηκε οδηγώντας σε εκτεταμένη αναδάσωση και σχεδόν το 1/3 της λιβαδικής έκτασης αφέθηκε στη φυσική διαδοχή (Zomeni et al. 2008).

Η ευρύτερη περιοχή μελέτης έχει χρησιμοποιηθεί ως δασικός βοσκότοπος (μη εντατικής βόσκησης) και ως πρεμνοφυές δάσος για αιώνες. Ο βαθμός ανθρωπογενούς επίδρασης στη βλάστηση της περιοχής Βασιλικού και στην περιοχή «Πλάκα Θαμμένη» έχει χαρακτηριστεί έντονος (IGME, HMGS, Forest Service 1991). Η περιοχή μελέτης, αλλά και η ευρύτερη περιοχή χρησιμοποιείται ως προχειμαδιά εδώ και έναν αιώνα. Το βασικό τμήμα αυτής της δασικής έκτασης είναι ιδιωτικό από το 1916 και περιφράχτηκε πριν από 36 χρόνια. Αρχικά χρησιμοποιήθηκε ως κυνηγετικό πάρκο ενώ πρόσφατα ως «περιβαλλοντικό» πάρκο. Από το 1974 ξεκίνησε, εντός των περιφράξεων, η εγκατάσταση ζωικών ειδών με αρχικό σκοπό τη χρήση τους ως θηραμάτων. Στο ιδιωτικό δάσος ασκείται βόσκηση στη διάρκεια των τελευταίων 36 χρόνων. Αυτή η δασική περιοχή καλύπτει 112 ha άνισα διαχωρισμένα σε 26 ha (βόσκονται από αγριόχοιρους) και 86 ha (βόσκονται από μηρυκαστικά).

Τα προς μελέτη δάση έχουν οδηγηθεί σε κατάσταση υπερβόσκησης, με τα ακόλουθα κύρια χαρακτηριστικά: η ποώδης στρώση λείπει σχεδόν πλήρως καθώς απουσιάζουν οι πόες και τα αγρωστώδη που χαρακτηρίζουν αυτό τον τύπο δάσους, το δενδρώδες ριζικό σύστημα είναι άμεσα ορατό σε πρηνή, καθώς οι ρίζες δέντρων συχνά προεξέχουν εξαιτίας της απόπλυσης εδαφών λόγω διάβρωσης, ενώ στις πιο επίπεδες θέσεις το έδαφος είναι πολύ συμπιεσμένο και οι κορμοί των δέντρων είναι κατεστραμμένοι. Η σύνθεση των ξυλωδών taxa δεν φαίνεται να έχει επηρεαστεί.



Εικόνα 28. Επάνω αριστερά σποραδικά βοσκημένο δάσος και δεξιά πρόσφατα βοσκημένο δάσος. Κάτω αριστερά βοσκημένο από αγριόχοιρους δάσος και αριστερά βοσκημένο από μηρυκαστικά δάσος

Figure 28. Top left sporadically grazed forest and recently grazed forest to the right, to the bottom left wild boar grazed forest and bottom right ruminants grazed forest

Το υπόλοιπο τμήμα της περιοχής μελέτης περιλαμβάνει γειτονικές δασικές θέσεις εκτός περιφραξής. Η σύνθεση των ειδών των γειτονικών, σποραδικά βοσκημένων δασικών θέσεων από άγρια ή οικόσιτα ζώα ελεύθερης βόσκησης, είναι αυτή ενός τυπικού υπο-μεσογειακού δάσους (Tsaliki et al. 2005, Bergmeier & Dimopoulos 2008) με ταυτόσημη τοπογραφία και βραχώδες υπόστρωμα. Σε αντίθεση με τη βλάστηση που έχει αναπτυχθεί στο περιφραγμένο τμήμα του δάσους της περιοχής μελέτης (εντατική βόσκηση), οι εξωτερικές δασικές θέσεις δε δέχονται τις ίδιες επιδράσεις, καθώς η βόσκηση ασκείται σποραδικά από πολύ περιορισμένο αριθμό αιγοπροβάτων. Σε αυτές τις θέσεις όλοι οι όροφοι βλάστησης είναι πολύ καλά αναπτυγμένοι (Εικόνες 28 και 29).



Εικόνα 29. Η βόσκηση των μηρυκαστικών στο ιδιωτικό περιφραγμένο δάσος

Figure 29. Ruminants grazing within the private fenced forest

Παλιό καθεστώς διαχείρισης

Old management regime

Ο συνολικός αριθμός ζώων ανέρχεται σε 830 άτομα και η κατανομή τους στις διαχωρισμένες εκτάσεις φαίνεται στον Πίνακα 5. Συγκεκριμένα, τα 26 ha βόσκονται από αγριόχοιρους (είδος *Sus scrofa*, μη μηρυκαστικό) ενώ στα 86 ha διαμοιράζονται διάφορα είδη μηρυκαστικών: *Dama dama* (πλατόνι), *Cervus elaphus* (ευγενής έλαφος), *Capreolus capreolus* (ζαρκάδι), *Ovis musimon* (αγριοπρόβατο), *Capra hircus cretica* (κρι-κρι) (Εικόνα 29).

Πίνακας 5. Ζωικά είδη και αριθμός ατόμων εντός του συστήματος βόσκησης στην περιφραγμένη έκταση της περιοχής Μπουραζάνι

Table 5. Animal species and population of the grazing system in the fenced area of Bourazani

Ζωικό είδος	Κοινή ονομασία	Πληθυσμός (αρ. ατόμων)	Έκταση (ha)	Τύπος χειρισμού
<i>Dama dama</i>	ελάφι	400	86	Βόσκηση από μηρυκαστικά
<i>Cervus elaphus</i>				
<i>Capreolus capreolus</i>	ζαρκάδι	50		
<i>Ovis musimon</i>	αγριοπρόβατο	100		
<i>Capra hircus cretica</i>	αγριόγιδο	80		
<i>Sus scrofa</i>	αγριόχοιρος	200	26	Βόσκηση από μηρυκαστικά
Σύνολο		830	112	Βόσκηση

Νέο καθεστώς διαχείρισης

New management regime

Το καθεστώς διαχείρισης τροποποιήθηκε από τις αρχές του 2005 με την επέκταση της περιφραγμένης ιδιωτικής έκτασης κατά 85 ha (Εικόνα 30), όπως φαίνεται στον Πίνακα 6. Η συνολική έκταση του ιδιωτικού δάσους καλύπτει σήμερα περί τα 200 ha. Το καθεστώς βόσκησης μεταβλήθηκε ως εξής: οι εισοδοί των περιφράξεων άνοιξαν έτσι ώστε να μπορούν να μετακινηθούν ζώα από την παλιά έκταση προς το νέο κομμάτι που προστέθηκε. Με αυτό τον τρόπο άρχισε η σποραδική βόσκηση με μετακίνηση μικρών αγελών ζώων στο νέο άλλοτε σποραδικά βοσκημένο δάσος. Αρχικά, η νέα έκταση βοσκήθηκε από περίπου 200 άτομα μηρυκαστικών και 40-50 άτομα αγριόχοιρων, χωρίς ειδική τοποθέτηση κάποιου ζωικού είδους σε πιο περιορισμένη έκταση ή σε συγκεκριμένες θέσεις.



Εικόνα 30. Η νέα δασική έκταση που εντάχθηκε στο καθεστώς βόσκησης πρόσφατα

Figure 30. The new forest area recently enrolled under the grazing regime

Πίνακας 6. Ζωικά είδη και πληθυσμός στο σύστημα βόσκησης στην περιφραγμένη έκταση του Μπουραζανίου

Table 6. Animal species and population of the grazing system in the fenced area of Bourazani

Ζωικό είδος	Κοινή ονομασία	Πληθυσμός (αρ. ατόμων)	Έκταση (ha)	Τύπος χειρισμού
<i>Dama dama</i>	ελάφι	400	86	Βόσκηση από μηρυκαστικά
<i>Cervus elaphus</i>				
<i>Capreolus capreolus</i>	ζαρκάδι	50		
<i>Ovis musimon</i>	αγριοπρόβατο	100		
<i>Capra hircus cretica</i>	αγριόγιδο	80	26	Βόσκηση από μηρυκαστικά
<i>Sus scrofa</i>	αγριόχοιρος	200		
Σύνολο		830	197	Βόσκηση

Η νέα έκταση προστέθηκε με σκοπό την εφαρμογή πειραματικής μετακίνησης κατά το πρότυπο της άλλοτε παραδοσιακής εποχιακής μετακίνησης για βόσκηση στις περιοχές της Ηπείρου. Σκοπός ήταν ο αποκλεισμός της υπερβοσκημένης δασικής έκτασης από τη βόσκηση ώστε να επιτραπεί η ενδεχόμενη φυσική αναγέννηση και αποκατάσταση του δάσους και ειδικά του ποώδους ορόφου.

Κεφάλαιο 3

Chapter 3

Η υπέργεια βλάστηση στην περιοχή μελέτης

Above-ground vegetation in the study area

3.1 Περίληψη

Στο παρόν κεφάλαιο περιγράφω την υπέργεια βλάστηση των δασών της περιοχής μελέτης. Πραγματοποίησα φυτοκοινωνιολογική ανάλυση από ανάλυση της βλάστησης με βάση δειγματοληψίες που διενήργησα το 2006 σε μακροχρόνια βοσκημένες και σε πρόσφατα ή σποραδικά βοσκημένες θέσεις. Τις δειγματοληψίες βλάστησης των σποραδικά ή πρόσφατα βοσκημένων θέσεων τις συνέκρινα με δειγματοληψίες βλάστησης σε αντίστοιχες θέσεις της περιόδου 2001-2003. Τα δάση ανήκουν στην κοινότητα βλάστησης με *Fraxinus ornus* της φυτοκοινωνικής ένωσης Quercetum frainetto-Verbascum glabrati. Η μακροχρόνια βόσκηση υποβάθμισε τα μελετώμενα δάση, όπως έδειξαν οι αναλύσεις της χλωριδικής τους ποικιλότητας.

Λέξεις κλειδιά: κοινότητα βλάστησης, φυτοκοινωνική ένωση, δάση δρυός, Quercetum frainetto-Verbascum glabrati, *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia*, *Fraxinus ornus*, *Helleborus odoratus* subsp. *cyclophyllus*

3.1 Abstract

In the present chapter I describe the above-ground vegetation of the forests in the study area. I conducted phytosociological analysis of relevés of 2006 in long-term grazed and in recently or sporadically grazed forest sites. I compared the relevés of recently or sporadically grazed forest sites with data for respective forest sites of 2001-2003 period. These forests belong to the vegetation type with *Fraxinus ornus* of the Quercetum frainetto-Verbascum glabrati association. The long-term grazing caused degradation of the studied forests as revealed by analyses of plant diversity in the species dataset.

Keywords: vegetation type, association, oak forests, Quercetum frainetto-Verbascum glabrati, *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia*, *Fraxinus ornus*, *Helleborus odoratus* subsp. *cyclophyllus*

3.2 Εισαγωγή

3.2 Introduction

Στην Ήπειρο, τα ύφυγρα δάση δρυός της *Quercetalia pubescenti-petraeae* σχηματίζουν διακριτή ομάδα τύπων βλάστησης που εκπροσωπείται καλά (Bergmeier 2005). Στα υπο-Μεσογειακά δάση της Ηπείρου, έχουν περιγραφεί από τους Tsaliki et al. (2005) έξι φυτοκοινότητες βλάστησης με διαφορετική σύνθεση ειδών: 1) η *Quercus trojana-Hippocrepis emerus* comm. σε βραχώδεις πλαγιές μεγάλου υψομέτρου και σε αβαθή εδάφη, 2) η *Ostrya carpinifolia-Elymus ranormitanus* comm. σε πλαγιές μεγάλου υψομέτρου νότιας έκθεσης και σε βαθιά εδάφη, 3) η *Tilia tomentosa-Primula acaulis* comm. σε χαράδρες και απότομες βραχώδεις πλαγιές, 4) η *Quercus pubescens-Quercus frainetto* comm. σε μεσαίου υψομέτρου πλαγιές ποικίλων εκθέσεων, 5) η *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia* comm. σε παρόμοιες, αλλά πιο ξηρές συνθήκες και 6) η *Quercus trojana-Juniperus oxycedrus* comm. σε εκτεθειμένα στον ήλιο βραχώδη εδάφη χαμηλότερων υψομέτρων.

Στην ευρύτερη περιοχή μελέτης («Πλάκα Θαμμένη») αντιστοιχούν οι τρεις τελευταίες κοινότητες βλάστησης που έχουν περιγραφεί:

Η *Quercus pubescens-Quercus frainetto* comm. υπάρχει βόρεια και νότια του ποταμού Αώου και εκπροσωπεί τυπικό πρεμνοφυές υπο-Μεσογειακό δάσος δρυός σε ξηρά εδάφη, κυρίως χαμηλών υψομέτρων (400-780 m). Ο δενδρώδης όροφος αποτελείται από *Quercus pubescens*, *Q. frainetto* και *Carpinus orientalis* και τα είδη του θαμνώδους και του ποώδους ορόφου περιλαμβάνουν: *Sorbus torminalis*, *Ptilostemon strictus*, *Aremonia agrimonoides*, *Euphorbia amygdaloides*, *Lathyrus laxiflorus* και *Luzula forsteri*.

Η *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia* comm. υπάρχει βόρεια του Αώου σε χαμηλά υψόμετρα (400-700 m), σε βαθιά αλλά ξηρά εδάφη που αναπτύσσονται σε φλύσχη. Συνθέτει μικρό φυλλοβόλο δάσος με *Quercus frainetto* και *Fraxinus ornus* στον δενδρώδη όροφο και *Phillyrea latifolia*, *Cotinus coggygria*, *Brachypodium rupestre*, *Rosa gallica* και *Carex flacca* στο θαμνώδη και στον ποώδη όροφο.

Η *Quercus trojana-Juniperus oxycedrus* comm. αποτελεί σπάνιο τύπο βλάστησης που απαντά μόνο εντός της ιδιωτικής δασικής έκτασης που μελετήθηκε. Σε χαμηλά υψόμετρα (400-460 m) οι απότομες και εκτεθειμένες στον ήλιο πλαγιές που συγκροτούνται από φλύσχη και ασβεστολιθικά κροκαλοπαγή, καλύπτονται από μικτή φυλλοβόλα-αιθαλή βλάστηση με *Quercus trojana*, *Quercus pubescens* και *Phillyrea latifolia*. Στους ορόφους

απαντούν αειθαλή είδη της Μεσογείου όπως *Asplenium onopteris*, *Asparagus acutifolius* και *Helictotrichon convolutum* (Tsaliki et al. 2005).

Οι Bergmeier & Dimopoulos (2008), σε πρόσφατη φυτοκοινωνιολογική έρευνα των φυλλοβόλων και μεικτών δασών δρυός της Ελλάδας, χαρακτήρισαν τρεις τύπους φυτοκοινωνικών ενώσεων που απαντούν στην Ήπειρο κοντά στην περιοχή της Κόνιτσας: 1) η *Phillyreo latifoliae-Carpinetum orientalis* πάνω κυρίως σε ασβεστόλιθους αλλά μερικές φορές και σε σχιστόλιθους, σε εκτεθειμένες στον ήλιο πλαγιές με βραχώδη εδάφη, στα οποία δεν έχει καταγραφεί δασική χρήση εκτός από ασήμαντη δασική βόσκηση, 2) η *Tilio tomentosae-Castanetum* σε απότομες βόρειας έκθεσης χαμηλού υψομέτρου πλαγιές και σε χαράδρες με βαθιά καφέ βραχώδη εδάφη και σχετικά υγρές συνθήκες, η οποία απαντά σε διάφορους τύπος μητρικού πετρώματος, όπως ασβεστόλιθο και φλύσχη και περιλαμβάνει σταθμούς που έχουν υποστεί πρεμνοφυή διαχείριση και έχουν χρησιμοποιηθεί ως βοσκότοποι, και 3) η *Verbasco glabrati-Quercetum frainetto* σε πυριτικά, λίγο ή πολύ απότομα καφέ πηλώδη ή αμμοπηλώδη εδάφη επάνω σε φλύσχη, έδαφος με μέτριες πλαγιές σε όλες τις εκθέσεις, σε κορυφογραμμές και σε υψομετρικό εύρος 320-1200 m, ως πρεμνοφυείς και old-growth δασικοί βοσκότοποι.

Τα δάση της περιοχής μελέτης κατατάσσονται στη φυτοκοινωνική ένωση *Verbasco glabrati-Quercetum frainetto*. Οι κοινότητες της ένωσης είναι: i) τύπος με *Aira elegantissima*, ii) τύπος με *Ruscus aculeatus*, iii) χωρίς διαφοριστικά taxa, iv) τύπος με *Fraxinus ornus*, v) τύπος με *Galium laconicum* και vi) τύπος με *Elymus hispidus* (Bergmeier & Dimopoulos 2008).

3.3 Μέθοδοι

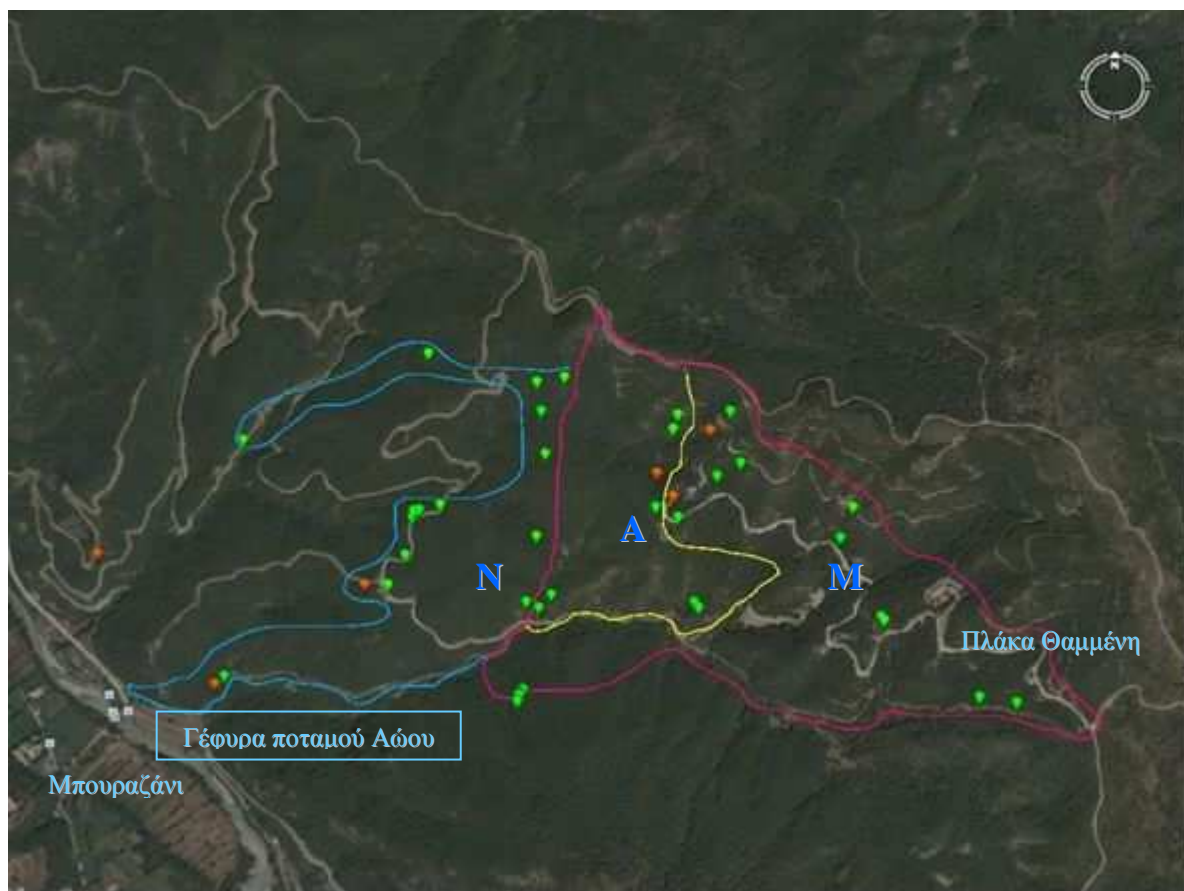
3.3 Methods

Πρωτόκολλο δειγματοληψιών βλάστησης (relevés)

Στο διάστημα της έρευνας πεδίου πραγματοποιήσα δειγματοληψίες βλάστησης κατά Braun-Blanquet (1964) στις 40 μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας (22 επιφάνειες μεγέθους 100 m² και 18 επιφάνειες 150 m²) του συστήματος παρακολούθησης που εφαρμόστηκε στο πλαίσιο εκπόνησης της παρούσας διδακτορικής διατριβής (Εικόνα 1), με καταγραφή και εκτίμηση οικολογικών παραμέτρων, με τη χρήση κλιμάκων για κάθε παράμετρο και με βάση ειδικά έντυπα καταγραφής (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974, Dierschke 1994). Η επιλογή της κλίμακας εκτίμησης, η τροποποίηση και η προσαρμογή

των εντύπων δειγματοληψίας ακολουθούν τις ανάγκες της έρευνας και βασίστηκαν στις μεθοδολογικές προϋποθέσεις που ορίζονται βιβλιογραφικά. Επέλεξα το σχήμα, το μέγεθος και τη θέση των επιφανειών με βάση τις μεθόδους για τη στρατηγική παρακολούθησης και δειγματοληψίας που εφαρμόστηκαν στην περιοχή μελέτης και που παραθέτω αναλυτικά στο Κεφάλαιο 1 της παρούσας διδακτορικής διατριβής.

Η επιφάνεια δειγματοληψίας βλάστησης πληροί τα κριτήρια του κατάλληλου μεγέθους, της ομοιογένειας της κάλυψης της βλάστησης και της ομοιομορφίας σε σχέση με την υπόλοιπη έκταση (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974, Dierschke 1994).



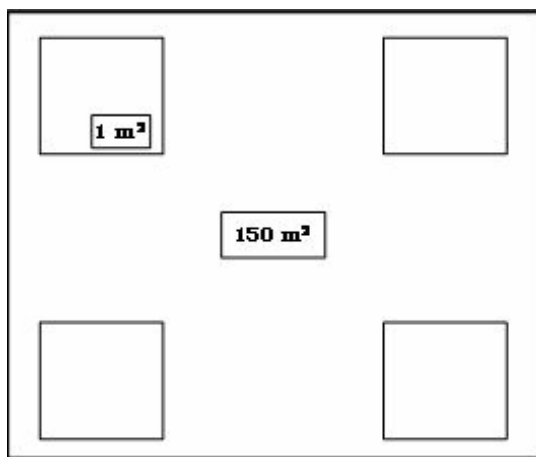
Υπόμνημα	
—	Έκταση περιφραγμένη και πρόσφατα βοσκημένη (2005-)
—	Έκταση περιφραγμένη και υπερβοσκημένη
M	Υπερβόσκηση μηρυκαστικών
A	Υπερβόσκηση αγριόχοιρου
N	Πρόσφατη βόσκηση

Εικόνα 1. Χάρτης περιοχής έρευνας και επιφάνειες δειγματοληψίας

Figure 1. Study area map and sampling plots

Οι επιφάνειες δειγματοληψίας βλάστησης έχουν σημανθεί μόνιμα και κατανέμονται στα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης της περιοχής μελέτης, όπου φαίνεται και η νέα έκταση που έχει προστεθεί στο ιδιωτικό δάσος για διαχείριση. Στην Εικόνα 1 συμβολίζονται με πράσινες κουκίδες, ενώ με πορτοκαλί κουκίδες συμβολίζονται οι επιφάνειες δειγματοληψίας βλάστησης στις οποίες πραγματοποιήσα και δειγματοληψίες για ανάλυση εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Κεφάλαια 4-6). Οι επιφάνειες εγκαταστάθηκαν εντός της περιοχής βόσκησης από μηρυκαστικά, βόσκησης από αγριόχοιρους, μη (ή σποραδικής) βόσκησης και πρόσφατης βόσκησης με την προσθήκη της νέας δασικής έκτασης. Σε πέντε μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας εφαρμόστηκε αποκλεισμός από τη βόσκηση με περίφραξη της κάθε επιφάνειας.

Η κλίμακα που επέλεξα ήταν η αριθμητική τροποποιημένη κλίμακα Braun-Blanquet (1964) που ανήκει στις κλίμακες που ενδείκνυνται για την παρακολούθηση της βλάστησης σε δασικά οικοσυστήματα όπου κατά κανόνα χρησιμοποιούνται επιφάνειες εκτίμησης κάλυψης μεγάλου εμβαδού (Klotz 1997). Η τροποποιημένη κλίμακα Braun-Blanquet (1964) (κατά Wilmanns 1989) είναι κλίμακα 9 κλάσεων και δίνει δεδομένα αφθονίας-κυριαρχίας (Dierschke 1994). Τα πλεονεκτήματα αυτής της μεθόδου είναι η ταχύτητα δειγματοληψίας και η δυνατότητα σύγκρισης με τις παλιές φυτοκοινωνιολογικές εργασίες.



Εικόνα 2. Σχηματική αναπαράσταση υπο-επιφανειών εγκατεστημένων σε μόνιμη επιφάνεια δειγματοληψίας βλάστησης

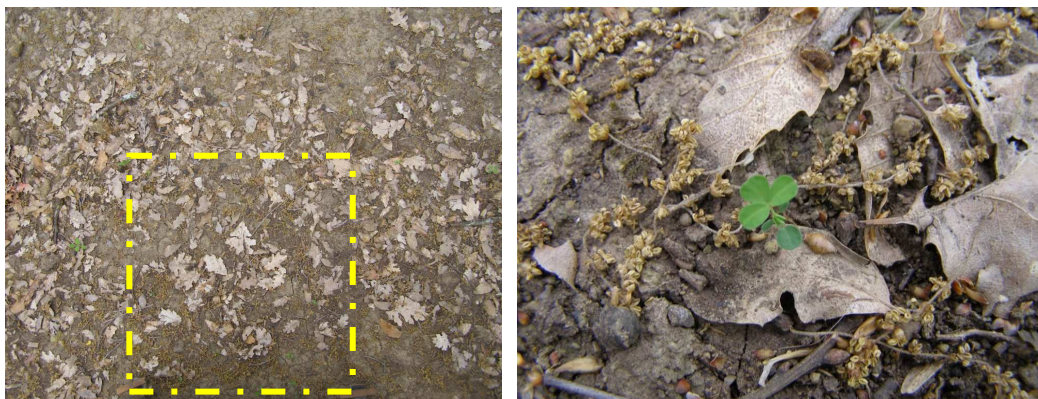
Figure 2. Scheme of sub-plots established within the permanent plots of vegetation sampling

Χρησιμοποιήσα 40 υπο-επιφάνειες εμβαδού 1m^2 που ήταν εγκατεστημένες μέσα σε 10 μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας (4 υπο-επιφάνειες σε κάθε επιφάνεια, Εικόνα 2). Τις καταγραφές της βλάστησης εντός των επιφανειών τις πραγματοποιήσα ώστε τα δεδομένα να ανάγονται σε κάλυψη βλάστησης κατά την κλίμακα Braun-Blanquet και σε δεδομένα

για ενδεχόμενη μελλοντική ανάλυση συχνότητας. Αυτό το πέτυχα σημειώνοντας την ακριβή θέση των αρτιβλάστων και των νεαρών ατόμων που παρατηρούσα μέσα σε κάθε υπο-επιφάνεια σε κάθε επίσκεψη καταγραφής.



Εικόνα 3. Υπο-επιφάνεια 1 m² μέσα σε μόνιμη επιφάνεια 150 m² σε πρόσφατα βοσκημένο δάσος
Figure 3. Sub-plot 1m² within a permanent plot of 150 m² in recently grazed forest



Εικόνα 4. Αριστερά υπο-επιφάνεια 0.25 m² και δεξιά αρτιβλαστο *Trifolium* sp. μέσα στην υπο-επιφάνεια
Figure 4. Sub-plot 0.25 m² in the left and a *Trifolium* sp. seedling within the sub-plot

Μέσα σε μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας εγκατέστησα επιπλέον 10 υπο-επιφάνειες μικρότερου μεγέθους 0.25 m² και εργάστηκα με τον ίδιο τρόπο που εργάστηκα στις υπο-επιφάνειες του 1m² (Εικόνες 3 και 4). Παράλληλα, χρησιμοποίησα μια απλή παραλλαγή

των τεχνικών δειγματοληψίας χωρίς τη χρήση επιφανειών (plotless sampling) σημαίνοντας άτομα αρτιβλάστων που παρατηρούσα στο πεδίο. Υπό μία έννοια λοιπόν, ουσιαστικά χρησιμοποιούνται επιφάνειες δειγματοληψίας καθώς τα δεδομένα πρέπει να αντιστοιχούν σε κάποια επιφάνεια, ώστε να είναι δυνατή η ερμηνεία τους (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974).

Πρωτόκολλο καταγραφής & σήμανσης αρτιβλάστων

Πραγματοποίησα σημάνσεις σε άτομα αρτιβλάστων με μεταλλικές βέργες εντός 5 μόνιμων επιφανειών δειγματοληψίας βλάστησης (έκτασης 150m²) το χρονικό διάστημα Ιούλιο-Οκτώβριο 2005. Καταμετρούσα και κατέγραφα τα άτομα αρτιβλάστων της σήμανσης και επανέλαβα τις καταμετρήσεις κατά το έτος 2006. Τα δεδομένα που έλαβα τα χρησιμοποίησα ως συμπληρωματικά στοιχεία για κάθε επιφάνεια 150m². Ο αριθμός των σημάνσεων διαφέρει ανά επιφάνεια και αυτό οφείλεται στις διαφορές στον πληθυσμό και την κατανομή των taxa που σημάνθηκαν.



Εικόνα 5. Επάνω αριστερά σημασμένο αρτίβλαστο *Fraxinus ornus*, επάνω δεξιά σημασμένο αρτίβλαστο *Trifolium* species, κάτω αριστερά σημάνσεις και κάτω δεξιά αρτίβλαστο *Carpinus orientalis*

Figure 5. Up left marked *Fraxinus ornus* seedling, up right marked *Trifolium* species seedling, markings to the bottom left and *Carpinus orientalis* seedling to the bottom right

3.3.1 Φυτοκοινωνιολογική ανάλυση και σύνθεση της βλάστησης

3.3.1 Phytosociological analysis and vegetation synthesis

Η αναγνώριση των φυτικών ειδών πραγματοποιήθηκε με βάση παλαιότερες χλωριδικές καταγραφές (Bergmeier 2005, Dimopoulos et al. 2005, Tsaliki et al. 2005) και με τη βοήθεια σχετικών συγγραμμάτων (Tutin et al. 1968-1980, 1993, Strid & Tan 1997, 2002). Καθώς δεν υπάρχουν βιβλιογραφικά βοηθήματα αναγνώρισης των ειδών της Ελλάδας σε επίπεδο αρτιβλάστου, συνέλεξα φυτικά σπέρματα από μερικά είδη για φύτευσή τους στο εργαστήριο. Αυτό μου επέτρεψε να αναγνωρίσω ορισμένα αρτίβλαστα που παρατήρησα στο πεδίο. Εκτός από τα χλωριδικά στοιχεία, οι παράμετροι που καταγράφηκαν σε κάθε επιφάνεια παρατίθενται στο παράρτημα.

Στο παρόν κεφάλαιο παραθέτω αποτελέσματα από αναλύσεις δεδομένων από καταγραφές του έτους 2006 στις 40 μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας. Τα δεδομένα τα εισήγαγα στο λογισμικό TURBOVEG (Hennekens & Schaminee 2001) και στη συνέχεια έλαβα τον τελικό φυτοκοινωνιολογικό πίνακα χρησιμοποιώντας το πρόγραμμα JUICE 7.0 (Tichý 2002) και εφαρμόζοντας την ανάλυση Twinspan (Hill 1979). Τα αποτελέσματα του 2006 για τα μη διαταραγμένα δάση τα συνέκρινα με δεδομένα από 20 δειγματοληψίες της περιόδου 2001-2003 που έλαβα από τους Tsaliki et al. (2005) και Bergmeier & Dimopoulos (2008) για αντίστοιχες θέσεις. Με τη βοήθεια του προγράμματος JUICE 7.0 ανέλυσα τα συστατικά της α- και β-ποικιλότητας στα δεδομένα των ειδών του 2006 και υπολόγισα τη συνολική διακύμανση του σετ δεδομένων των ειδών. Εφάρμοσα μη-παραμετρικό έλεγχο Mann-Whitney για να συγκρίνω τις διαφορές του δείκτη ομοιότητας Jaccard στα χλωριδικά δεδομένα του 2006 μεταξύ των δύο καθεστώτων διαταραχής: μακροχρόνια βόσκηση και σποραδική βόσκηση.

3.4 Αποτελέσματα

3.4 Results

Από την ανάλυση των δεδομένων των 40 επιφανειών βλάστησης (2006) και τη σύγκρισή τους με τα δεδομένα του 2001-2003 προέκυψε ο Πίνακας 1, όπου φαίνονται οι διαφορές στη χλωριδική σύνθεση μεταξύ των δύο περιόδων. Από τον Πίνακα 1 και τα διαγνωστικά είδη για τους τύπους βλάστησης της περιοχής μελέτης από τους Tsaliki et al. (2005)

προκύπτει ότι τα δάση που μελέτησα ανήκουν στην κοινότητα βλάστησης *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia*.

Τα είδη *Quercus frainetto*, *Q. cerris*, *Q. pubescens* και *Q. trojana* είναι άφθονα στον δενδρώδη όροφο όλων σχεδόν των επιφανειών ανεξαρτήτως βόσκησης, με την *Quercus frainetto* να είναι το κυρίαρχο είδος. Μεγάλη αφθονία τόσο στο δενδρώδη όσο και στο θαμνώδη όροφο παρουσιάζουν επίσης τα είδη *Phillyrea latifolia*, *Fraxinus ornus*, *Carpinus orientalis* και *Cotinus coggygria*, ενώ σημαντική παρουσία σε αυτούς τους ορόφους παρουσιάζει ο *Juniperus oxycedrus*. Στο χαμηλό θαμνώδη όροφο των σποραδικά βοσκημένων και πρόσφατα βοσκημένων δασών, η *Rosa gallica* έχει μεγάλη αφθονία ενώ ο *Ruscus aculeatus* έχει σημαντική παρουσία (Πίνακες 1-5). Με βάση την κυριαρχία του *Fraxinus ornus*, τα δάση της περιοχής μελέτης κατατάσσονται στον τύπο 4, δηλαδή στην κοινότητα με *Fraxinus ornus* της φυτοκοινωνικής ένωσης *Verbasco glabrati-Quercetum frainetto* (Bergmeier & Dimopoulos 2008).

Η ανάλυση των δεδομένων των 40 επιφανειών δειγματοληψίας του 2006 έδωσε τον Πίνακα 2, στον οποίο οι περισσότερες πρόσφατα ή σποραδικά βοσκημένες θέσεις της *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia* διακρίνονται από τις μακροχρόνια βοσκημένες θέσεις. Η διάκριση είναι σαφέστερη για τις θέσεις που βόσκονται από μηρυκαστικά, ενώ οι θέσεις που βόσκονται από αγριόχοιρους δεν διακρίθηκαν με σαφήνεια. Όταν συνδύασα τους ορόφους της βλάστησης διακρίνοντας απλώς την ξυλώδη από την ποώδη χλωρίδα, τότε προέκυψε ο Πίνακας 3, όπου φαίνεται η σαφής διαβάθμιση της βόσκησης, με τις θέσεις που βόσκονται από αγριόχοιρους και μηρυκαστικά στο αριστερό τμήμα του Πίνακα και τις θέσεις που βόσκονται σποραδικά στο δεξί τμήμα του πίνακα.

Στους Πίνακες 4 και 5 παρουσιάζονται συνοπτικά οι τιμές σταθερότητας (constancy values) των ειδών στις δύο διαφορετικές καταστάσεις των μελετώμενων δασών (διαταραχή από μακροχρόνια βόσκηση και μη διαταραχή). Οι Πίνακες 4 και 5 αποτελούν τους συνοπτικούς πίνακες των Πινάκων 2 και 3 αντίστοιχα.

Οι θέσεις βόσκησης από τα μηρυκαστικά διακρίνονται από τις υπόλοιπες θέσεις και σε αυτό ρόλο παίζει η κυριαρχία του *Helleborus odorus* subsp. *cyclophyllus* στις θέσεις που βόσκονται από τα μηρυκαστικά. Ο ποώδης όροφος των σποραδικά βοσκημένων θέσεων κυριαρχείται από την *Euphorbia amygdaloides*, ενώ μεγάλη αφθονία παρουσιάζουν τα είδη *Brachypodium sylvaticum*, *Dactylis glomerata*, *Poa trivialis*. Σημαντική παρουσία έχουν επίσης τα είδη *Carex flacca* και *Veronica chamaedrys*. Στον ποώδη όροφο μεγάλη

αναγέννηση παρουσίασαν τα είδη *Rosa gallica*, *Fraxinus ornus*, *Cotinus coggygria*, *Quercus* spp. και *Carpinus orientalis*.

Ο συνολικός και ο μέσος πλούτος ειδών, η διακύμανση των δεδομένων των ειδών, οι τιμές των δεικτών της β-ποικιλότητας ανά καθεστώς βόσκησης (μακροχρόνια και σποραδική βόσκηση) για τα δεδομένα του 2006 παρουσιάζονται στους Πίνακες 6 και 7. Η βόσκηση έχει επηρεάσει τον χλωριδικό πλούτο των μελετώμενων δασών, ο οποίος είναι φτωχότερος στις μακροχρόνια βοσκημένες δασικές θέσεις ($p=0.000$, Mann-Whitney).

Πίνακας 1. Διαφορές στη χλωριδική ποικιλότητα των δασών της κοινότητας *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia* στην περιοχή μελέτης μεταξύ 2001-2003 και 2006. T: δενδρώδης όροφος, S: θαμνώδης όροφος, H: ποώδης όροφος, s: αρτίβλαστο, j: νεαρό άτομο

Table 1. Differences in floristic diversity in the studied forests of *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia* between 2001-2003 and 2006. T: tree layer, S: shrub layer, H: herb layer, s: seedling, j: juvenile

	2001-2003 (θέσεις 41-60)																				2006 (θέσεις 18-40)																												
	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40						
<i>Quercus trojana</i>	T	1	.	.	.	1	.	1	.	.	1	1	2	2	2	.	+	+	2	+	2	2	2	.	+	.						
<i>Hippocrepis emerus</i> subsp. <i>emeroides</i>	r				
<i>Acer monspessulanum</i>	T	1	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	1	+	+	.	+	+					
<i>Pistacia terebinthus</i>	H	r				
<i>Thalictrum minus</i> subsp. <i>saxatile</i>	r				
<i>Quercus pubescens</i>	H	.	.	+				
<i>Elymus panormitanus</i>	+				
<i>Acer obtusatum</i>	H	+			
<i>Acer obtusatum</i>	S	+			
<i>Clematis vitalba</i>	.	+	.	+	+	.	.	+			
<i>Tilia tomentosa</i>	H	r			
<i>Acer obtusatum</i>	T	+			
<i>Campanula</i> <i>trachelium</i>	r			
<i>Euphorbia</i> <i>amygdaloides</i> subsp. <i>amygdalodes</i>	.	.	1	.	.	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	+	1	+	.	+	+	+	1		
<i>Potentilla micrantha</i>	+	r	.	+	+	+	+	.	.	+	.	.	+			
<i>Aremonia</i> <i>agrionoides</i>	.	.	r	.	.	r	.	+	.	+	.	.	1	1	+	+	r			
<i>Melittis</i> <i>melissophyllum</i> subsp. <i>albida</i>	+	.	.	.	+	.	.	+	+	1	2	1	1	2	.	+	.	1			
<i>Brachypodium</i> <i>sylvaticum</i>	+	.	1	+	1	.	1	.	.	.	+	1	+	2	.	1	1	3	1			
<i>Galium laconicum</i>	+	.	.	1	1	+	1	+	.	1		
<i>Hedera helix</i>	H	+	.	.	2	.	.	.	+		
<i>Viola alba</i>	+	+	1	.	1	1	+	.	1	1	+	1	+	1	+	+	.	1	1	+	r	r	r	.	.	r	r	r	r	r	+	+	.	.	.	r	r	+			
<i>Quercus frainetto</i>	T	3	3	3	2	3	3	3	4	3	3	4	4	3	4	3	4	3	2	2	3	3	3	4	2	2	2	3	4	2	4	2	2	4	4	3	3	2	4	3	2	.	2	2	.				
<i>Quercus frainetto</i>	H	.	1	1	1	1	1	1	1	1	+	1	+	1	+	.	1	2	2	+	
<i>Quercus frainetto</i>	j		
<i>Luczula forsteri</i>	+	1	+	1	+	1	.	1	1	.	+	1	+	1	1	+	.	1	1	1		
<i>Lathyrus laxiflorus</i>	1	1	+	.	+	2	.	1	1	.	1	+	+	+	1	+	1	+	1	2	2	.	+
<i>Crepis fraasii</i>	1	+	1	.	.	+	+	1	1	.	1	.	+	+	1	.	.	1	.	1		
<i>Vicia laeta</i>	1	.	.	.	+	1	1	.	.	.	+	.	+	.	+	.	+	+	1	1		

Πίνακας 2. Διαφορές στη χλωριδική ποικιλότητα των δασών της κοινότητας *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia* στην περιοχή μελέτης μεταξύ διαταραγμένων (1-17) και μη διαταραγμένων θέσεων (18-40) από δειγματοληψίες του 2006, οι επιφάνειες βόσκησης αγριόχοιρου (22, 28, 34, 37) που δε διαχωρίστηκαν καθαρά σημαίνονται
Table 2. Differences in floristic diversity in the studied forests of *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia* between disturbed (1-17) and undisturbed sites (18-40) from sampling in 2006; wild boar grazed plots (22, 28, 34, 37) which were not clearly distinguished are marked

	Μακροχρόνια βόσκηση																	Σποραδική ή πρόσφατη βόσκηση																								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40		
<i>Quercus frainetto</i>	T	3	4	.	.	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	4	2	2	2	3	4	2	4	2	2	4	4	3	3	2	4	3	2	.	2	2		
<i>Fraxinus ornus</i>	T	2	2	2	2	2	+	2	2	2	.	2	+	2	2	2	.	+	2	2	2	2	+	2	2	2	2	2	+	2	2	2	2	.	+	2	2	+	.	.	.	
<i>Quercus cerris</i>	T	2	.	1	2	+	2	2	3	2	2	3	.	2	2	2	2	.	2	2	.	2	2	2	+	+	.	.	2	2	.	+	+	2	2	+	+	2	2	.	2	
<i>Phillyrea latifolia</i>	S	2	2	3	2	3	2	2	2	3	3	2	3	3	3	2	3	2	4	3	3	2	2	2	2	+	.	2	3	3	3	
<i>Quercus pubescens</i>	T	+	2	3	3	2	2	.	.	.	+	2	.	2	2	2	.	.	2	2	3	2	3	3	4	3	4	.	2	.	.	2	2	2	2	2	.	2	.	.	.	
<i>Phillyrea latifolia</i>	T	2	+	2	3	2	2	+	2	2	+	2	2	2	2	+	4	2	2	3	2	2	2	2	2	+	.	2	.	.	.	
<i>Quercus trojana</i>	T	.	.	.	2	2	2	2	.	.	3	+	2	+	2	2	2	2	+	2	2	2	.	+	+	2	+	2	2	2	.	+	
<i>Cotinus coggygria</i>	S	+	.	.	.	+	2	2	3	3	2	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	.	2	+	5	.	.
<i>Carpinus orientalis</i>	T	.	.	2	.	2	3	.	4	.	.	.	2	3	.	4	4	.	.	.	2	+	2	2	2	2	+	+	4	2	+	.	+	.	+	.		
<i>Fraxinus ornus</i>	S	2	+	.	.	.	+	.	+	2	.	.	2	+	+	2	.	2	2	2	2	+	+	+	2	.	2	3	+		
<i>Juniperus oxycedrus</i>	T	2	.	.	2	+	+	+	.	.	.	2	+	+	.	.	.	+	2	.	2	2	+	+	+	2	+	2		
<i>Juniperus oxycedrus</i>	S	+	+	.	2	.	.	3	.	+	.	+	.	.	.	2	2	2	3	+	2	2	.	3	2	3	.	3		
<i>Carex flacca</i>		r	.	.	.	+	2	r	1	.	1	1	1	1	+	.	r	r	1	1	2	.	.	1	.	.	.		
<i>Carpinus orientalis</i>	S	2	.	3	.	+	.	.	2	.	.	2	+	2	3	.	2	+	.	r	.	.	.	+	.	5	5	5		
<i>Viola alba</i>		r	.	.	.	r	r	r	.	.	r	r	r	r	.	.	.	r	+	+	r	r	+		
<i>Cotinus coggygria</i>	T	+	+	.	2	2	+	.	+	+	+	+	.	.	2	.	+	+	2	.	.		
<i>Euphorbia amygdaloides</i> subsp. <i>amygdaloides</i>		2	3	2	2	.	4	3	4	2	2	1	+	+	1		
<i>Rosa gallica</i>	S	3	2	2	.	3	2	3	2	r	1	3	.	.	+	.	2	.	.		
<i>Helleborus odoros</i> subsp. <i>cyclophyllus</i>		1	.	+	1	.	2	.	+	+	3	2	.	2	2	.	.		
<i>Acer monspessulanum</i>	T	+	+	.	.	+	2	.	.	+	.	.	.	+	.	+	+		
<i>Sorbus torminalis</i>	T	.	2	+	+	2	2	+	2	+	.	+	.	.	.		
<i>Dactylis glomerata</i>		1	2	.	1	1	1	3	2	+	+	
<i>Crataegus monogyna</i>	T	.	.	+	2	+	.	+	2	+	+	2			
<i>Veronica chamaedrys</i>	s	r	.	.	.	r	.	r	.	.	.	r	.	.	+	.	r	.	r	r		
<i>Rosa gallica</i>	H	4	1	2	.	1	1	3	2	2			
<i>Brachypodium sylvaticum</i>		3	+	1	2	.	1	1	3	1		

<i>Juniperus oxycedrus</i>	j															r	r						r			
<i>Quercus cerris</i>	S																						2	4	4	
<i>Teucrium chamaedrys</i>																							2	+	+	
<i>Trifolium species</i>	s	r																								
<i>Trifolium physodes</i>	s							r	r																	
<i>Quercus species</i>	s							r									r									
<i>Muscari neglectum</i>								r									r									
<i>Cercis siliquastrum</i>	s							r	r																	
<i>Aremonia agrimonoides</i>								r									r									
<i>Phillyrea latifolia</i>	H							r									r									
<i>Pistacia terebinthus</i>	S																								+	
<i>Selinum silaifolium</i>																	r	r								
<i>Cotinus coggygria</i>	j																+									
<i>Trifolium campestre</i>																	r							+		
<i>Acer campestre</i>	S																r								+	
<i>Dorycnium hirsutum</i>	s																r							+		
<i>Galium species</i>	s																									
<i>Acer monspessulanum</i>	j																									
<i>Quercus species</i>	S																									
<i>Potentilla micrantha</i>	s																									
<i>Colutea arborescens</i>	S																									
<i>Dictamnus albus</i>	S																									
<i>Carpinus orientalis</i>	s																							r	r	
<i>Quercus trojana</i>	j																							r	r	
<i>Arbutus unedo</i>	S																							2	2	
<i>Cistus creticus</i>	S																							r	+	
<i>Lapsana communis</i>																									+	r
<i>Acer campestre</i>	T	2																								
<i>Cercis siliquastrum</i>	T																						2			
<i>Cercis siliquastrum</i>	S																						2			
<i>Psoralea bituminosa</i>																									2	
<i>Hypericum perforatum</i>																									1	
<i>Vicia sativa</i>	S																								4	
<i>Poa species</i>																									2	

<i>Lathyrus niger</i>		2
<i>Rosa species</i>	S	4

Άλλα είδη: *Sorbus torminalis* (s) 2: r; *Paliurus spina-christi* (T) 9: +; *Pyrus species* (S) 10:+; *Crocus species* (s) 11: r; *Helleborus odoratus* ssp. *cyclophyllus* (s) 11: r; *Vicia sativa* (s) 11: r, 32: r; *Quercus species* (H) 10: r; *Viola alba* (s) 10: r, 27: r; *Hedera helix* (H) 11: r, (s) 33: r; *Geranium robertianum* 11: r; *Geranium brutium* 11: r; *Crocus chrysanthus* (H) 11: r, (j) 32: r; *Epipactis microphylla* (H) 11: r; *Carpinus orientalis* (H) 16: r; *Ptilostemon strictus* 18: 1; *Rosa species* (j) 18: r; *Euphorbia amygdaloides* ssp. *amygdaloides* (s) 18: r; *Luzula forsteri* 18: r; *Trifolium tenuifolium* (H) 19: +; *Clematis vitalba* (S) 19: +; *Tamus communis* (S) 19: r; *Trifolium pallidum* 19: r; *Geranium purpureum* 19: r; *Thymus longicaulis* (s) 20: r; *Corylus colurna* (S) 21: +; *Torilis species* (j) 24: r; *Acanthus spinosus* 26: r; *Psoralea bituminosa* (j) 30: r; *Lathyrus laxiflorus* (j) 31: +; *Echinops species* 31: r; *Geranium species* (s) 31: r; *Verbascum glabratum* 31: r; *Crataegus monogyna* (j) 31: r; *Cercis siliquastrum* (j) 32: r; *Melitis melissophyllum* (s) 32: r; *Lithospermum purpureocaeruleum* (j) 32: r; *Cornus mas* (H) 33 r; *Trifolium species* 34: +; *Pistacia terebinthus* (T) 34: +; *Hypericum perforatum* (s) 35: +; *Phillyrea latifolia* (j) 36: +, (s) 35: r; *Rosa gallica* (j) 36: +; *Dictamnus albus* (j) 36: r; *Lotus species* 38: +; *Torilis japonica* 38: +; *Vicia villosa* 39: +; *Lathyrus species* 39: +; *Rubus canescens* (S) 40: +; *Dorycnium hirsutum* (S) 39: +

Πίνακας 3. Διαφορές στη χλωριδική ποικιλότητα των δασών της *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia* στην περιοχή μελέτης μεταξύ διαταραγμένων και μη διαταραγμένων θέσεων από δειγματοληψίες του 2006, διάκριση μόνο της ξυλώδους από την ποώδη χλωρίδα, οι επιφάνειες βόσκησης αγριόχοιρου που διαχωρίστηκαν καθαρά σημαίνονται

Table 3. Differences in floristic diversity in the studied forests of *Quercus frainetto-Phillyrea latifolia* between disturbed and undisturbed sites from sampling in 2006, only woody from herb species distinguished; clearly distinguished plots grazed by wild boar are marked

		Μακροχρόνια βόσκηση																			Σποραδική ή πρόσφατη βόσκηση																																				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40																
<i>Fraxinus ornus</i>	T+S	2	2	2	2	.	+	2	2	2	2	2	2	2	+	+	2	+	+	.	2	+	2	2	2	3	2	3	+	3	+	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2								
<i>Quercus frainetto</i>	T+S	4	4	2	2	2	3	2	2	2	3	.	2	.	2	2	.	2	2	2	2	2	2	2	3	4	4	4	3	4	3	+	4	2	2	3	4	2	4	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3								
<i>Quercus cerris</i>	T+S	.	+	2	3	2	2	3	2	+	2	1	2	2	.	.	2	2	2	2	2	2	2	2	+	+	.	+	2	4	5	2	.	2	.	+	+	2	.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2						
<i>Quercus pubescens</i>	T+S	2	2	2	2	+	2	.	.	2	+	3	.	3	.	.	2	2	2	.	2	3	.	2	2	.	.	2	2	4	.	.	3	3	4	4	4	3	2	.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							
<i>Phillyrea latifolia</i>	T+S	.	2	2	2	2	3	3	2	3	2	2	2	4	3	2	.	4	3	2	3	3	3	4	3	2	3	3	3	3	5	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2						
<i>Juniperus oxycedrus</i>	T+S	.	+	.	.	.	+	.	+	+	2	.	.	2	2	2	+	2	2	.	2	+	2	+	+	4	2	3	2	+	3	3	3	3	.	+	+							
<i>Carpinus orientalis</i>	T+S	.	+	2	.	.	2	.	3	.	.	2	4	.	.	4	.	+	+	5	.	+	4	3	r	+	2	.	.	5	5	5	.	2	2	2	2	2	3	3				
<i>Quercus trojana</i>	T+S	.	+	+	+	3	2	.	2	2	.	.	.	2	.	2	2	2	2	2	2	+	2	2	+	2	2	.	2	.	2	2				
<i>Cotinus coggygria</i>	T+S	.	.	+	+	+	.	2	+	.	2	2	2	.	2	2	3	2	3	.	.	5	3	3	2	3	3	3	2	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2				
<i>Carex flacca</i>	H	r	r	1	1	r	1	2	.	.	.	r	1	1	1	1	1	1	1	+	2	+				
<i>Viola alba</i>	H	r	+	.	.	r	+	r	+	r	r	r	r	r	r	r	r	r			
<i>Acer monspessulanum</i>	T+S	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	2	r	2	2	+	.	2	+			
<i>Euphorbia amygdaloides</i> subsp. <i>amygdaloides</i>	H	1	+	1	+	2	4	2	3	4	2	3	4	2	2	3	2	2	3	2	2	3	2	2	2	2				
<i>Rosa gallica</i>	S	1	+	.	r	3	.	.	2	2	3	2	2	3	2	2	3	2	.	3				
<i>Sorbus torminalis</i>	T+S	2	+	+	.	.	.	2	2	.	+	2	2	.	+	2	2	.	+	+				
<i>Crataegus monogyna</i>	T+S	.	.	2	+	+	+	+	2	2	2	+	.	2					
<i>Helleborus odoratus</i> subsp. <i>cyclophyllus</i>	H	.	.	2	2	3	2	+	.	.	1	+	+	1	2				
<i>Dactylis glomerata</i>	H	1	.	.	1	3	+	+	2		
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	H	2	.	1	.	.	1	3	.	1	.	+		
<i>Veronica chamaedrys</i>	H	r	r	r	.	.	r
<i>Rosa gallica</i>	H	2	.	.	.	1	1	2	1	3	2	.	4		
<i>Quercus</i> species	S	r	2	r	
<i>Asparagus acutifolius</i>	S	r	+	.	+	+	r	.	.	.	r
<i>Ruscus aculeatus</i>	S	+	+	+	.	+	2	+	
<i>Cornus mas</i>	S	+	+	+	2	+	2

Πίνακας 4. Συνοπτικός Πίνακας της σταθερότητας των ειδών (constancy values) από τον Πίνακα 2

Table 4. Synoptic Table of species constancy values of Table 2

αριθμός δειγματολημιών καθεστώσ		17	23
		διαταραχή	μη διαταραχή
<i>Quercus frainetto</i>	T	82	96
<i>Fraxinus ornus</i>	T	88	83
<i>Quercus cerris</i>	T	82	78
<i>Phillyrea latifolia</i>	S	35	96
<i>Quercus pubescens</i>	T	65	70
<i>Phillyrea latifolia</i>	T	35	83
<i>Quercus trojana</i>	T	65	52
<i>Cotinus coggygia</i>	S	12	87
<i>Carpinus orientalis</i>	T	47	57
<i>Fraxinus ornus</i>	S	12	78
<i>Juniperus oxycedrus</i>	T	35	52
<i>Juniperus oxycedrus</i>	S	18	61
<i>Carex flacca</i>		6	65
<i>Carpinus orientalis</i>	S	12	57
<i>Viola alba</i>		6	57
<i>Cotinus coggygia</i>	T	6	52
<i>Euphorbia amygdaloides</i> subsp. <i>amygdaloides</i>		.	57
<i>Rosa gallica</i>	S	.	52
<i>Helleborus odoratus</i> subsp. <i>cyclophyllus</i>		53	4
<i>Acer monspessulanum</i>	T	24	22
<i>Sorbus torminalis</i>	T	6	35
<i>Dactylis glomerata</i>		.	39
<i>Crataegus monogyna</i>	T	12	26
<i>Veronica chamaedrys</i>	s	6	30
<i>Rosa gallica</i>	H	.	35
<i>Brachypodium sylvaticum</i>		.	35
<i>Quercus</i> species	j	6	26
<i>Ruscus aculeatus</i>	S	12	22
<i>Cornus mas</i>	S	12	22
<i>Asparagus acutifolius</i>	S	6	26
<i>Dorycnium hirsutum</i>		.	30
<i>Quercus frainetto</i>	S	.	30
<i>Veronica chamaedrys</i>		12	17
<i>Acer monspessulanum</i>	S	6	22
<i>Quercus coccifera</i>	S	.	26
<i>Quercus pubescens</i>	S	.	22
<i>Cotinus coggygia</i>	H	.	22
<i>Sorbus domestica</i>	T	.	22
<i>Vicia sativa</i>		.	22
<i>Thymus longicaulis</i>	H	.	22
<i>Poa trivialis</i> subsp. <i>sylvicola</i>		.	22
<i>Fraxinus ornus</i>	s	12	9
<i>Melitis melissophyllum</i>		6	13
<i>Potentilla micrantha</i>		6	13
<i>Crataegus monogyna</i>	S	.	17
<i>Brachypodium</i> species		.	17

<i>Clinopium vulgare</i>		.	17
<i>Trifolium campestre</i>	s	18	.
<i>Trifolium physodes</i>		.	13
<i>Trifolium ochroleucon</i>		.	13
<i>Torilis arvensis</i>		.	13
<i>Tanacetum corymbosum</i>		.	13
<i>Trifolium arvense</i>		.	13
<i>Sorbus torminalis</i>	S	.	13
<i>Torilis species</i>		.	13
<i>Quercus frainetto</i>	j	.	13
<i>Thymus longicaulis</i>	S	.	13
<i>Lathyrus laxiflorus</i>		.	13
<i>Arbutus unedo</i>	T	.	13
<i>Quercus trojana</i>	S	.	13
<i>Juniperus oxycedrus</i>	j	.	13
<i>Quercus cerris</i>	S	.	13
<i>Teucrium chamaedrys</i>		.	13
<i>Trifolium species</i>	s	12	.
<i>Trifolium physodes</i>	s	12	.
<i>Quercus species</i>	s	6	4
<i>Muscari neglectum</i>		6	4
<i>Cercis siliquastrum</i>	s	12	.
<i>Aremonia agrimonoides</i>		6	4
<i>Phillyrea latifolia</i>	H	6	4
<i>Pistacia terebinthus</i>	S	6	4
<i>Selinum silaifolium</i>		.	9
<i>Cotinus coggygria</i>	j	.	9
<i>Trifolium campestre</i>		.	9
<i>Acer campestre</i>	S	.	9
<i>Dorycnium hirsutum</i>	s	.	9
<i>Galium species</i>	s	.	9
<i>Acer monspessulanum</i>	j	.	9
<i>Quercus species</i>	S	.	9
<i>Potentilla micrantha</i>	s	.	9
<i>Colutea arborescens</i>	S	.	9
<i>Dictamnus albus</i>	S	.	9
<i>Carpinus orientalis</i>	s	.	9
<i>Quercus trojana</i>	j	.	9
<i>Arbutus unedo</i>	S	.	9
<i>Cistus creticus</i>	S	.	9
<i>Lapsana communis</i>		.	9
<i>Acer campestre</i>	T	6	.
<i>Cercis siliquastrum</i>	T	6	.
<i>Cercis siliquastrum</i>	S	6	.
<i>Psoralea bituminosa</i>		.	4
<i>Hypericum perforatum</i>		.	4
<i>Vicia sativa</i>	S	.	4
<i>Poa species</i>		.	4
<i>Lathyrus niger</i>		.	4
<i>Rosa species</i>	S	.	4

Πίνακας 5. Συνοπτικός Πίνακας της σταθερότητας των ειδών (constancy values) από τον Πίνακα 3

Table 5. Synoptic Table of species constancy values of Table 3

<i>αριθμός δειγματοληψιών</i>		21	19
<i>καθεστώς</i>		<i>διαταραχή</i>	<i>μη διαταραχή</i>
<i>Fraxinus ornus</i>	T+S	90	100
<i>Quercus frainetto</i>	T+S	86	100
<i>Quercus cerris</i>	T+S	86	79
<i>Quercus pubescens</i>	T+S	71	68
<i>Phillyrea latifolia</i>	T+S	48	95
<i>Juniperus oxycedrus</i>	T+S	62	74
<i>Carpinus orientalis</i>	T+S	52	79
<i>Quercus trojana</i>	T+S	71	42
<i>Cotinus coggygia</i>	T+S	33	84
<i>Carex flacca</i>	H	.	84
<i>Viola alba</i>	H	.	74
<i>Acer monspessulanum</i>	T+S	24	42
<i>Euphorbia amygdaloides</i> subsp. <i>amygdaloides</i>	H	.	68
<i>Rosa gallica</i>	S	.	63
<i>Sorbus torminalis</i>	T+S	10	47
<i>Crataegus monogyna</i>	T+S	14	42
<i>Helleborus odoratus</i> subsp. <i>cyclophyllus</i>	H	43	5
<i>Dactylis glomerata</i>	H	.	47
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	H	.	42
<i>Veronica chamaedrys</i>	H	.	42
<i>Rosa gallica</i>	H	.	42
<i>Quercus species</i>	S	10	26
<i>Asparagus acutifolius</i>	S	5	32
<i>Ruscus aculeatus</i>	S	5	32
<i>Cornus mas</i>	S	5	32
<i>Dorycnium hirsutum</i>	H	5	32
<i>Veronica chamaedrys</i>	s	10	21
<i>Quercus coccifera</i>	S	.	32
<i>Thymus longicaulis</i>	H	.	26
<i>Poa trivialis</i> subsp. <i>sylvicola</i>	H	.	26
<i>Cotinus coggygia</i>	H	.	26
<i>Vicia sativa</i>	H	.	26
<i>Sorbus domestica</i>	T	.	26
<i>Fraxinus ornus</i>	s	14	5
<i>Melitis melissophyllum</i>	H	.	21
<i>Potentilla micrantha</i>	H	.	21
<i>Brachypodium species</i>	H	.	21
<i>Clinopium vulgare</i>	H	.	21
<i>Juniperus oxycedrus</i>	j	10	5
<i>Trifolium ochroleucon</i>	H	5	11
<i>Trifolium campestre</i>	H	14	.
<i>Acer campestre</i>	T+S	5	11
<i>Arbutus unedo</i>	T+S	5	11
<i>Thymus longicaulis</i>	S	5	11
<i>Tanacetum corymbosum</i>	H	5	11
<i>Trifolium arvense</i>	H	5	11

<i>Quercus frainetto</i>	j	.	16
<i>Lathyrus laxiflorus</i>	H	.	16
<i>Trifolium physodes</i>	H	.	16
<i>Torilis species</i>	H	.	16
<i>Teucrium chamaedrys</i>	H	.	16
<i>Torilis arvensis</i>	H	.	16
<i>Trifolium species</i>	s	10	.
<i>Dorycnium hirsutum</i>	s	5	5
<i>Acer monspessulanum</i>	j	5	5
<i>Trifolium physodes</i>	s	10	.
<i>Cercis siliquastrum</i>	T+S	5	5
<i>Quercus species</i>	S	5	5
<i>Muscari neglectum</i>	H	5	5
<i>Pistacia terebinthus</i>	S	10	.
<i>Phillyrea latifolia</i>	H	5	5
<i>Trifolium campestre</i>	s	5	5
<i>Carpinus orientalis</i>	s	5	5
<i>Cistus creticus</i>	S	5	5
<i>Colutea arborescens</i>	S	.	11
<i>Aremonia agrimonoides</i>	H	.	11
<i>Dictamnus albus</i>	S	.	11
<i>Quercus trojana</i>	j	.	11
<i>Potentilla micrantha</i>	s	.	11
<i>Lapsana communis</i>	H	.	11
<i>Quercus species</i>	s	.	11
<i>Galium species</i>	s	.	11
<i>Cotinus coggygria</i>	j	.	11
<i>Selinum silaifolium</i>	H	.	11
<i>Hypericum perforatum</i>	H	5	.
<i>Vicia sativa</i>	S	.	5
<i>Cercis siliquastrum</i>	s	.	5
<i>Psoralea bituminosa</i>	H	.	5
<i>Poa species</i>	H	.	5
<i>Lathyrus niger</i>	H	.	5
<i>Rosa species</i>	S	.	5

Πίνακας 6. Αναλύσεις ποικιλότητας για τα δεδομένα του 2006 του Πίνακα 2

Table 6. Diversity analyses for the data set of 2006 for Table 2

Καθεστώς	Μακροχρόνια βόσκηση	Σποραδική βόσκηση
Μέσος αριθμός ειδών/ επιφάνεια	9.71	24.57
Συνολικός αριθμός ειδών	57	130
<i>Διακύμανση δεδομένων (Data variability)</i>		
Μέσος όρος συνολικής διακύμανσης (average of total inertia)	2.445	2.808
Μέση Ευκλείδεια απόσταση	58.148	104.670
<i>Μέση β-ποικιλότητα</i>		
Δείκτης Whittaker	4.873	3.601
Ανομοιότητα Jaccard	0.713	0.727
Mann-Whitney για ομοιότητα Jaccard μεταξύ καθεστώτων	U1=48597	U2=103502
z-στατιστικό		8.73
p-level		0.000
Percentage difference (%)		36.10
Συνολικός αριθμός δεδομένων: 152 είδη		

Πίνακας 7. Αναλύσεις ποικιλότητας για τα δεδομένα του 2006 του Πίνακα 3

Table 7. Diversity analyses for the data set of 2006 for Table 3

Καθεστώς	Μακροχρόνια βόσκηση	Σποραδική βόσκηση
Μέσος αριθμός ειδών/ επιφάνεια	9.43	23
Συνολικός αριθμός ειδών	56	115
<i>Διακύμανση δεδομένων (Data variability)</i>		
Μέσος όρος συνολικής διακύμανσης (average of total inertia)	2.507	2.102
Μέση Ευκλείδεια απόσταση	56.929	107.140
<i>Μέση β-ποικιλότητα</i>		
Δείκτης Whittaker	4.939	4.000
Ανομοιότητα Jaccard	0.655	0.697
Mann-Whitney για ομοιότητα Jaccard μεταξύ καθεστώτων	U1=44882	U2=107137
z-στατιστικό		9.90
p-level		0.000
Percentage difference (%)		40.95
Συνολικός αριθμός δεδομένων: 135 είδη		

3.5 Συζήτηση

3.5 Discussion

Σε σχέση με τον ποώδη όροφο των σποραδικά ή πρόσφατα βοσκημένων θέσεων, η κυριαρχία του *Helleborus odorus* subsp. *cyclophyllus* αποτελεί ένδειξη υποβάθμισης του ποώδους ορόφου των βοσκημένων, κυρίως από μηρυκαστικά, θέσεων στην περιοχή μελέτης. Το γεγονός ότι οι θέσεις βόσκησης από τους αγριόχοιρους δε διακρίθηκαν σαφώς, σε σχέση με τις υπόλοιπες σποραδικά βοσκημένες θέσεις, το αποδίδω στην παρουσία του ελλέβωρου στις θέσεις που βοσκούνται από τα μηρυκαστικά.

Οι θέσεις στις οποίες εφαρμόστηκε αποκλεισμός από τη βόσκηση με περίφραξη δεν διακρίθηκαν σαφώς από τις σποραδικά βοσκημένες θέσεις με σαφήνεια, γεγονός που το αποδίδω στην εμφάνιση αρτιβλάστων στον ποώδη όροφο αυτών των θέσεων. Ωστόσο, οι θέσεις που αποκλείστηκαν από τη βόσκηση και καταγράφηκε σε αυτές έστω και υποτυπώδης αναγέννηση με παρουσία μικρού αριθμού αρτιβλάστων, διαχωρίστηκαν σαφώς από τις υπερβοσκημένες θέσεις (στο δεξί τμήμα του πίνακα) και σε αυτό συνεισφορά είχε η μεθοδολογία υπο-επιφανειών που ακολούθησα. Οι Δημόπουλος κ.ά. (2005) επισημαίνουν ότι η διαίρεση των μόνιμων επιφανειών σε 4 υπο-επιφάνειες είναι χρήσιμη για την αξιολόγηση της βόσκησης και της αναγέννησης της βλάστησης.

Η μακροχρόνια υπερβόσκηση έχει υποβαθμίσει τον τύπο δασών της *Verbascum glabratum-Quercetum frainetto* στην περιοχή μελέτης, όπως έδειξαν οι αναλύσεις του χλωριδικού πλούτου και η ανομοιότητα μεταξύ των μακροχρόνια βοσκημένων και των σποραδικά βοσκημένων δασικών θέσεων. Στις υπερβοσκημένες θέσεις λείπουν από τον ποώδη και το

χαμηλό θαμνώδη όροφο πολλά είδη χαρακτηριστικά της ένωσης, όπως *Rosa gallica*, *Lathyrus laxiflorus*, *Veronica chamaedrys*.

Σύμφωνα με τον Bergmeier (2004), τα θερμόφιλα δάση φυλλοβόλων δρυών θα πρέπει να προστατεύονται από την υπερβόσκηση. Στα πρεμνοφυή δάση ή στα δάση στα οποία έχει εφαρμοστεί πρεμνοφυής διαχείριση στο παρελθόν η δασοπονία και η βόσκηση μέτριας έντασης δεν είναι επιβλαβής αλλά η άσκησή τους πρέπει να παρακολουθείται προσεκτικά (Dimopoulos et al. 2005). Οι εκτάσεις με ύφυγρα μικτά δάση δρυός διαφέρουν ως προς τη σύνθεση ειδών και στο επίπεδο της βλάστησης, συνεπώς η προστασία αυτών των δασών θα πρέπει να είναι υποχρεωτική, αν και τα δάση αυτού του τύπου υποεκπροσωπούνται στις προστατευόμενες περιοχές και στα εθνικά πάρκα της Ελλάδας (Bergmeier 2005).

Από μεθοδολογικής σκοπιάς, το μειονέκτημα της καταλληλότητας της κλίμακας για τον εντοπισμό μικρών μεταβολών βλάστησης το αντιμετώπισα χρησιμοποιώντας επιφάνειες μικρότερου εμβαδού για τον εντοπισμό μεταβολών στον ποώδη όροφο. Ουσιαστικά, εκμεταλλεύτηκα το γεγονός ότι ακόμη και σε μικρές επιφάνειες είναι δυνατό να χρησιμοποιηθεί η κλίμακα Braun-Blanquet (Dierschke 1994).

Με τη χρήση υπο-επιφανειών μικρότερου μεγέθους και με τη σήμανση αρτιβλάστων είχα τη δυνατότητα να καταγράψω με λεπτομέρεια τις μεταβολές από την αναγέννηση της βλάστησης ειδικά μέσα σε επιφάνειες στις οποίες εφαρμόστηκε αποκλεισμός από τη βόσκηση (exclosures). Οι παρατηρήσεις του τύπου υπο-επιφανειών ή σήμανσης είναι χρήσιμες σε συγκρίσεις με οπτική εκτίμηση της κάλυψης. Ο Dierschke (1994) αναφέρει παραδείγματα συγκρίσεων δειγματοληψιών βλάστησης κατά Braun-Blanquet με υπο-επιφάνειες του 1m² σε δάση. Η ανάλυση συχνότητας σε αυτά τα παραδείγματα έδωσε μικρότερο αριθμό ειδών από την δειγματοληψία Braun-Blanquet (Dierschke 1994), γεγονός που δείχνει ότι σε σύνθετες περιπτώσεις όπως η έρευνά μου μόνο μικρές ή μόνο μεγάλες επιφάνειες ίσως να μην επαρκούν για σωστή ανάλυση.

Κεφάλαιο 4

Chapter 4

Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων στην περιοχή μελέτης

The soil seed bank of the study area

4.1 Περίληψη

Στο παρόν κεφάλαιο μελετώνται οι επιδράσεις δύο διαφορετικών τύπων μακροχρόνιας βόσκησης (μηρυκαστικών και αγριόχοιρων) στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων σε υπο-Μεσογειακά δάση φυλλοβόλων δρυών. Παράλληλα, γίνονται συγκρίσεις με σποραδικά βοσκημένες θέσεις δασών. Για το σκοπό αυτό ελήφθησαν εδαφικοί πυρήνες. Για τη μελέτη της πυκνότητας και ποικιλότητας της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ακολούθησαν στο εργαστήριο πειράματα ανάλυσης των εδαφικών πυρήνων. Διαπιστώθηκε ότι τα εν λόγω δασικά οικοσυστήματα διαθέτουν «οικολογική μνήμη» από πλευράς πυκνότητας σπερμάτων και χλωριδικής σύνθεσης. Η βόσκηση από τους αγριόχοιρους επιφέρει ποιοτική υποβάθμιση και ποσοτική μείωση στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Η πλειοψηφία των φυτικών taxa και των σπερμάτων βρέθηκε στα πρώτα 5 cm εδάφους στις σποραδικά βοσκημένες θέσεις ενώ διέφερε η κατανομή της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στις υπερβοσκημένες θέσεις.

Λέξεις κλειδιά: εδαφική τράπεζα σπερμάτων, οριζόντια και κατακόρυφη κατανομή σπερμάτων, κατάταξη τράπεζας σπερμάτων, βόσκηση

4.1 Abstract

This chapter investigates the impacts of two different long-term grazing regimes (ruminants, wild boars) on soil seed bank in sub-Mediterranean deciduous oak forests. Comparisons are also made with sporadically grazed forest sites. For this purpose, soil samples were taken. To study the density and diversity of the soil seed bank, experiments for analyzing the soil samples were carried out in the laboratory. It was found out that these forest ecosystems possess ‘ecological memory’ from the point of view of the seed density and the floristic composition. Wild boar grazing results in both qualitative and quantitative decline in the soil seed bank. The majority of plant taxa appeared in the first 5 cm of soil in the sporadically grazed forest sites while the distribution of the soil seed bank differed in the overgrazed sites.

Keywords: soil seed bank, horizontal and vertical distribution of seeds, seed bank classification, grazing

4.2 Εισαγωγή

4.2 Introduction

Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων αποτελεί το φυσικό απόθεμα των βιώσιμων μονάδων διασποράς των φυτικών taxa, καθώς αντιπροσωπεύει τη μνήμη του πληθυσμού σε σχέση με τη διαταραχή και τις παρελθοντικές χρήσεις γης. Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων λειτουργεί διπλά: α) ως το «αναγεννητικό δυναμικό» των οικοσυστημάτων αντικατοπτρίζοντας την τρωτότητά τους στην εξαφάνιση και β) ως πηγή επανεγκατάστασης των taxa που έχουν εκλείψει από την υπέργεια βλάστηση (Pereira-Diniz & Ranal 2006, Willems 1995, Williams-Linera 1993).

Πιο συγκεκριμένα, τα σπέρματα που επιβιώνουν μέσα στο έδαφος κατά τη διάρκεια δυσμενών ή ευνοϊκών περιόδων αποτελούν τους έμβιους παράγοντες για τη διαφύλαξη της φυτικής και γενετικής ποικιλότητας, προσδιορίζοντας την πορεία της διαδοχής (Baker 1989, Venable 1989). Σε επίπεδο φυτοκοινότητας, η τράπεζα σπερμάτων προσδιορίζει την πορεία της δευτερογενούς διαδοχής μετά από διαταραχές μικρής ή μεγάλης κλίμακας. Τα φυτικά είδη των προηγούμενων φυτοκοινοτήτων μιας περιοχής μπορεί να είναι ακόμη παρόντα μέσα στο έδαφος ως σπέρματα μετά την εξαφάνισή τους από την υπέργεια βλάστηση (Bossuyt & Hermy 2008).

Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων περιλαμβάνει όλα τα σπέρματα που υπάρχουν με φυσικό τρόπο, έχουν μεταβολισμό ανεξάρτητο από το μητρικό φυτό και είναι βιώσιμα (ικανά να φυτρώνουν ή δυνητικά ικανά να φυτρώσουν στο μέλλον) (Csontos 2007). Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων ταξινομείται σε τρεις βασικές κατηγορίες: i) την παροδική (transient) η οποία παραμένει μέσα στο έδαφος για χρονικό διάστημα μικρότερο του ενός έτους, ii) τη βραχύβια μόνιμη (short-term persistent) η οποία παραμένει μέσα στο έδαφος για χρονικό διάστημα μεγαλύτερο του ενός έτους και μικρότερο των 5 ετών και iii) τη μακρόβια μόνιμη (long-term persistent) τράπεζα σπερμάτων η οποία παραμένει μέσα στο έδαφος για χρονικό διάστημα μεγαλύτερο από πέντε έτη (Csontos 2007, Fenner & Thompson 2005).

Πολλοί βιοτικοί και αβιοτικοί παράγοντες μπορούν να αλληλεπιδρούν με το σχηματισμό και τη διατήρηση της τράπεζας σπερμάτων στο έδαφος. Η βιωσιμότητα των σπερμάτων (longevity), τα μέσα διασποράς των σπερμάτων και των καρπών και ο λήθαργος είναι ενδογενείς παράγοντες (Degreef et al. 2002). Η φυλλοστρωμνή και τα βρύοφυτα που διατηρούν την εδαφική υγρασία και προστατεύουν τα σπέρματα από την

αρπαγή (Smallidge & Leopold 1995, Jensen 1998), η δραστηριότητα των ζώων στο έδαφος και η ανάπτυξη των ριζών που συμμετέχουν στην κατακόρυφη μετακίνηση των σπερμάτων στο έδαφος (Garwood 1989) είναι εξωγενείς παράγοντες. Η απώλεια της βιωσιμότητας, η αρπαγή και η φύτευση των σπερμάτων διαταράσσουν την εδαφική τράπεζα σπερμάτων με μείωση της πυκνότητας (Baskin & Baskin 1998, Marone et al. 1998a, Pereira-Diniz & Ranal 2006). Οι τοπικές συνθήκες επηρεάζουν την εδαφική τράπεζα σπερμάτων έμμεσα, ενώ οι μεταβολές στις διαχειριστικές πρακτικές τροποποιούν τους τύπους διαταραχής άμεσα (Wellstein et al. 2007).

Τα σπέρματα κατανέμονται μέσα στο έδαφος με μεγάλη ανομοιομορφία (notoriously patchy) (Fenner & Thompson 2005). Η κατακόρυφη μετακίνηση των σπερμάτων στο έδαφος εξαρτάται από τη σπερματική βροχή, τη δομή του εδάφους (μικρά η μεγάλα κανάλια ανάμεσα στα εδαφικά τεμαχίδια που καθιστούν τη μετακίνηση των σπερμάτων ευκολότερη ή δυσκολότερη), το ιστορικό των χρήσεων γης και τα επίπεδα βροχόπτωσης (διαφορετικές ποσότητες σπερμάτων μεταφέρονται επάνω και μέσα στο έδαφος) (Garwood 1989, Marone et al. 1998a).

Οι επιπτώσεις της βόσκησης στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων εξαρτώνται από την ένταση της βόσκησης με το πέρασμα των δεκαετιών (Kinloch & Friedel 2005a). Σύμφωνα με τις διαβαθμίσεις της έντασης της βόσκησης, ο αριθμός των ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μπορεί είτε να αυξάνεται είτε να μειώνεται (Zhao et al. 2001). Η ήπια βόσκηση μπορεί να ευνοεί την αύξηση στον πλούτο των ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Margutti et al. 1996). Η χλωριδική σύνθεση και η πυκνότητα των τραπεζών σπερμάτων σε βοσκότοπους επηρεάζονται από την πίεση της βόσκησης (Solomon et al. 2006).

Η βόσκηση μπορεί είτε να αυξάνει (Haretche & Rodriguez 2006) είτε να μειώνει (Zhan et al. 2007, Edwards & Crawley 1999a) την πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, προκαλώντας αντίστοιχες μεταβολές στον πλούτο των ειδών της (Trewick et al. 1997, Jiang et al. 2002, Jutila 2003). Σε μερικές περιπτώσεις δεν ανιχνεύεται επίδραση της βόσκησης στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων (Dutoit & Alard 1995, Smith et al. 2006, Eichberg et al. 2006). Η βόσκηση μπορεί να ευνοεί την τράπεζα σπερμάτων συγκεκριμένων ομάδων ειδών (Figueroa et al. 2004) όπως τα ζιζάνια (Florentine & Westbrooke 2005), ή να ελαττώνει την πυκνότητα των σπερμάτων τους (Mayor et al. 2003).

Στις επιδράσεις της βόσκησης στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων περιλαμβάνεται η αύξηση της παραμονής των σπερμάτων μέσα στο έδαφος (Bakker et al. 1985, Bertiller & Aloia 1997, Hald & Vinther 2000, Dupre & Diekmann 2001). Η διαμόρφωση της κατακόρυφης και οριζόντιας κατανομής των σπερμάτων μέσα στο έδαφος, υπό την επίδραση της βόσκησης, αποτελεί ζήτημα που έχει διερευνηθεί (Argaw et al. 1999). Το χωρικό πρότυπο της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων υπό διαφορετικές χρήσεις γης έχει διερευνηθεί σε μωσαϊκά οικοσυστημάτων (Olano et al. 2002, Marage et al. 2006). Η κατακόρυφη κατανομή των φυτικών ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων έχει αποδοθεί στο γεγονός ότι η βιωσιμότητα των ειδών διατηρείται περισσότερο όταν τα σπέρματα παραμένουν μέσα στο έδαφος (Luzuriaga et al. 2005).

Πρόσφατα υπάρχει αυξημένο ενδιαφέρον για τη γλωριδική σύνθεση των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων, αλλά οι τράπεζες σπερμάτων των δασών έχουν λάβει μικρότερη προσοχή σε σύγκριση με άλλα οικοσυστήματα, όπως τα λιβάδια και οι καλλιεργημένες εκτάσεις (Oke et al. 2006, Thompson et al. 1997, Warr et al. 1994). Υπάρχουν σχετικά λίγα δεδομένα διαθέσιμα για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων των δασών και για τα περισσότερα είδη τους σχεδόν τίποτα δεν είναι γνωστό, όσον αφορά την ικανότητα των σπερμάτων τους να επιβιώνουν εντός των δασικών εδαφών (Godefroid et al. 2006).

Ο τύπος και ο βαθμός της διαταραχής σε μια περιοχή καθορίζουν το δυναμικό της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων για αποκατάσταση (Mengistu et al. 2005). Μελέτες εξέτασαν τη συνεισφορά των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων για τη διατήρηση των εύκρατων δασών της Ευρώπης (Nakagoshi 1985, Pickett & McDonnell 1989, Peterson & Carson 1996, Olano et al. 2002, Naaf & Wulf 2007). Στη διαχείριση των δασών, οι φυσικές εδαφικές τράπεζες σπερμάτων διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στην αναγέννηση μετά από διαταραχή (Wassie & Teketay 2006), καθώς μπορούν να χρησιμοποιηθούν σε δύο πλαίσια: α) στη διαχείριση της σύνθεσης και της δομής της ήδη υπάρχουσας υπέργειας βλάστησης και β) στην αποκατάσταση και εγκατάσταση της αυτόχθονης βλάστησης (Van der Valk & Pederson 1989). Η αποκατάσταση μέσω της βόσκησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων έχει ερευνηθεί σε λιβάδια της Ευρώπης (Matejkova et al. 2003, Mithlacher et al. 2002, Kalamees & Zobel 1998, Zobel et al. 1996) και λιγότερο σε δασικά οικοσυστήματα.

Το παρόν κεφάλαιο πραγματεύεται την ανάλυση της γλωριδικής σύνθεσης και της πυκνότητας σπερμάτων της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων των μακροχρόνια διαταραγμένων δασών δρυός. Σκοπός μου ήταν να απαντήσω στο ερώτημα: διαθέτουν τα

υπο-Μεσογειακά δάση «μνήμη» τράπεζας σπερμάτων; Περιέγραψα την οριζόντια και κατακόρυφη κατανομή των σπερμάτων που διατηρούνται μέσα στο έδαφος των μελετώμενων δασών και χαρακτήρισα την εδαφική τράπεζα σπερμάτων που διαθέτουν. Ανέλυσα τις ποσοτικές και ποιοτικές επιδράσεις των διαφορετικών καθεστώτων βόσκησης (μηρυκαστικά και αγριόχοιρος) σε δύο διαφορετικές εδαφικές στοιβάδες και συνέκρινα με τις σποραδικά βοσκημένες δασικές θέσεις.

4.3 Μέθοδοι

4.3 Methods

Συνολικά πραγματοποιήθηκαν τρία πειράματα ανάλυσης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (2002, 2003, 2004) σε έξι υποκειμενικά επιλεγμένες μόνιμες επιφάνειες μεγέθους 150 m². Στις επιφάνειες πραγματοποιήθηκε καταγραφή της υπέργειας βλάστησης και λήψη εδαφικών πυρήνων σε τρεις διαφορετικές χρονικές περιόδους. Η χρήση εδαφικών δειγμάτων θεωρείται πλεονεκτική καθώς παρέχει απλότητα και ακρίβεια (Brown & Oosterhuis 1981). Οι επιφάνειες αντανακλούν τη διαφορετική πίεση της βόσκησης και την εξυπηρέτηση μελλοντικών ερευνητικών στόχων για την παρακολούθηση και τη διαχείριση του συγκεκριμένου τύπου δασικών οικοσυστημάτων. Περισσότερα στοιχεία για τις θέσεις δειγματοληψίας εδαφικών πυρήνων των τριών πειραμάτων και τα οικολογικά τους χαρακτηριστικά υπάρχουν στο Παράρτημα.

Καθώς η έρευνα επικεντρώθηκε στις επιδράσεις της βόσκησης, το σχέδιο δειγματοληψίας περιελάμβανε τρεις (3) βοσκημένες επιφάνειες δειγματοληψίας και τρεις (3) σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες δειγματοληψίας. Στη βοσκημένη περιοχή υπήρχαν δύο διακριτές υπο-περιοχές που βοσκούνταν από διαφορετικά ζωικά είδη. Εκτός από το βασικό ερευνητικό θέμα (βόσκηση σε σχέση με τη μη-βόσκηση) έλαβα υπόψη και τους δύο διαφορετικούς τύπους βόσκησης (μηρυκαστικά σε σχέση με αγριόχοιρους). Αυτή τη λογική ακολούθησα και στα δύο επόμενα κεφάλαια που αφορούν την εδαφική τράπεζα σπερμάτων.

Οι επιφάνειες επιλέχθηκαν ως προς τους τύπους και την πίεση της βόσκησης. Αρχικά επιλέχθηκαν τρεις επιφάνειες:

- μία (1) επιφάνεια (A) στο υπερβοσκημένο από τα μηρυκαστικά δάσος,
- μία (1) επιφάνεια (B) στο υπερβοσκημένο από τον αγριόχοιρο δάσος και
- μία (1) επιφάνεια (D) στο (μη ή) σποραδικά βοσκημένο δάσος.

Τμήμα της σποραδικά βοσκημένης δασικής έκτασης στην περιοχή μελέτης εντάχθηκε σε έκταση η οποία επρόκειτο να βοσκηθεί εντατικά στο μέλλον και γι' αυτό το λόγο προστέθηκαν και άλλες δύο επιφάνειες δειγματοληψίας που βόσκονταν σποραδικά. Έτσι συνολικά σημάνθηκαν τρεις (3) επιφάνειες σε σποραδικά βοσκημένες δασικές εκτάσεις, μία (1) επιφάνεια (D) η οποία παραμένει σποραδικά βοσκημένη, μία (1) επιφάνεια (E) που επρόκειτο μελλοντικά να βοσκηθεί από τα μηρυκαστικά και μία (1) επιφάνεια (C) η οποία επρόκειτο να βοσκηθεί από τον αγριόχοιρο. Για τις περιόδους δειγματοληψίας εδαφικών πυρήνων και οι τρεις επιφάνειες αποτελούν και στα τρία πειράματα ανάλυσης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων επιφάνειες σποραδικής βόσκησης (μάρτυρες), καθώς δεν είχαν βοσκηθεί ακόμη εντατικά. Έτσι αποφασίστηκε η σήμανση των πέντε επιφανειών που χρησιμοποιήσα για τη δειγματοληψία των εδαφικών πυρήνων.

Λίγο πριν τη δειγματοληψία του δεύτερου πειράματος εδαφικής τράπεζας σπερμάτων η επιφάνεια B περιφράχθηκε για αποκλεισμό της από τη βόσκηση (επιφάνεια B1, Πίνακας 1). Προκειμένου να εφαρμοστεί η αντίστοιχη συνθήκη και στις περιοχές που βόσκονται από τα μηρυκαστικά όταν πραγματοποιήθηκε η τρίτη δειγματοληψία εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, συμπεριλήφθηκε μία επιπλέον επιφάνεια η οποία πληρούσε τις αντίστοιχες προϋποθέσεις περίφραξης και αποκλεισμού από τη βόσκηση όπως και στην περιοχή των αγριόχοιρων. Έτσι, το τρίτο πείραμα εδαφικής τράπεζας σπερμάτων περιλαμβάνει αποτελέσματα από δειγματοληψία εδαφικών πυρήνων σε έξι (6) επιφάνειες.

Πίνακας 1. Περιοχές και αριθμός δειγματοληψίας ανάλυσης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων

Table 1. Regimes and number of samplings for soil seed bank analysis

Περιοχή	Επιφάνεια	Αριθμός δειγματοληψιών
Μηρυκαστικά	A	3
	A1	1
	B	1
Αγριόχοιρος	B1	2
	C	3
Σποραδική βόσκηση (μάρτυρες)	D	3
	E	3

Οι περιοχές και ο αριθμός δειγματοληψίας φαίνονται στον Πίνακα 1. Η ένδειξη του αριθμού δεξιά του γράμματος (για παράδειγμα A1) αναφέρεται στην εφαρμογή αποκλεισμού από τη βόσκηση με περίφραξη της συγκεκριμένης επιφάνειας η οποία συμβολίζεται από το γράμμα.

4.3.1 Εργασία πεδίου

4.3.1 *Field work*

Η πρώτη δειγματοληψία εδαφικών πυρήνων πραγματοποιήθηκε στις αρχές Δεκεμβρίου του 2002 και ακολούθησε το πρώτο πείραμα φύτευσης αρτιβλάστων. Η δεύτερη δειγματοληψία πραγματοποιήθηκε στα τέλη Νοεμβρίου του 2003. Η δειγματοληψία στα τέλη του φθινοπώρου παρέχει δεδομένα για όλη την τράπεζα σπερμάτων (Csontos 2007). Στη δεύτερη δειγματοληψία ακολούθησα ακριβώς το ίδιο πρωτόκολλο με την πρώτη δειγματοληψία, με τη διαφορά ότι στην περιοχή της βόσκησης από αγριόχοιρους η επιφάνεια Β περιφράχτηκε για τον αποκλεισμό της από τη βόσκηση (Επιφάνεια Β1, Πίνακας 1). Για να προσδιορίσω μόνο το διαρκές κλάσμα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Csontos 2007) διεκπεραίωσα την τρίτη δειγματοληψία εδαφικών πυρήνων στα τέλη Μαΐου του 2004, αφού έληξε η φύτευση των αρτιβλάστων στο πεδίο και πριν από την παραγωγή και τη διασπορά νέων σπερμάτων και ενδεχόμενης σπερματικής βροχής (Funes et al. 2003). Την τρίτη δειγματοληψία την ολοκλήρωσα κατά το ίδιο ακριβώς πρωτόκολλο με τις προηγούμενες δειγματοληψίες, με τη διαφορά ότι σε αυτή τη δειγματοληψία προστέθηκε μία επιφάνεια στην περιοχή της βόσκησης των μηρυκαστικών. Η επιφάνεια αυτή (Α1, Πίνακας 1) περιφράχτηκε για αποκλεισμό της από τη βόσκηση κατ' αντιστοιχία με την επιφάνεια Β1.

Σε όλες τις δειγματοληψίες έλαβα τους εδαφικούς πυρήνες από δύο εδαφικά βάθη: 0-5 cm (ανώτερη στοιβάδα) και 5-10 cm (κατώτερη στοιβάδα), επειδή ο ερευνητικός μου σκοπός ήταν να προσδιορίσω ποιοτικά και ποσοτικά την εδαφική τράπεζα σπερμάτων αλλά και την κατακόρυφη κατανομή της μέσα στο έδαφος (Thompson 2000). Η χρήση εδαφικών πυρήνων βάθους 5 cm ή 10 cm προτείνεται για να εξασφαλίζεται η συγκρισιμότητα των αποτελεσμάτων (Csontos 2007).

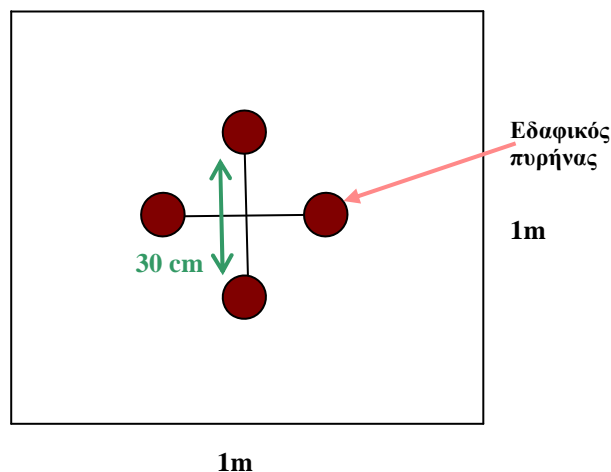
Μέσα σε κάθε επιφάνεια των 150 m² επιλέχθηκαν και σημάνθηκαν με τυχαίο τρόπο δέκα (10) υπο-επιφάνειες δειγματοληψίας με εμβαδό 1 m². Μέσα σε κάθε υπο-επιφάνεια του 1 m² έκανα δειγματοληψία σε τέσσερα σημεία τα οποία σχημάτιζαν τις τέσσερις άκρες ενός ισομήκους σταυρού όπως φαίνεται στο σχήμα της Εικόνας 2. Το μήκος της κάθε καθέτου του σταυρού δεν υπερέβαινε τα 30 cm. Έλαβα τους εδαφικούς πυρήνες με εδαφοσυλλέκτη (Εικόνα 1) από δύο βάθη: 0-5 cm και 5-10 cm. Το διαχωρισμό σε δύο εδαφικές στοιβάδες τον έκανα σημαίνοντας ακριβώς την απόσταση των 5 cm επάνω στον

εδαφοσυλλέκτη ώστε να έχω όσο το δυνατό μεγαλύτερη ακρίβεια δειγματοληψίας σε όλα τα δείγματα, καθώς αποσκοπούσα στον προσδιορισμό της κατακόρυφης και οριζόντιας κατανομής των σπερμάτων μέσα στο έδαφος. Με αυτό τον τρόπο πραγματοποιούσα τη δειγματοληψία (Εικόνα 3) στην κάθε εδαφική στοιβάδα ξεχωριστά και απέφευγα τον κίνδυνο ανάμειξης που θα οδηγούσε σε διαφορετική εκτίμηση της τράπεζας σπερμάτων στα επιφανειακά στρώματα εδάφους και στα κατώτερα στρώματα εδάφους.



Εικόνα 1. Το κύριο σώμα του εδαφοσυλλέκτη (soil corer) αποτελείται από μία χαλύβδινη ράβδο με ένα είδος πλαστικού εμβόλου στερεωμένου στο ένα άκρο (αριστερά). U: ανώτερο τμήμα του εδαφοσυλλέκτη, D: κατώτερο αιχμηρό άκρο του εδαφοσυλλέκτη (η πλευρά που διεισδύει στο έδαφος), 1: 2 Τρύπες όπου τοποθετείται η χαλύβδινη ράβδος (κάθετα στον εδαφοσυλλέκτη), 2: Επιμήκη ανοίγματα για οπτικό έλεγχο της επιφάνειας του εδάφους, M: Σήμανση στο εξωτερικό του εδαφοσυλλέκτη (οδηγός βάθους).

Figure 1. The main body of a soil corer consists of a steel stick with a type of plastic piston fixed on the one side (left). U: upper part of the corer, D: lower part of the corer (the part intruding in the soil), 1: 2 hollows where the steel stick is put (vertical to the corer), 2: long openings for visual control of the soil surface, M: marking inside the corer (soil depth driver).



Εικόνα 2. Σχέδιο δειγματοληψίας εδαφικών πυρήνων

Figure 2. Soil cores sampling design

Για να εξαιρεθούν τα φυτικά σπέρματα που μπορεί να συσσωρεύτηκαν στην επιφάνεια του εδάφους (και άρα να ληφθεί η εδαφική τράπεζα σπερμάτων υπό την αυστηρή της έννοια) μετακινούσα τη φυλλοστρωμή πριν από κάθε δειγματοληψία.

Τους τέσσερις εδαφικούς πυρήνες (από το κάθε σημείο του σταυρού), που ελάμβανα από κάθε εδαφική στοιβάδα, τους τοποθετούσα σε ένα πλαστικό σακουλάκι που το έκλεινα αεροστεγώς και μ' αυτό τον τρόπο πέτυχα την ομογενοποίηση των εδαφικών πυρήνων σε ένα δείγμα (δηλαδή κάθε εδαφικό δείγμα αποτελούνταν από τέσσερις εδαφικούς πυρήνες αναμεμιγμένους).

Συνολικά συνέλεξα 100 δείγματα για το πρώτο πείραμα, 100 δείγματα για το δεύτερο πείραμα και 120 δείγματα για το τρίτο πείραμα από τις επιφάνειες δειγματοληψίας των εδαφικών πυρήνων (20 από κάθε επιφάνεια, 10 από κάθε βάθος). Τοποθέτησα κάθε εδαφικό δείγμα σε πλαστικές αεροστεγείς σακούλες για προστασία από το ηλιακό φως και μετέφερα τα δείγματα το ταχύτερο δυνατό στο εργαστήριο.



Εικόνα 3. Συλλογή εδαφικών πυρήνων στο πεδίο

Figure 3. Soil cores sampling in the field

4.3.2 Πειράματα φύτευσης

4.3.2 Germination experiments

Η ποιοτική και η ποσοτική σύνθεση της τράπεζας σπερμάτων μελετήθηκε με τη μέθοδο φύτευσης σπερμάτων (Thompson et al. 1997) και με πρόσθετη προκαταρκτική εφαρμογή τεχνητής ψυχρής στρωμάτωσης (chilling) διάρκειας τριών μηνών: τα εδαφικά δείγματα τοποθετήθηκαν υγρά στο ψυγείο, απουσία φωτός, στους 3-5°C (Εικόνα 4). Στο τρίτο πείραμα, τα εδαφικά δείγματα τα οποία συνέλεξα τέλη Μαΐου 2004 τα αποθήκευσα αποξηραμένα, απουσία φωτός μέχρι το τέλος Νοεμβρίου του 2004, με σκοπό να προσομοιωθούν οι πραγματικές συνθήκες πεδίου και να ικανοποιηθούν οι ενδεχόμενες προϋποθέσεις μεθωρίμανσης (Finch-Savage & Leubner-Metzger 2006). Στη συνέχεια

ακολούθησα το ίδιο ακριβώς πρωτόκολλο της μεθόδου φύτευσης με επιπρόσθετη εφαρμογή τεχνητής ψυχρής στρωμάτωσης όπως και στα δύο προηγούμενα πειράματα.



Εικόνα 4. Έναρξη διαδικασίας ψυχρής στρωμάτωσης (chilling)

Figure 4. Start of cold stratification (chilling) procedure

Μετά τη λήξη της περιόδου ψυχρής στρωμάτωσης ρύθμιζα την υγρασία στα εδαφικά δείγματα, αν ήταν απαραίτητο, με απεσταγμένο νερό, καθώς επιθυμούσα να επιτύχω σωστή διάβρεξη ώστε να έχουν αρκετή υγρασία (εδαφική υγρασία μέχρι 80%, δηλαδή πριν το όριο κορεσμού των δειγμάτων) και να επιτραπεί η έναρξη της φύτευσης. Η έναρξη της διαδικασίας φύτευσης πραγματοποιήθηκε ως εξής: αφαιρούσα τις χοντρές πέτρες και το βλαστητικό υλικό (ρίζες και τεμάχια φυτών) και τοποθετούσα τα εδαφικά δείγματα με τυχαίο τρόπο σε μεταλλικούς δίσκους (50 cm x 50 cm, ένα δείγμα ανά δίσκο) σε ένα σύστημα στηριγμάτων ώστε μέσα σε κάθε δίσκο το δείγμα να σχηματίζει ένα στρώμα εδάφους με βάθος 1.5 cm, με σκοπό να προσεγγιστεί η κατανομή των φυτικών σπερμάτων στο πεδίο. Τους δίσκους τους κάλυπτα με πλαστικό διαφανές κάλυμμα για την προστασία των δειγμάτων και τη διατήρηση της εδαφικής υγρασίας (αποφυγή εξάτμισης νερού από τα δείγματα), έτσι ώστε να επιτρέπεται παράλληλα η έκθεση των δειγμάτων στο ηλιακό φως (Εικόνα 5).

Στο πρώτο πείραμα τα δείγματα τοποθετήθηκαν σε μη θερμαινόμενο χώρο υπό συχνό πότισμα με λεπτό ψεκάσμο νερού και φυσικές συνθήκες φωτός και θερμοκρασίας. Τα δείγματα του δεύτερου πειράματος διατηρήθηκαν υπό ψεκάσμο με νερό στο εργαστήριο, σε συνθήκες φωτός και θερμοκρασίας δωματίου. Στο τρίτο πείραμα τα δείγματα κατεργάστηκαν όπως στο πρώτο πείραμα μέχρι ένα ανώτερο στάδιο ανάπτυξης των αρτίβλαστων. Έπειτα τα αρτίβλαστα εκτέθηκαν σε θάλαμο φύτευσης υπό μέσες μηνιαίες θερμοκρασίες που κυμάνθηκαν από 14 έως 22 °C, συχνό λεπτό ψεκάσμο με νερό και φωτισμένα με φωτοπερίοδο 10 h ημερησίως.



Εικόνα 5. Έναρξη της διαδικασίας φύτευσης αρτιβλάστων σε σύστημα stands, τοποθέτηση δειγμάτων με τυχαίο τρόπο

Figure 5. Start of seedlings germination procedure in a stands system; samplings are randomly put

Πίνακας 2. Μηνιαία θερμοκρασία κατά την ψυχρή στρωμάτωση, την ανάδυση και την αύξηση αρτιβλάστων κατά τη διάρκεια του τρίτου πειράματος ανάλυσης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων

Table 2. Monthly temperature during cold stratification, seedlings' emergence and seedlings' growth during the third experiment of soil seed bank analysis

Θερμοκρασία (°C)	Στρωμάτωση	Ανάδυση	Αύξηση	Μεταγενέστερο στάδιο αύξησης
Μέση	3.8	16.1	25.9	19
Μέγιστη	4.7	22.6	20.7	23.5
Ελάχιστη	0	11.6	30.2	13

Σε όλα τα πειράματα τα αρτίβλαστα που αναδύονταν τα καταμετρούσα σε τακτά χρονικά διαστήματα και τα μετέφερα από τους δίσκους σε μικρά δοχεία με υπόστρωμα διαβρεγμένο βαμβάκι, ώστε να μειωθεί ο ανταγωνισμός στους δίσκους και έτσι να επιτραπεί η φύτευση και άλλων σπερμάτων (Εικόνα 7). Όταν το ριζίδιο του αρτιβλάστου ήταν αρκετά δυνατό, μεταφύτευα τα αρτίβλαστα σε δοχεία με διαβρεγμένο περλίτη για καλύτερο αερισμό των ριζιδίων και αργότερα, αν ήταν απαραίτητο μέχρι την ταυτοποίηση, πραγματοποιούσα μεταφυτεύσεις σε δοχεία με έδαφος από την περιοχή μελέτης, χωρίς να συγχέονται με άλλα αρτίβλαστα που μπορεί να υπήρχαν ως σπέρματα ήδη στο έδαφος και να φύτευαν παράλληλα. Όταν αφαιρούσα τα αρτίβλαστα από κάθε δίσκο, τότε αναμόγχευα ελαφρά με λεπτή βελόνα το στρώμα εδάφους ώστε να επιτραπεί πιθανή διακοπή του δευτερογενούς ληθάργου και να διευκολυνθεί η φύτευση νέων σπερμάτων, επιτρέποντας την έκθεση στο φως των σπερμάτων που βρίσκονταν βαθύτερα μέσα στους δίσκους.



Εικόνα 6. Καταγραφή της θερμοκρασίας. Αριστερά: συσκευή καταγραφής δεδομένων θερμοκρασίας. Δεξιά: αισθητήρας μέτρησης θερμοκρασίας

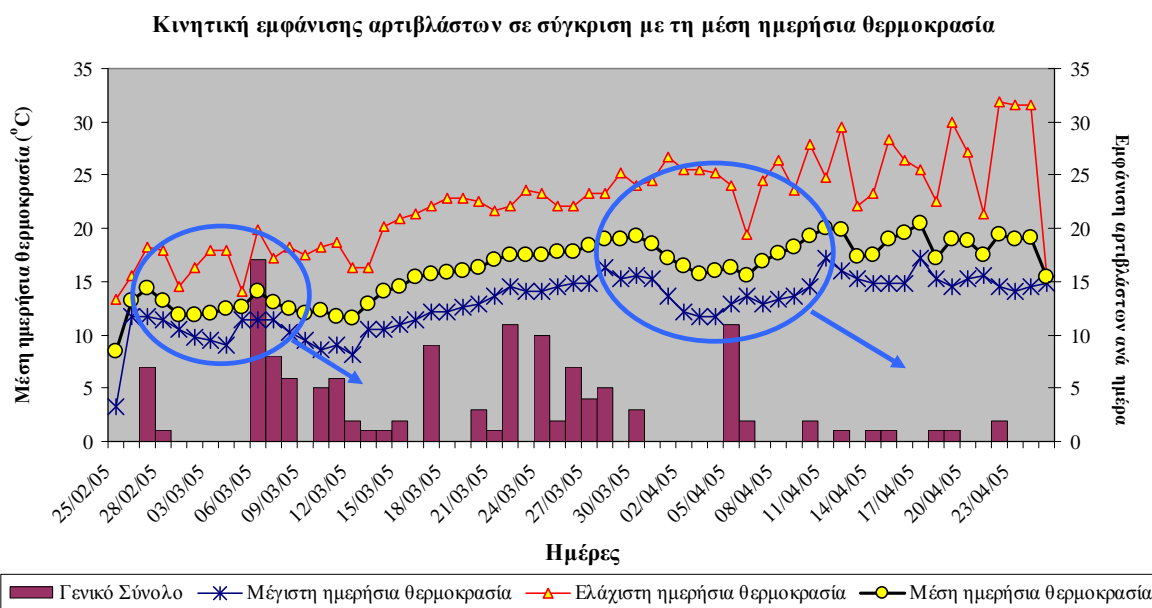
Figure 6. Temperature logging. Left: temperature data logger. Right: temperature sensor

Οι συνθήκες ανάδυσης αρτιβλάστων παρακολουθούνταν με συσκευές καταγραφής δεδομένων (data loggers) (Εικόνα 6). Η υγρασία διατηρούνταν σταθερή με τον τακτικό ψεκασμό και η θερμοκρασία καταγραφόταν με αισθητήρες: i) Gemini Tinytag Plus H TGP - 1500 data logger θερμοκρασίας/ σχετικής υγρασίας στο πρώτο πείραμα, και ii) loggers 1 channel- and 4 channel HOBO θερμοκρασίας στο τρίτο πείραμα. Το λογισμικό BoxCar Pro 4.3 χρησιμοποιήθηκε για την επεξεργασία των δεδομένων. Τα δείγματα του δεύτερου πειράματος εκτέθηκαν σε θερμοκρασία δωματίου. Στο διάγραμμα της Εικόνας 8 το τάχος ανάδυσης αρτιβλάστων παρουσιάζεται σε σχέση με τη θερμοκρασία. Αμέσως όταν μειώνεται η θερμοκρασία, κορυφώσεις της ανάδυσης αρτιβλάστων λαμβάνουν χώρα και αντίστροφα.



Εικόνα 7. Αριστερά: δικότυλο αρτίβλαστο που αναδύθηκε κατά την περίοδο φύτρωσης μέσα σε δίσκο από εδαφικό δείγμα της περιοχής μελέτης, κέντρο: αρτίβλαστο τοποθετημένο σε διαβρεγμένο βαμβάκι, δεξιά: νεαρό φυτό μεταφυτεμένο σε διαβρεγμένο περλίτη

Figure 7. Left: dikot seedling emerged within a tray during germination period, it comes from the soil core sample of the study area; centre: seedling put on watered cotton; right: sapling transplanted into watered perlite



Εικόνα 8. Τάχος ανάπτυξης αρτιβλάστων σε σχέση με τη μέση, μέγιστη και ελάχιστη ημερήσια θερμοκρασία. Η θερμοκρασία καταγράφηκε με data logger ενός καναλιού.

Figure 8. Seedling emergence rate in relation to mean, maximum and minimum day temperature. Temperature was sampled by 1-channel data loggers.

Το πρώτο αρτίβλαστο αναδύθηκε 6 μέρες μετά την έναρξη της φάσης φύτευσης στο πρώτο πείραμα, τα δύο πρώτα αρτίβλαστα του δεύτερου πειράματος αναδύθηκαν δύο μέρες αργότερα και στο τρίτο πείραμα επτά αρτίβλαστα αναδύθηκαν μαζικά τρεις μέρες μετά την έναρξη της φάσης φύτευσης. Σε όλα τα πειράματα, δύο μήνες μετά την έναρξη της φάσης φύτευσης, η ανάπτυξη των αρτιβλάστων σταμάτησε εν μέρει επειδή αναπτύχθηκαν βρύα στους δίσκους, γεγονός που αύξησε τον ανταγωνισμό. Η ανάπτυξη των αρτιβλάστων και η αύξησή τους διήρκεσε πέντε μήνες στο πρώτο πείραμα, επτά μήνες στο δεύτερο πείραμα και 21 μήνες στο τρίτο πείραμα καθώς οι συνθήκες του θαλάμου φύτευσης ευνόησαν την αύξηση των αρτιβλάστων. Τα αρτίβλαστα που δεν επιβίωσαν μετρήθηκαν και καταγράφηκαν.

Τα αρτίβλαστα που αναδύθηκαν σε μεταγενέστερο στάδιο ανάπτυξής τους αναγνωρίστηκαν στο κοντινότερο δυνατό ταξινομικό επίπεδο. Στο πρώτο πείραμα αναγνώρισα το 13% των taxa της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και στο δεύτερο πείραμα αναγνώρισα το 36% αυτής. Στο τρίτο πείραμα ποσοστό περίπου 80% των taxa της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων προσδιορίστηκαν μέχρι το ταξινομικό επίπεδο του είδους.

4.3.3 Ανάλυση δεδομένων

4.3.3 Data analysis

Η πυκνότητα σπερμάτων ορίζεται ως η αφθονία των σπερμάτων της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και υπολογίστηκε ως ο μέσος όρος του αριθμού των σπερμάτων ανά m². Ο πλούτος ειδών (α-ποικιλότητα) ορίζεται ως ο αριθμός των ειδών σε κάθε δείγμα. Οι μέσοι όροι και οι τυπικές αποκλίσεις υπολογίστηκαν για τα σετ δεδομένων όλων των πειραμάτων. Οι διαφορές στον πλούτο των ειδών και στην αφθονία σπερμάτων της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στις υπερβοσκημένες (βοσκημένες από τον αγριόχοιρο και βοσκημένες από τα μηρυκαστικά) και στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες ελέγχθηκαν με ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα και για τις δύο εδαφικές στρώσεις (0-5 cm και 5-10 cm). Ανάλυση διακύμανσης κατά δύο παράγοντες εφαρμόστηκε για να ελεγχθούν οι αλληλεπιδράσεις των επιπτώσεων της βόσκησης και των διαφορετικών τύπων της με το βάθος εδάφους, στις εξαρτημένες μεταβλητές της πυκνότητας σπερμάτων και του πλούτου ειδών. Ανάλυση διακύμανσης κατά δύο παράγοντες πραγματοποιήθηκε στα δεδομένα του κάθε πειράματος ξεχωριστά, αλλά και στο συνολικό σετ δεδομένων και των τριών πειραμάτων. Οι αναλύσεις που αφορούν σύγκριση αποτελεσμάτων και των τριών πειραμάτων στο παρόν κεφάλαιο, περιλαμβάνουν αποτελέσματα από τις ίδιες πέντε επιφάνειες δειγματοληψίας (σε κάθε πείραμα).

4.4 Αποτελέσματα

4.4 Results

4.4.1 Χλωριδική σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης

4.4.1 Species composition of the soil seed bank under different grazing regimes

Το κυρίαρχο φυτικό είδος και στα τρία πειράματα ανάλυσης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ήταν το *Trifolium arvense*. Αφθονία και στα τρία πειράματα παρουσίασαν είδη της οικογένειας Poaceae. Το είδος δείκτης της βόσκησης των μηρυκαστικών *Helleborus odoratus* subsp. *cyclophyllus* απουσιάζει τελείως από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων.

Ο συνολικός αριθμός φυτικών taxa της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, συμπεριλαμβανομένου του αριθμού μονοκότυλων και δικότυλων, συνολικά αλλά και στις

δύο εδαφικές στοιβάδες ξεχωριστά, φαίνεται στον Πίνακα 3. Οι αντίστοιχοι αριθμοί φυτικών taxa της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε όλα τα πειράματα στα διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης (μηρυκαστικά, αγριόχοιρος) και στις σποραδικά βοσκημένες περιοχές φαίνονται στον Πίνακα 4.

Πίνακας 3. Πλούτος ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στις διαφορετικές εδαφικές στοιβάδες

Table 3. Species richness of the soil seed bank in different soil layers

Βάθος Εδάφους (cm)	Πλούτος ειδών		
	Πρώτο πείραμα	Δεύτερο πείραμα	Τρίτο πείραμα
0-5	39	34	30
5-10	23	16	14
0-10	48	42	35

Πίνακας 4. Πλούτος ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στα διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης

Table 4. Species richness of the soil seed bank under different grazing regimes

Καθεστώς βόσκησης	Πλούτος ειδών		
	Πρώτο πείραμα	Δεύτερο πείραμα	Τρίτο πείραμα
Μηρυκαστικά	23	11	12
Αγριόχοιρος	7	3	5
Μακροχρόνια βόσκηση	28	12	17
Σποραδική βόσκηση	31	37	29

Πιο συγκεκριμένα, με βάση το πρώτο, το δεύτερο και το τρίτο πείραμα, στις περιοχές που βόσκονται από μηρυκαστικά απαντούν 23, 11 και 12 taxa αντίστοιχα, ενώ στις σποραδικά βοσκημένες περιοχές απαντούν 31, 37 και 29 taxa αντίστοιχα. Στις περιοχές που βόσκονται από τους αγριόχοιρους οι αντίστοιχες τιμές ήταν 7, 3 και 5 taxa (Πίνακας 4).

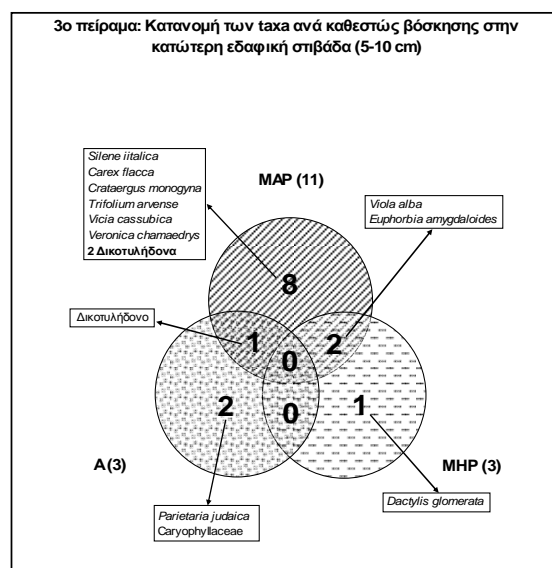
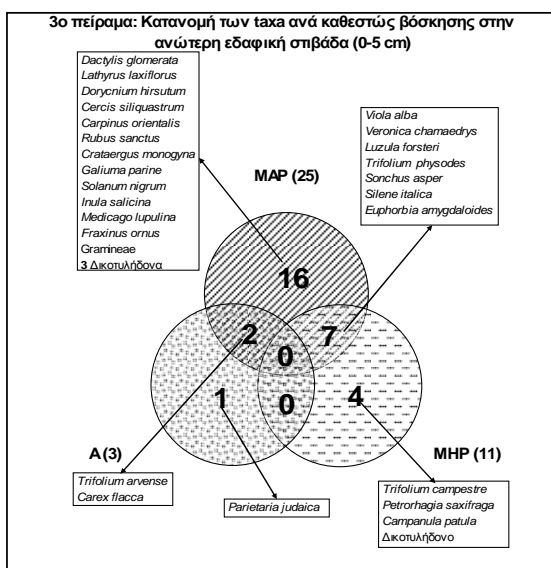
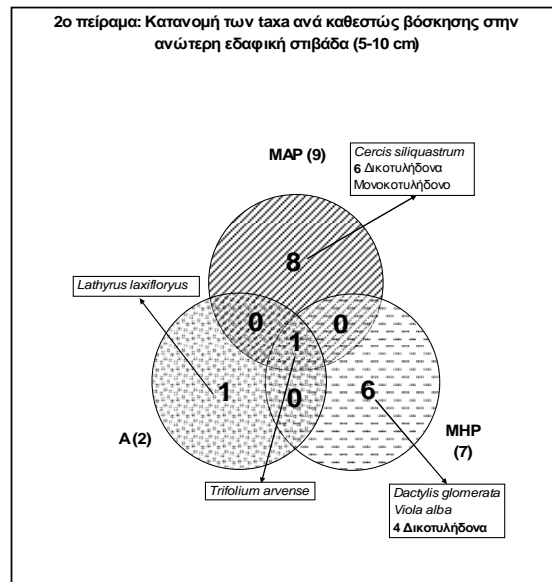
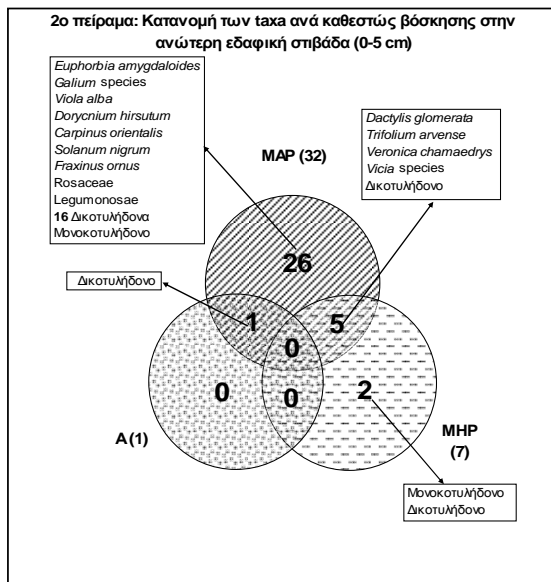
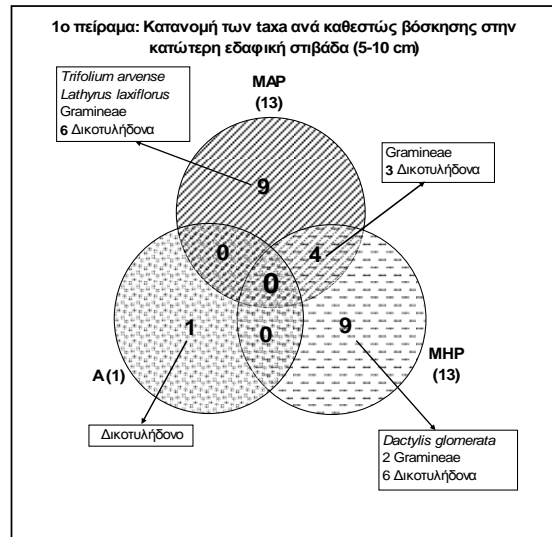
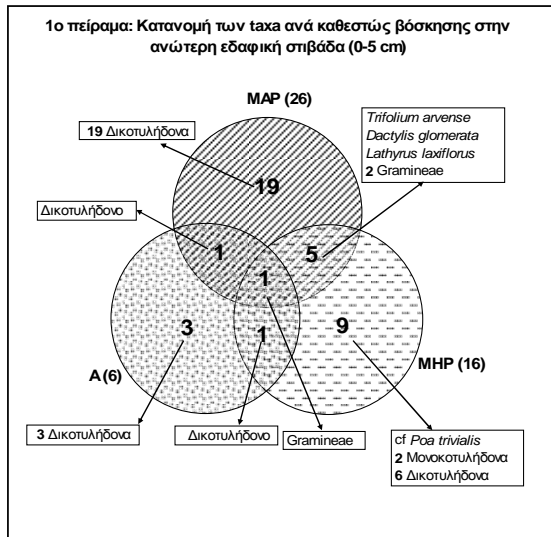
Τα αντίστοιχα Venn διαγράμματα που διαμορφώθηκαν για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων του πρώτου, του δεύτερου και του τρίτου πειράματος φαίνονται στην Εικόνα 9. Οι κύκλοι συμβολίζουν τις περιοχές διαφορετικής βόσκησης (A: αγριόχοιροι, MHP: μηρυκαστικά, MAP: μάρτυρες) και στις επικαλύψεις των κύκλων σημειώνεται ο αριθμός των κοινών ειδών μεταξύ των περιοχών. Στα μωσαϊκά μοντέλα της Εικόνας 9 φαίνονται αναλυτικά οι καταγεγραμμένες διαφορές του πλούτου των ειδών μεταξύ των διαφορετικών καθεστώτων βόσκησης στις διαφορετικές εδαφικές στοιβάδες.

Οι παραπάνω διαφορές ήταν στατιστικά σημαντικές. Η ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα έδειξε ότι ο πλούτος ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μειώθηκε με την επίδραση της βόσκησης, ανεξαρτήτως του ζωικού είδους (Πίνακας 7). Όταν έλαβα υπόψη το διαφορετικό τύπο βόσκησης (μηρυκαστικά σε σχέση με αγριόχοιρους), η ανάλυση

διακύμανσης κατά ένα παράγοντα αποκάλυψε το ίδιο πρότυπο επίδρασης και στα τρία πειράματα ανάλυσης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Πίνακας 8).

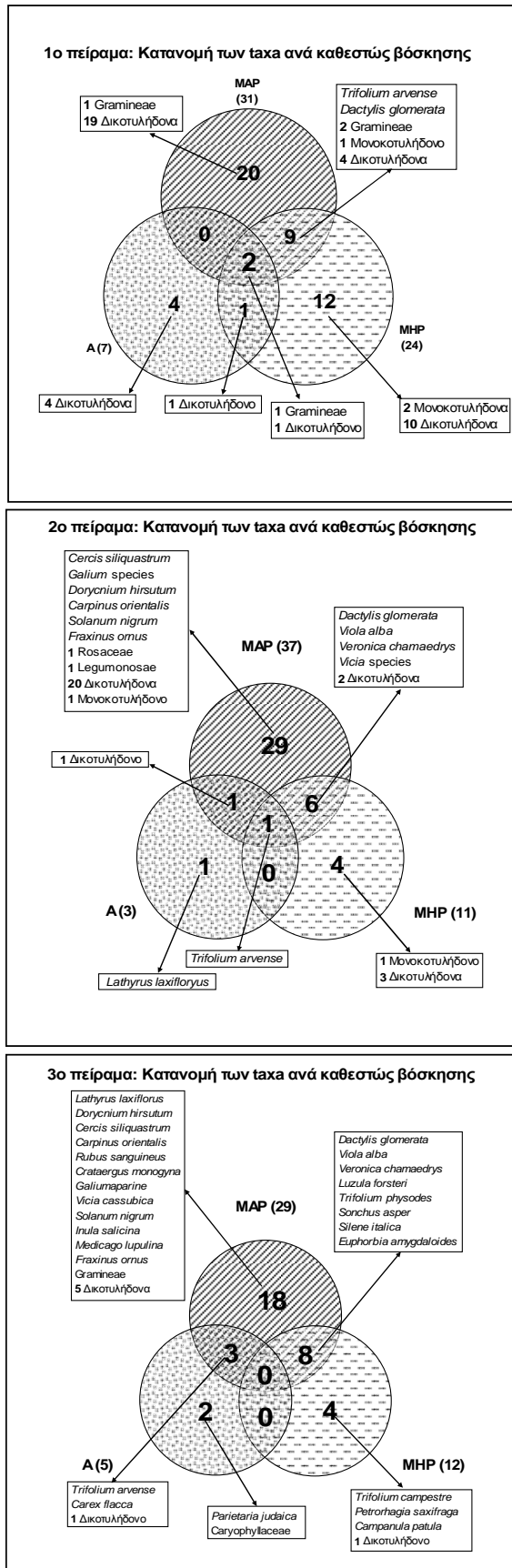
Όταν χειρίστηκα τα δεδομένα των τριών πειραμάτων ως ένα ενιαίο σετ δεδομένων, η ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα αποκάλυψε ότι η βόσκηση και οι διαφορετικοί τύποι βόσκησης επιδρούν σημαντικά στον πλούτο ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Πίνακες 7 και 8).

Η ανάλυση διακύμανσης με δύο παράγοντες έδειξε ότι η βόσκηση αποτελεί παράγοντα που επιδρά στον πλούτο των ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, με εξαίρεση το πρώτο πείραμα. Το βάθος εδάφους αποτελεί παράγοντα επίδρασης στον πλούτο των ειδών και αλληλεπιδρά με τη βόσκηση, επηρεάζοντας τον πλούτο ειδών (Πίνακας 9). Όταν στην ανάλυση έλαβα υπόψη τους διαφορετικούς τύπους βόσκησης τότε προέκυψε ότι και πάλι η βόσκηση αποτελεί παράγοντα επίδρασης του πλούτου των ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Το βάθος επέδρασε στον πλούτο των ειδών του τρίτου πειράματος και του ενιαίου σετ δεδομένων. Αλληλεπίδραση των τύπων βόσκησης με το βάθος ανιχνεύτηκε στα δεδομένα του δεύτερου πειράματος και στο ενιαίο σετ δεδομένων.



(α)

(β)



Εικόνα 9. Οριζόντια και κατακόρυφα Venn διαγράμματα της παρουσίας των ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στα πειράματα 1-3 αντίστοιχα και για την κατανομή τους (α) στην ανώτερη εδαφική στοιβάδα (0-5 cm), (β) στην κατώτερη εδαφική στοιβάδα (5-10 cm) και (γ) συνολικά. Κάθε κύκλος του διαγράμματος Venn συμβολίζει τις θέσεις έρευνας που υπόκεινται στα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης (MHP: βόσκηση από μηρυκαστικά, A: βόσκηση από αγριόχοιρους και MAP: μη βόσκηση δηλ. μάρτυρας). Οι κύκλοι περιέχουν ένα σετ χλωριδικών δεδομένων που αποτελούν αποκλειστικό συστατικό του κάθε κύκλου. Κάθε κηλίδα που σχηματίζεται από την αλληλοεπικάλυψη κύκλων περιλαμβάνει κοινά συστατικά του συνόλου των κύκλων, συνεπώς αντιπροσωπεύει τα κοινά taxa στα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης.

Figure 9. The horizontal and vertical Venn diagrams of species presence of soil seed banks in experiments 1-3 respectively and their distribution a) in the upper soil layer (0-5 cm), (b) in the deeper soil layer (5-10 cm) and (c) in total. Each circle of Venn diagrams symbolizes the study sites subjected to different grazing regimes (R: grazing by ruminants, B: grazing by wild boar and C: no grazing ie. control). The circles contain a set of floristic data which is exclusively components of each circle. Each patch formed by circle overlapping includes common components of circle sets, thus represent the taxa common to different grazing regimes.

4.4.2 Πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης

4.4.2 Density of the soil seed bank under different grazing regimes

Υπολόγισα την πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων των σποραδικά βοσκημένων δασών σε 2614, 2224 και 2572 σπέρματα/m² στο πρώτο, στο δεύτερο και στο τρίτο πείραμα αντίστοιχα (Πίνακας 6). Οι πυκνότητες σπερμάτων των δασών που βόσκονται από μηρυκαστικά ήταν υψηλές σε σχέση με τις περιοχές που βόσκονται από τον αγριόχοιρο και είναι ως εξής: 2648, 968 και 840 σπέρματα/m² στο πρώτο, στο δεύτερο και στο τρίτο πείραμα αντίστοιχα (Πίνακας 6).

Τη μέγιστη τιμή μέσης πυκνότητας σπερμάτων την παρατήρησα στα δάση που δε βόσκονται ή που βόσκονται σποραδικά. Τις ελάχιστες τιμές μέσης πυκνότητας τις παρατήρησα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των περιοχών που βόσκονται από αγριόχοιρους (Πίνακας 6). Όσον αφορά το βάθος εδάφους, τη μέγιστη τιμή μέσης πυκνότητας την παρατήρησα στην κατώτερη εδαφική στρώση του δεύτερου πειράματος, ενώ τη μέγιστη τιμή μέσης πυκνότητας την κατέγραψα στο πρώτο πείραμα, τόσο συνολικά όσο και στην ανώτερη εδαφική στρώση και στην κατώτερη εδαφική στρώση (Πίνακας 5).

Πίνακας 5. Η μέση πυκνότητα (σπέρματα/m²) της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στις διαφορετικές εδαφικές στρώσεις, SD: τυπική απόκλιση

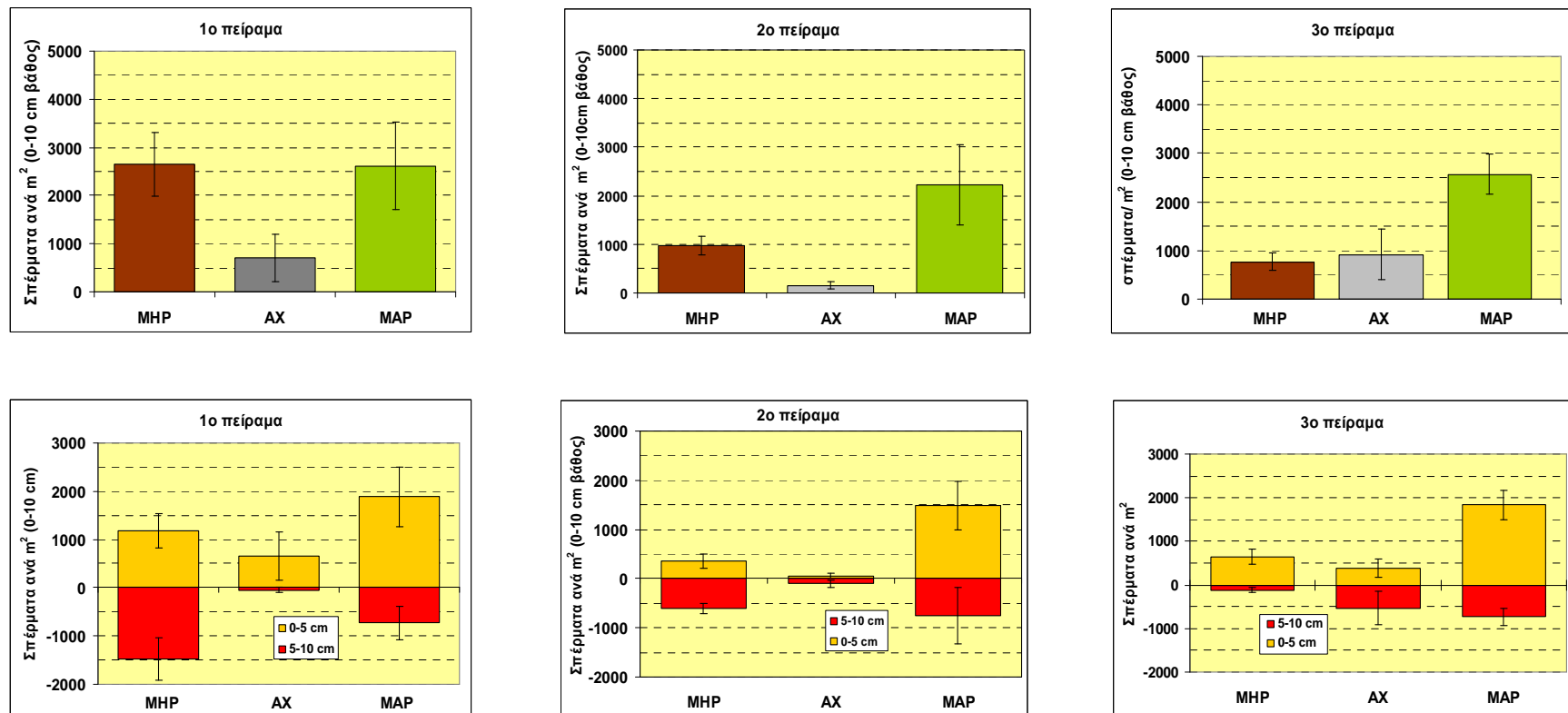
Table 5. Mean seed density (seeds/m²) of the soil seed banks in different soil layers, SD: standard deviations

Βάθος Εδάφους (cm)	Πυκνότητα τράπεζας σπερμάτων (μέση τιμή ± SD σπέρματα/m ²)		
	Πρώτο πείραμα	Δεύτερο πείραμα	Τρίτο πείραμα
0-5	1497 ± 390	968 ± 194	1197 ± 205
5-10	744 ± 229	591 ± 203	497 ± 119
0-10	2241 ± 578	1559 ± 311	1693 ± 558

Πίνακας 6. Η μέση πυκνότητα (σπέρματα/m²) της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης, SD: τυπική απόκλιση

Table 6. Mean seed density (seeds/m²) of the soil seed banks under different grazing regimes, SD: standard deviations

Καθεστώς βόσκησης	Πυκνότητα τράπεζας σπερμάτων (μέση τιμή ± SD σπέρματα/m ²)		
	Πρώτο πείραμα	Δεύτερο πείραμα	Τρίτο πείραμα
Μηρυκαστικά	2648 ± 657	968 ± 193	840 ± 266
Αγριόχοιρος	713 ± 493	153 ± 78	917 ± 519
Μακροχρόνια βόσκηση	1681 ± 457	561 ± 195	814 ± 117
Σποραδική βόσκηση	2614 ± 915	2224 ± 822	2572 ± 553



Εικόνα 10. Διαγράμματα πυκνότητας της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων για διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης (MHP: βόσκηση από μηρυκαστικά, AX: βόσκηση από αγριόχοιρους, MAP: σποραδική βόσκηση, δηλαδή μάρτυρας). Οι συνολικές πυκνότητες δείχνονται επάνω ενώ οι πυκνότητες σπερμάτων σε κάθε εδαφική στοιβάδα δείχνονται κάτω. Οι γραμμές στις στήλες αντιπροσωπεύουν την τυπική απόκλιση.

Figure 10. Density diagrams of soil seed banks in the three experiments for the different grazing regimes (R: grazing by ruminants, B: grazing by wild boar and C: sporadic grazing ie. control). Total seed densities are shown above while seed densities in each soil layer are shown below. Bars on columns represent standard deviation.

Στην Εικόνα 10 παρουσιάζονται τα διαγράμματα πυκνότητας της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων για τις περιοχές με διαφορετικό τύπο βόσκησης (MHP: βόσκηση από μηρυκαστικά, AX: βόσκηση από αγριόχοιρους, MAP: σποραδική βόσκηση-μάρτυρας) συνολικά (επάνω) και στα δύο διαφορετικά βάθη εδάφους (0-5 & 5-10 cm). Στα δύο πρώτα πειράματα, οι εδαφικές τράπεζες σπερμάτων στις περιοχές που βόσκονται από μηρυκαστικά και στις περιοχές που δεν βόσκονται έχουν πολύ μεγαλύτερες πυκνότητες από αυτές των περιοχών που βόσκονται από αγριόχοιρους, ενώ στο τρίτο πείραμα η διαφορά στην πυκνότητα σπερμάτων μεταξύ αγριόχοιρων και μηρυκαστικών δε φαίνεται μεγάλη.

Πίνακας 7. Ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα για την εκτίμηση των επιδράσεων της υπερβόσκησης στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων

Table 7. One-way analyses of variance assessing the effects of overgrazing on the soil seed bank

Σετ δεδομένων πειράματος	Βάθος εδάφους (cm)	Πυκνότητα τράπεζας σπερμάτων		Πλούτος ειδών	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Πρώτο	0-10	0.621	0.434	0.012	0.912
	0-5	1.505	0.226	0.926	0.341
	5-10	1.199	0.280	0.959	0.332
Δεύτερο	0-10	7.852	0.007	8.519	0.005
	0-5	12.789	0.001	14.259	0.000
	5-10	0.887	0.351	0.301	0.586
Τρίτο	0-10	9.513	0.003	15.710	0.000
	0-5	15.683	0.000	13.915	0.001
	5-10	1.973	0.167	4.096	0.049
Συνολικά	0-10	7.360	0.007	9.844	0.002
	0-5	15.355	0.000	18.253	0.000
	5-10	0.920	0.339	0.053	0.818

Έλεγα τις διαφορές που παρατήρησα στην πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων υπό τα διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης και τις εδαφικές στοιβάδες με ανάλυση διακύμανσης. Η ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα αποκάλυψε πως η πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων των μελετώμενων δασών μειώθηκε από τη βόσκηση. Την ίδια επίδραση κατέγραψα και όταν στην ανάλυση συμπεριέλαβα τους διαφορετικούς τύπους βόσκησης (αγριόχοιρους και μηρυκαστικά) (Πίνακες 7 και 8).

Πίνακας 8. Ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα για την εκτίμηση των ποσοτικών και ποιοτικών επιδράσεων των διαφορετικών καθεστώτων βόσκησης (βόσκηση από μηρυκαστικά, από αγριόχοιρους και σποραδική βόσκηση) στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων

Table 8. One-way analyses of variance assessing the quantitative and qualitative effects of different grazing regimes (ruminant-, boar-, and sporadic grazing) on the soil seed bank

Σετ δεδομένων πειράματος	Βάθος εδάφους (cm)	Πυκνότητα τράπεζας σπερμάτων		Πλούτος ειδών	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Πρώτο	0-10	0.869	0.426	4.130	0.022
	0-5	0.828	0.443	1.689	0.196
	5-10	1.883	0.163	6.769	0.003
Δεύτερο	0-10	4.299	0.019	5.920	0.005
	0-5	6.453	0.003	7.499	0.001
	5-10	0.752	0.477	4.507	0.016
Τρίτο	0-10	4.662	0.014	7.708	0.001
	0-5	7.774	0.001	7.202	0.002
	5-10	1.365	0.265	2.234	0.118
Συνολικά	0-10	4.503	0.013	9.696	0.000
	0-5	7.910	0.001	11.191	0.000
	5-10	1.817	0.166	6.432	0.002

Από τα αποτελέσματα ανάλυσης διακύμανσης κατά δύο παράγοντες προέκυψε ότι η βόσκηση μειώνει σημαντικά την πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε όλα τα πειράματα. Το βάθος αποτελεί παράγοντα που επιδρά στην πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Τόσο το καθεστώς βόσκησης όσο και το βάθος του εδάφους είναι παράγοντες που αλληλεπιδρούν και επηρεάζουν την πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Πίνακες 9 και 10). Τα παραπάνω αποτελέσματα προέκυψαν και όταν χειρίστηκα τα δεδομένα των τριών πειραμάτων ως ένα ενιαίο σετ δεδομένων.

Πίνακας 9. Ανάλυση διακύμανσης κατά δύο παράγοντες για την εκτίμηση των ποσοτικών και ποιοτικών επιδράσεων της υπερβόσκησης στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και την ανίχνευση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ της υπερβόσκησης και του βάθους εδάφους

Table 9. Two-way analyses of variance assessing the quantitative and qualitative effects of overgrazing on the soil seed bank detecting the interactions between overgrazing and soil depth

Εξαρτημένη μεταβλητή	Παράγοντας	Πρώτο πείραμα		Δεύτερο πείραμα		Τρίτο πείραμα		Συνολικά	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Πλούτος ειδών	Βόσκηση	0.054	0.817	9.904	0.002	17.979	0.000	12.197	0.001
	Βάθος	4.778	0.031	6.727	0.011	13.846	0.000	20.027	0.000
	Βόσκηση x Βάθος	1.819	0.181	13.185	0.000	4.680	0.033	13.973	0.000
Πυκνότητα	Βόσκηση	1.040	0.310	9.268	0.003	17.214	0.000	13.947	0.000
	Βάθος	1.933	0.168	1.116	0.294	11.929	0.001	8.025	0.005
	Βόσκηση x Βάθος	1.117	0.293	2.610	0.110	7.852	0.006	6.799	0.010

Πίνακας 10. Ανάλυση διακύμανσης κατά δύο παράγοντες για την εκτίμηση των ποσοτικών και ποιοτικών επιδράσεων των καθεστώτων βόσκησης (βόσκηση από μηρυκαστικά, από αγριόχοιρους και σποραδική βόσκηση) στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και την ανίχνευση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ της υπερβόσκησης και του βάθους εδάφους

Table 10. Two-way analyses of variance assessing the quantitative and qualitative effects of overgrazing (ruminant-, boar-, and sporadic grazing) on the soil seed bank detecting the interactions between overgrazing and soil depth

Εξαρτημένη μεταβλητή	Παράγοντας	Πρώτο πείραμα		Δεύτερο πείραμα		Τρίτο πείραμα		Συνολικά	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Πλούτος ειδών	Βόσκηση	5.135	0.008	7.137	0.001	8.962	0.000	12.535	0.000
	Βάθος	2.638	0.108	1.574	0.213	7.165	0.009	8.676	0.003
	Βόσκηση x Βάθος	1.149	0.321	6.833	0.002	2.819	0.065	7.256	0.001
Πυκνότητα	Βόσκηση	0.869	0.354	5.043	0.008	8.482	0.000	8.178	0.000
	Βάθος	1.455	0.239	0.213	0.645	5.026	0.027	3.104	0.079
	Βόσκηση x Βάθος	0.769	0.466	1.319	0.272	4.150	0.019	3.477	0.032

4.4.3 Κατανομή της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ανάλογα με το βάθος του εδάφους και το καθεστώς βόσκησης

4.4.3 *Distribution of the soil seed bank according to soil depth and grazing regime*

Και στα τρία πειράματα τις μεγαλύτερες τιμές πλούτου ειδών τις κατέγραψε στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των σποραδικά βοσκημένων δασών, ενώ το μικρότερο πλούτο ειδών τον κατέγραψε στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των περιοχών που βόσκονται από αγριόχοιρους. Ο πλούτος ειδών των υπερβόσκημένων περιοχών ήταν μικρότερος από τον πλούτο ειδών των σποραδικά βοσκημένων περιοχών και στα τρία πειράματα ανάλυσης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Σε όλα τα πειράματα ο πλούτος ειδών των δασών που βόσκονται από μηρυκαστικά ήταν μεγαλύτερος από τον πλούτο ειδών που βόσκονται από αγριόχοιρους.

Γενικά, η αναλογία του πλούτου των ειδών της ανώτερης εδαφικής στοιβάδας προς τον πλούτο ειδών της κατώτερης εδαφικής στοιβάδας είναι 2:1. Στα δύο πρώτα πειράματα εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ο πλούτος των ειδών στις περιοχές που βόσκονται από τα μηρυκαστικά κατανέμεται ομοιόμορφα (σχεδόν 1:1), ενώ μόνο στο τρίτο πείραμα η πλειοψηφία των ειδών συγκεντρώθηκε στην ανώτερη εδαφική στοιβάδα. Στις σποραδικά βοσκημένες περιοχές και από τα τρία πειράματα προέκυψε ότι ο πλούτος των ειδών είναι μεγαλύτερος στις ανώτερες εδαφικές στοιβάδες, στις οποίες τα φυτικά taxa ήταν

συγκεντρωμένα σε ποσοστά 84%, 86% και 86% του συνολικού τους αριθμού στο πρώτο, στο δεύτερο και στο τρίτο πείραμα αντίστοιχα.

Μείωση του πλούτου ειδών από την επίδραση της βόσκησης παρατηρήθηκε στις ανώτερες εδαφικές στοιβάδες, ενώ στις κατώτερες εδαφικές στοιβάδες ο πλούτος ειδών δεν επηρεάστηκε από τη βόσκηση, όπως προέκυψε από την ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα (τιμή οριακή, $P = 0.049$ για το τρίτο πείραμα, Πίνακας 7). Όταν έλαβα υπόψη το διαφορετικό τύπο βόσκησης (μηρυκαστικά και αγριόχοιροι), η ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα δεν αποκάλυψε το ίδιο πρότυπο κατανομής, καθώς ο πλούτος ειδών μειώθηκε από την επίδραση της βόσκησης από αγριόχοιρους και από μηρυκαστικά στις ανώτερες, αλλά και στις κατώτερες εδαφικές στοιβάδες (με εξαίρεση το τρίτο πείραμα, Πίνακας 8). Όταν εφαρμόσα ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα στο ενιαίο σετ δεδομένων του πλούτου ειδών, τότε προέκυψε πως η βόσκηση επιδρά σημαντικά στον πλούτο ειδών στις ανώτερες εδαφικές στοιβάδες και επιπλέον ο τύπος βόσκησης επιδρά σημαντικά σε όλες τις εδαφικές στοιβάδες (Πίνακες 7 και 8).

Η πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων των μακροχρόνια βοσκημένων περιοχών είναι πολύ μικρότερη σε σύγκριση με την πυκνότητα των σποραδικά βοσκημένων περιοχών ανεξάρτητα από την εδαφική στοιβάδα. Οι τιμές της μέσης πυκνότητας σπερμάτων στις περιοχές που βόσκονται από μηρυκαστικά είναι πολύ μεγαλύτερες σε σχέση με τη μέση πυκνότητα στις περιοχές που βόσκονται από αγριόχοιρους, εκτός από τα αποτελέσματα του τρίτου πειράματος στο οποίο οι τιμές πυκνοτήτων στις περιοχές με αγριόχοιρους και στις περιοχές με μηρυκαστικά κυμάνθηκαν στα ίδια επίπεδα.

Η πυκνότητα των σπερμάτων στις ανώτερες εδαφικές στοιβάδες είναι σχεδόν διπλάσια από την πυκνότητα της τράπεζας σπερμάτων στην κατώτερη εδαφική στοιβάδα. Η κατακόρυφη κατανομή των σπερμάτων στις σποραδικά βοσκημένες περιοχές ακολούθησε αυτή την τάση και στα τρία πειράματα ανάλυσης της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Στις σποραδικά βοσκημένες περιοχές η πυκνότητα της ανώτερης εδαφικής στοιβάδας είναι πολύ μεγαλύτερη σε σχέση με την πυκνότητα στην κατώτερη εδαφική στοιβάδα, καθώς το 72% (στο πρώτο πείραμα), το 66% (στο δεύτερο πείραμα) και το 71% (στο τρίτο πείραμα) της αφθονίας των σπερμάτων συσσωρεύτηκαν στα πρώτα 5 cm του εδάφους (Εικόνα 10).

Στις περιοχές βόσκησης από μηρυκαστικά η πυκνότητα της ανώτερης εδαφικής στοιβάδας είναι μικρότερη από την πυκνότητα της κατώτερης εδαφικής στοιβάδας στα δύο πρώτα πειράματα. Στις κατώτερες εδαφικές στοιβάδες η πυκνότητα της τράπεζας

σπερμάτων των δασών που υπόκεινται σε βόσκηση από αγριόχοιρους ήταν πολύ μικρότερη σε σύγκριση με την πυκνότητα των δύο άλλων καθεστώτων βόσκησης (μηρυκαστικά και μη βόσκηση) στο πρώτο και στο δεύτερο πείραμα. Ωστόσο, στο τρίτο πείραμα οι θέσεις που βόσκονται από μηρυκαστικά παρουσιάζουν τη μικρότερη πυκνότητα σπερμάτων στις κατώτερες εδαφικές στρώσεις.

Η βόσκηση δεν επιδρά στην πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στην κατώτερη εδαφική στρώση, καθώς οι διαφορές που κατέγραψα στην πυκνότητα σπερμάτων στη στρώση 5-10 cm εδάφους, υπό τα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης, δεν ήταν στατιστικά σημαντικές (Πίνακες 7 και 8). Αντίθετα, η βόσκηση αλλά και οι διαφορετικοί τύποι βόσκησης (μηρυκαστικά και αγριόχοιροι) μείωσαν σημαντικά την πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στις ανώτερες εδαφικές στρώσεις.

4.5 Συζήτηση

4.5 Discussion

4.5.1 Χλωριδική σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης

4.5.1 Species composition of the soil seed bank under different grazing regimes

Στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των υπο-Μεσογειακών δασών δρυός της έρευνάς μου κυριαρχούν και καταγράφηκαν σε αφθονία φυτικά είδη με μικρό μέγεθος σπέρματος. Αυτό συγκαταλέγεται στα χαρακτηριστικά των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων και ειδικά σε διαταραγμένες περιοχές (Wellstein et al. 2007). Τα είδη μιας εδαφικής τράπεζας σπερμάτων έχουν χαρακτηριστικά που σχετίζονται με την επιτυχία εγκατάστασής τους μετά από διαταραχή: παραγωγή πολλών μικρών σπερμάτων, μακροβιότητα μέσω λήθαργου, σχηματισμός μόνιμης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Wassie & Teketay 2006). Η απουσία των σπερμάτων πολλών ειδών από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων αντανακλά τη βραχύβια, μη μόνιμη φύση των τραπεζών σπερμάτων των συγκεκριμένων ειδών (Bossuyt et al. 2006 2006). Η τράπεζα σπερμάτων των περισσότερων δασών και λιβαδιών της Ευρώπης συντίθεται από είδη προγενέστερων σταδίων διαδοχής, καθώς τα δάση και τα λιβάδια θεωρούνται σταθερές φυτοκοινότητες (Bossuyt & Honnay 2008, Matus et al. 2003).

Μεγάλη ποικιλότητα παρατηρείται στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων περιοχών που δεν βόσκονται σε σχέση με τις υπερβοσκημένες περιοχές. Μεγαλύτερη ποικιλότητα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων μη βοσκημένων περιοχών σε σύγκριση με βοσκημένες περιοχές έχει ήδη καταγραφεί (Mengistu et al. 2005). Οι περιοχές που βόσκονται από μηρυκαστικά είχαν μεγαλύτερη ποικιλότητα από τις περιοχές που βόσκονται από αγριόχοιρους. Εξαιρέσεις παρατήρησα, όπως για παράδειγμα στην κατώτερη εδαφική στοιβάδα στο τρίτο πείραμα, όπου τρία taxa εμφανίστηκαν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των περιοχών που βόσκονται από μηρυκαστικά και τρία taxa εμφανίστηκαν και στις περιοχές υπό τη βόσκηση του αγριόχοιρου. Οι διαφορετικοί τύποι διαχείρισης αποτελούν σημαντικό παράγοντα επίδρασης στη χλωριδική σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Wellstein et al. 2007).

Η βόσκηση από τους αγριόχοιρους προκάλεσε σημαντική ποιοτική υποβάθμιση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, γεγονός που έρχεται σε αντίθεση με αναφορές για εύκρατα δάση της Ευρώπης (Heinken et al. 2006). Η έντονη βόσκηση προκαλεί μεταβολές στη χλωριδική σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στην κατεύθυνση της αφθονίας των λιγότερο προτιμώμενων φυτικών ειδών από τα ζώα που βόσκουν (Solomon et al. 2006). Καρποί φυτικών ειδών, όπως τα διασπαρμένα στο έδαφος βελανίδια, καταναλώνονται γρήγορα από τους αγριόχοιρους ενώ η ποδοπάτηση λειτουργεί ως παράγοντας θνησιμότητας των σπερμάτων (Gómez et al. 2003).

Η έντονη βόσκηση επηρεάζει σε μεγάλο βαθμό και τη σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στο χώρο και το χρόνο (Kinloch & Friedel 2005b), καθώς η επίδραση της βόσκησης αποτελεί μια από τις σημαντικότερες αιτίες μεταβολών στη χλωρίδα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων υπό διαφορετικές χρήσεις γης (Solomon et al. 2006).

4.5.2 Πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης

4.5.2 Density of the soil seed bank under different grazing regimes

Η συνολική πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στην περιοχή μελέτης βρέθηκε ότι ανέρχεται σε 2000 σπέρματα/ m². Η μέση πυκνότητα της τράπεζας σπερμάτων σε πρεμνοφυή δάση της νότιας Αγγλίας, για συνολικό βάθος εδάφους 0-10 cm, βρέθηκε ότι είναι αρκετά μικρότερη, και ανέρχεται σε 1289 σπέρματα/ m² (Buckley et al. 1997: αναφορά από Bossuyt & Hermy 2001). Μεγαλύτερη τιμή συνολικής μέσης πυκνότητας

(3230 σπέρματα/ m²) εδαφικής τράπεζας σπερμάτων για παρόμοιο τύπο δάσους έχει καταγραφεί σε πρεμνοφυή δάση της ανατολικής Αγγλίας από τους Brown & Oosterhuis (1981) και για συνολικό βάθος εδάφους 0-15 cm (αναφορά από Bossuyt & Hermy 2001).

Ωστόσο, παρόμοιες περιπτώσεις έρευνας με την παρούσα έρευνα, που αφορούν τόσο τον πλούτο ειδών, όσο και την πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων για το ίδιο βάθος εδάφους (0-10 cm), είναι αντίστοιχα οι ακόλουθες σύμφωνα με τον Csontos 2007: α) ένα μικτό δευτερογενές δάσος που κυριαρχείται από είδη των γενών *Betula*, *Fagus* και *Quercus* με 28 καταγεγραμμένα taxa στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων του (Olano et al. 2002) και β) μια τυπική φυτοκοινωνική ένωση δρυοδάσους, η Potentillo albae-Quercetum στην Πολωνία, με πυκνότητα σπερμάτων 1892 σπέρματα/ m² (Panufnik-Mędrzycka & Kwiatowska-Falińska 2001).

Η βόσκηση από τους αγριόχοιρους επέφερε δραματική μείωση στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των υπο-Μεσογειακών δασών δρυός της περιοχής μελέτης. Η χαμηλή πυκνότητα σπερμάτων σε λιβαδικά οικοσυστήματα έχει αιτιολογηθεί από τη χαμηλή παραγωγή σπερμάτων, εξαιτίας της μεγάλης πίεσης από τη βόσκηση ή του μεγάλου βαθμού αρπαγής σπερμάτων (Bossuyt et al. 2006). Ως αιτίες έλλειψης σπερμάτων έχουν καταγραφεί δύο πιθανές περιπτώσεις: α) η ποσότητα σπερμάτων που φτάνει σε μία περιοχή είναι μικρή, δηλαδή η προμήθεια των σπερμάτων είναι ανεπαρκής, και β) η προμήθεια των σπερμάτων είναι επαρκής αλλά τα σπέρματα δεν μπορούν να διατηρηθούν μέσα στο έδαφος (Solomon et al. 2006). Η αναμόχλευση του εδάφους από χοίρους (Wassie & Teketay 2006) και η ισχυρή ένταση της βόσκησης προκαλούν μείωση στην πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Cooper 2006).

4.5.3 Κατανομή της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ανάλογα με το βάθος του εδάφους και το καθεστώς βόσκησης

4.5.3 Distribution of the soil seed bank according to soil depth and grazing regime

Ανεξάρτητα από το καθεστώς βόσκησης, ο μεγαλύτερος αριθμός φυτικών taxa που κατέγραφα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και στα τρία πειράματα συγκεντρώνεται στην ανώτερη εδαφική στοιβάδα. Η πλειοψηφία των taxa της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων συγκεντρώνεται στα πρώτα 5 cm του εδάφους (Funes et al. 2003). Ο πλούτος ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μειώνεται όσο αυξάνεται το βάθος (Godefroid et

al. 2006, Pereira-Diniz & Ranal 2006, Decocq et al. 2004, Olano et al. 2002, Bossuyt et al. 2002).

Το παραπάνω πρότυπο κατανομής είναι σαφές στις σποραδικά βοσκημένες περιοχές και στα τρία πειράματα εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Έτσι, τα περισσότερα φυτικά είδη τα κατέγραψα στα δείγματα που έλαβα σε βάθος 0-5 cm, γιατί προέκυψαν από τα σπέρματα που συγκεντρώνονται στις ανώτερες εδαφικές στοιβάδες των σποραδικά βοσκημένων δασών. Στις υπερβοσκημένες περιοχές το πρότυπο αυτό διαταράσσεται και από τους δύο τύπους βόσκησης, ενώ φαίνεται να ασκεί μεγαλύτερη επίδραση η βόσκηση από τους αγριόχοιρους.

Οι διαφορές στη χωρική κατανομή των σπερμάτων στο έδαφος βοσκημένων δασών έχουν αποδοθεί στη βιωσιμότητα των σπερμάτων, στο μέσο διασποράς των φυτικών ειδών, στην αρπαγή και σε πιθανές διαφορές στο υψόμετρο και τις τοπικές εδαφικές συνθήκες, ενώ η ποδοπάτηση από τα ζώα που βόσκουν αποτελεί μηχανισμό που επηρεάζει τη μετακίνηση των σπερμάτων (Wassie & Teketay 2006). Μελέτες για την κατακόρυφη κατανομή των σπερμάτων στο έδαφος έχουν δείξει ότι σε μη διαταραγμένες θέσεις η πλειοψηφία των σπερμάτων βρίσκεται στα πρώτα 2-5 cm εδάφους (Fenner 1995), ενώ το αντίθετο συμβαίνει στις διαταραγμένες περιοχές (Pereira-Diniz & Ranal 2006). Τα αποτελέσματα των τριών πειραμάτων συμφωνούν με το συγκεκριμένο πρότυπο.

Τα αποτελέσματα για την πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και την οριζόντια και κατακόρυφη κατανομή της ήταν παρόμοια με την αντίστοιχη του πλούτου των ειδών. Γενικά, υπάρχει συνάθροιση των σπερμάτων στην ανώτερη εδαφική στοιβάδα ενώ εξαιρέσεις παρουσιάζονται στις τιμές πυκνότητας της τράπεζας σπερμάτων στις θέσεις που βόσκονται είτε από μηρυκαστικά είτε από αγριόχοιρους.

Μελέτες σε πολλές περιοχές έχουν δείξει ότι οι μεγάλες πυκνότητες σπερμάτων, που είναι ικανά να φυτρώσουν, βρίσκονται στα πρώτα 5 cm του εδάφους και σταδιακά μειώνονται με το βάθος του εδάφους (Allen et al. 2008, Luzuriaga et al. 2005, Demel 1998, Guo et al. 1998). Οι μελέτες σε μεσαίες κλίμακες (επίπεδο φυτοκοινότητας) και σε μικρές κλίμακες (επίπεδο κηλίδας) έδειξαν ότι οι κατανομές των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων επιδεικνύουν οριζόντια συνάθροιση για τις περισσότερες περιπτώσεις και για τα περισσότερα είδη (Csontos 2007). Αυτό ισχύει στην περίπτωση μελέτης μου μόνο για τις μη διαταραγμένες περιοχές, ενώ συμβαίνει το αντίθετο για τις υπερβοσκημένες περιοχές.

Στις διαταραγμένες θέσεις η πυκνότητα δεν παρουσίασε το ίδιο πρότυπο κατανομής σπερμάτων, γεγονός που έχει ήδη καταγραφεί σε μεσόφιλα φυλλοβόλα δάση όπου η συμπίεση του εδάφους εμποδίζει την μετακίνηση των σπερμάτων σε βαθύτερες εδαφικές στοιβάδες (Roovers et al. 2006). Με τα αποτελέσματα της έρευνάς μου επιβεβαιώνεται το παραπάνω συμπέρασμα και για τα θερμόφιλα φυλλοβόλα δάση.

Η μείωση του πλούτου ειδών και της πυκνότητας της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στις κατώτερες εδαφικές στοιβάδες (Godefroid et al. 2006, Olano et al. 2002, Bossuyt & Hermy 2001), έχει αποδοθεί στο ιστορικό των μεταβολών της υπέργειας βλάστησης και του καθεστώτος της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (McGraw 1987), στη μάζα και στο σχήμα των σπερμάτων (Bekker et al. 1998) και στην κατακόρυφη μεταφορά των σπερμάτων από γαιοσκώληκες (Willems & Huijsmans 1994).

4.5.4 Χαρακτηρισμός της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων

4.5.4 Soil seed bank characterization

Τα δάση που μελέτησα έχουν υποστεί υπερβόσκηση για τριάντα τουλάχιστον χρόνια και το έδαφός τους έχει συμπιεστεί, γεγονός που μείωσε την πιθανότητα κάποια σπέρματα να καταναλώνονται είτε μέσω της αρπαγής είτε μέσω της θρέψης των ζωικών ειδών και, παράλληλα, αύξησε την πιθανότητα κάποια σπέρματα να έχουν παραμείνει σε βαθύτερες εδαφικές στοιβάδες. Η αυξημένη διαταραχή ενός οικοτόπου ευνοεί την αύξηση της παραμονής των σπερμάτων μέσα στο έδαφος (Wellstein et al. 2007). Από τα πειράματα για την ανάλυση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων βρήκα ότι τα υπο-Μεσογειακά δρυοδάση της έρευνάς μου διατηρούν εδαφική τράπεζα σπερμάτων είτε είναι εντατικά και μακροχρόνια βοσκημένα, είτε παραμένουν σποραδικά ή καθόλου βοσκημένα.

Τα αποτελέσματα που προέκυψαν από τις δειγματοληψίες που διεξήγαγα για τρία συνεχόμενα χρόνια τεκμηριώνουν ότι τα σπέρματα διατηρούνται μέσα στο έδαφος τρία έτη (περισσότερο από ένα έτος), γεγονός που μου επέτρεψε να χαρακτηρίσω την εδαφική τράπεζα σπερμάτων ως μόνιμη σε επίπεδο φυτοκοινότητας, δηλαδή στο επίπεδο της συνολικής «δεξαμενής» σπερμάτων. Οι σταθερές και σχετικά αδιατάρακτες φυτοκοινότητες, όπως τα δάση και οι δασικοί βοσκότοποι, έχουν σπέρματα με μικρή παραμονή στο έδαφος, ενώ οι πολύ διαταραγμένοι οικότοποι, όπως οι καλλιεργημένες εκτάσεις και τα εδάφη από εκσκαφές, έχουν σπέρματα με μεγάλη παραμονή στο έδαφος (Thompson et al. 1998).

Από τα διαγράμματα πυκνότητας της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στα τρία πειράματα, η σημαντική τιμή μέσης πυκνότητας σπερμάτων στο βάθος 5-10 cm υποστηρίζει τη διαπίστωση της ύπαρξης μόνιμης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στα συγκεκριμένα οικοσυστήματα. Μόνιμη εδαφική τράπεζα ισοδυναμεί με «οικολογική μνήμη». Φαίνεται επίσης ότι ισχυρότερη επίδραση στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων ασκεί η βόσκηση από τους αγριόχοιρους, συγκριτικά με τον άλλο τύπο βόσκησης, αλλά και με την απουσία της βόσκησης (ή τη σποραδική βόσκηση). Η επίδραση αυτή είναι μεγαλύτερη στα βαθύτερα εδάφη, καθώς η πυκνότητα σπερμάτων είναι σαφώς μειωμένη σε σχέση με τις πυκνότητες του μικρότερου βάθους και για τους τρεις τύπους βόσκησης.

Από την άποψη της αποκατάστασης, τα υπολείμματα της αρχικής σκιοφίλης χλωρίδας είναι σημαντικό να διατηρούνται, ώστε να επιτρέπεται η εκ νέου ανάπτυξη μιας φυσικής φυτοκοινότητας με μεγάλη ποικιλότητα (Brown & Oosterhuis 1981). Ωστόσο, δυσκολίες υπάρχουν επειδή τα περισσότερα σκιοφιλά δασικά είδη δε σχηματίζουν μόνιμη εδαφική τράπεζα σπερμάτων (Oke et al. 2006, Bossuyt & Hermy 2001). Το πρόβλημα της συμπίεσης του εδάφους μπορεί να αντιμετωπιστεί με αναμόχλευση (Roovers et al. 2006). Σε υποβαθμισμένους δασικούς βοσκότοπους έχει τονιστεί η συνεισφορά της περίφραξης για τον αποκλεισμό της βόσκησης, ώστε να προωθείται ο σχηματισμός της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ως μελλοντική πηγή ανάπτυξης (Mengistu et al. 2005). Η μόνιμη εδαφική τράπεζα σπερμάτων είναι πολύ σημαντική, καθώς περιλαμβάνει φυτικά είδη προγενέστερων σταδίων, φυτικά είδη που δεν υπάρχουν στην παρούσα υπέργεια βλάστηση και σπέρματα με μεγάλη βιωσιμότητα (Godefroid et al. 2006, Falinska 1999).

Οι εδαφικές τράπεζες σπερμάτων μπορούν να είναι χρήσιμες στην αποκατάσταση των φυτοκοινοτήτων, όμως αυτό εξαρτάται από τη διαταραχή. Η διαχείριση δεν μπορεί να βασίζεται εξ' ολοκλήρου στη φυσική τράπεζα σπερμάτων, όταν στόχος της αποκατάστασης είναι η άμεση επανεγκατάσταση φυτικών ειδών, μετά από διαταραχή (Allen et al. 2008). Η προσεκτική διερεύνηση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων των ειδών που είναι στόχοι αποκατάστασης, αλλά και των ειδών που δεν συγκαταλέγονται στους στόχους αποκατάστασης, είναι απαραίτητη (Bossuyt & Honnay 2008).

Κεφάλαιο 5

Chapter 5

Χλωριδική σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και της υπέργειας βλάστησης υπο-Μεσογειακών βοσκούμενων δασών δρυός

Seed bank composition and above-ground vegetation in response to grazing in sub-Mediterranean oak forests (NW Greece)

5.1 Περίληψη

Προσδιορίστηκε η χλωριδική σύνθεση της μόνιμης (persistent) εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και διερευνήθηκε η σχέση της με την υπέργεια βλάστηση στα βοσκημένα και στα σποραδικά βοσκημένα δάση της περιοχής μελέτης. 28 taxa καταγράφηκαν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και 83 taxa (70 taxa στις επιφάνειες δειγματοληψίας της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων) στην υπέργεια βλάστηση. Τα κυρίαρχα δενδρώδη είδη και πολλά δασικά είδη της υπέργειας βλάστησης απουσιάζουν από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Ο πλούτος ειδών της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, καθώς και η μεταξύ τους ομοιότητα μειώνονται υπό την πίεση της βόσκησης. Η β-ποικιλότητα i) της βλάστησης είναι μεγαλύτερη μεταξύ μακροχρόνια βοσκημένων και σποραδικά βοσκημένων δασών και ii) της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μειώνεται από τη βόσκηση. Από την εφαρμογή ανάλυσης δέντρου ταξινόμησης και ανάλυσης λογιστικής παλινδρόμησης προέκυψε ότι τα σποραδικά βοσκημένα δάση διαφοροποιούνται σαφώς από τα μακροχρόνια βοσκημένα δάση με βάση την παρουσία τριών ειδών: *Phillyrea latifolia*, *Euphorbia amygdaloides*, *Brachypodium sylvaticum*. Η κατάταξη της υπέργειας χλωριδικής σύνθεσης, με τη μέθοδο Ανάλυσης Κύριων Συνιστωσών, αντανακλά τη διαβάθμιση της βόσκησης από τα δάση που βόσκονται από μηρυκαστικά προς τα σποραδικά βοσκημένα δάση, ενώ για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων δεν ανιχνεύθηκε σαφής δομή.

Λέξεις κλειδιά: εδαφική τράπεζα σπερμάτων, δασική βόσκηση, φυλλοβόλα δάση δρυός, Ελλάδα, αγριόχοιροι, μηρυκαστικά

5.1 Abstract

We investigate the persistent soil seed bank composition and its relation to the above-ground flora of the long-term grazed and sporadically grazed forests of the study area. Twenty-eight taxa were recorded in the soil seed bank and 83 taxa (70 taxa in plots of seed bank sampling) in the above-ground vegetation. The dominant tree species and many woodland species found in the above-ground vegetation were absent from the soil seed bank. Similarity between the soil seed bank and the above-ground vegetation decreased with grazing, and grazing led to a decrease of species richness in above-ground vegetation and soil seed bank. Beta diversity of vegetation among long-term grazed and among sporadically grazed plots did not differ, but was significantly higher between long-term

grazed and sporadically grazed areas. Beta diversity of the soil seed bank declined with grazing. When applying classification tree and logistic regression analyses, sporadically grazed forest sites are clearly differentiated by the presence of *Phillyrea latifolia*, *Euphorbia amygdaloides* and *Brachypodium sylvaticum*. PCA ordination of above-ground species composition reflected a gradient from sites grazed by ruminants to sporadically grazed sites, but no clear structure was detected in the seed bank.

Keywords: Soil seed banks, wood pasture, deciduous oak forests, Greece, wild boar, ruminants

5.2 Εισαγωγή

5.2 Introduction

Η σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων εξαρτάται από τη σύνθεση της υπέργειας βλάστησης, τόσο στο παρελθόν όσο και στο παρόν (Rice 1989), αλλά και από τη σπερματική βροχή των γειτονικών περιοχών (Hutchings & Booth 1996). Η ιστορία της σύνθεσης της υπέργειας βλάστησης θεωρείται συχνά παράγοντας κλειδί για τον προσδιορισμό της σύνθεσης της τράπεζας σπερμάτων (Bekker et al. 1998). Η σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων επηρεάζεται επίσης από τη γειτονική βλάστηση και από τα προηγούμενα στάδια διαδοχής (Falinska 1999, Godefroid et al. 2006) και είναι δυνατό να παρουσιάζει σημαντικές μεταβολές, ανάλογα με την εφαρμοζόμενη διαχείριση (Wellstein et al. 2007). Ωστόσο, προς το παρόν είναι ελλιπής η γνώση για τα χαρακτηριστικά της τράπεζας σπερμάτων πολλών ειδών, συμπεριλαμβανομένων και των τυπικών δασικών ειδών (Bossuyt & Hermy 2001), αλλά και για τη βιωσιμότητα των φυτικών σπερμάτων στα δασικά εδάφη (Grandström 1987, Thompson et al. 1997).

Το περιβάλλον της Μεσογείου έχει υποστεί πολλές μεταβολές εξαιτίας ανθρωπογενών διαταραχών, όπως η δασική βόσκηση (sylvopastoralism) (Le Houérou 1990). Οι επιπτώσεις της βόσκησης από φυτοφάγα ζώα ποικίλουν εξαιτίας διαφόρων παραμέτρων, όπως η ένταση της βόσκησης, τα φυτικά taxa και οι εδαφικές ιδιότητες. Η σύνθεση ειδών σε δάση οξιάς της Ευρώπης, που βόσκονται από μεγάλες πυκνότητες πληθυσμών των ειδών *Cervus elaphus*, *Cervus dama*, *Capreolus capreolus*, *Ovis musimon* και *Sus scrofa*, καθορίζεται κυρίως μέσω δύο οδών: διασπορά στο χρόνο από τη μόνιμη εδαφική τράπεζα σπερμάτων και διασπορά στο χώρο με τη χρήση σπληφόρων θηλαστικών (Naaf & Wulf 2007). Στα αγροτικά τοπία της κεντρικής Ευρώπης, οι αγριόχοιροι μεταφέρουν με επιζωοχωρία μεγάλες ποσότητες φυτικών σπερμάτων, εξαιτίας των χαρακτηριστικών του τριχώματός τους, της συμπεριφοράς τους (κυλιούνται στη λάσπη (wallowing) και τρίβονται σε κορμούς δέντρων (rubbing)), του μεγάλου μεγέθους του τοπικού πληθυσμού τους και της γενικής αφθονίας τους (Heinken et al. 2006).

Τα είδη σπληφόρων θηλαστικών όπως τα *Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus* και *Sus scrofa* επηρεάζουν τη φυσική αναγέννηση των δασών σε όλη την Ευρώπη. Η επιλεκτική βόσκηση του θαμνώδους ορόφου (browsing) επιφέρει μεταβολές στη δενδρώδη σύνθεση των δασών (Kuiters & Slim 2002). Ωστόσο, οι αγριόχοιροι έχουν διαφορετική συμπεριφορά/ ηθολογία ως προς τη βόσκηση σε σχέση με τα μηρυκαστικά. Οι αγριόχοιροι

προτιμούν βελανίδια ως πηγή τροφής (Jedrzejewska et al. 1997) και τρέφονται με αρτίβλαστα δρυών, νεαρά φυτάρια (saplings) και ρίζες, ανασκάπτοντας το έδαφος. Με αυτό τον τρόπο οι αγριόχοιροι επηρεάζουν και την αναγέννηση του δάσους και τις εδαφικές ιδιότητες (Groot-Buinderink & Hazelbroek 1996). Τα μηρυκαστικά όπως τα *Capreolus capreolus* και *Cervus elaphus* βόσκουν (browse) τα αρτίβλαστα, τα φυτάρια και τα παραβλαστήματα/ βλαστούς στο θαμνώδη όροφο προκαλώντας δομικές μεταβολές (Périn et al. 2006), αλλά και τρίβουν τους κορμούς επιφέροντας καταστροφές στα δέντρα (Ramos et al. 2006).

Ο ρόλος της βόσκησης του θαμνώδους ορόφου (browsing) και της βόσκησης στη δασική αναγέννηση, καθώς και η διασπορά των φυτικών σπερμάτων σε μεγάλες αποστάσεις έχει μελετηθεί εκτεταμένα. Ωστόσο, η επίπτωση της βόσκησης των μηρυκαστικών και των αγριόχοιρων στη σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και στην ομοιότητά της με την υπέργεια βλάστηση έχει λάβει μικρότερη προσοχή. Σε διαφορετικούς τύπους λιβαδιών, η βόσκηση αυξάνει (Bakker & de Vries 1992, Ungar & Woodell 1996), μειώνει (Jutila 1998) ή δεν επιδρά καθόλου (Peco et al. 1998) στην ομοιότητα μεταξύ εδαφικών τραπεζών σπερμάτων και υπέργειας βλάστησης (Osem et al. 2006). Για τα δάση, οι διαφορές μεταξύ υπέργειας βλάστησης και εδαφικών τραπεζών σπερμάτων έχουν καταγραφεί (Thompson & Grime 1979, Bossuyt et al. 2002, Forrester & Leopold 2006, Roovers et al. 2006) και έχουν αποδοθεί στη διαταραχή (Olano et al. 2002, Godefroid et al. 2006).

Παλαιότερες μελέτες έχουν διερευνήσει τη σύνθεση της τράπεζας σπερμάτων και σε αδιατάρακτα δάση (Warr et al. 1994, Kjellsson 1992), αλλά και τη σχέση της σύνθεσης της τράπεζας σπερμάτων με τις χρήσεις γης (Bossuyt & Hermy 2001, Brown & Oosterhuis 1981). Λίγες μελέτες σε εδαφικές τράπεζες σπερμάτων έχουν διερευνήσει τις επιπτώσεις των διαφορών και των μεταβολών στις διαχειριστικές πρακτικές (Wellstein et al. 2007) ενώ καμία μελέτη, από όσο γνωρίζουμε, δεν έχει ερευνήσει τις επιπτώσεις της υπερβόσκησης και των διαφορετικών τύπων βόσκησης σε υπο-Μεσογειακά δάση δρυών.

Ο πρώτος στόχος της παρούσας έρευνας ήταν να ελεγχθεί η υπόθεση: η μακροχρόνια (πάνω από 30 έτη) υπερβόσκηση επηρέασε όχι μόνο την υπέργεια βλάστηση αλλά επίσης και την τράπεζα των φυτικών σπερμάτων τα οποία έχουν συσσωρευτεί μέσα στο έδαφος. Ο δεύτερος στόχος της έρευνας ήταν να ελεγχθεί η υπόθεση: τα μηρυκαστικά και τα μη μηρυκαστικά ζωικά είδη, που βόσκουν στην περιοχή, επηρεάζουν την εδαφική τράπεζα σπερμάτων και την υπέργεια βλάστηση με διαφορετικούς τρόπους. Η υπέργεια βλάστηση

και η εδαφική τράπεζα σπερμάτων αναλύθηκαν σε επίπεδο σύνθεσης και πλούτου ειδών (άλφα ποικιλότητα) και σε επίπεδο μεταβολής ειδών (species turnover) (β-ποικιλότητα). Η πρακτική εφαρμογή αυτών των ευρημάτων τοποθετείται στον τομέα της αποκατάστασης δασών υπό έντονη βόσκηση στη Μεσογειακή περιοχή. Γι' αυτό το λόγο, τα αποτελέσματα συζητούνται από την άποψη της αποκατάστασης, ώστε να εκτιμηθεί ο ρόλος των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων ως προς τη συνεισφορά τους στην αποκατάσταση της βλάστησης μετά από διακοπή της πίεσης της υπερβόσκησης.

5.3 Μέθοδοι

5.3 Methods

Στο πλαίσιο της διερεύνησης των παραπάνω υποθέσεων, ελήφθησαν υπόψη χαρακτηριστικά και παράμετροι της περιοχής μελέτης που παρατίθενται αναλυτικά παρακάτω: Η περιοχή μελέτης περιλαμβάνει: (Α) μία περιφραγμένη ιδιωτική δασική έκταση (112 ha) που βόσκειται συνεχώς από το 1974 από μηρυκαστικά και αγριόχοιρους, σε μεγάλες αλλά διαφορετικές πυκνότητες πληθυσμών και (Β) μία μη περιφραγμένη και σποραδικά βοσκημένη δασική έκταση.

Η περιοχή Α, η περιφραγμένη έκταση (112 ha) έχει υποδιαιρεθεί επιπλέον στην περιοχή Α1 (26 ha), που βόσκειται συνεχώς από τους αγριόχοιρους και στην περιοχή Α2 (86 ha), που βόσκειται από τα μηρυκαστικά. Αυτή η υποδιαίρεση και η διαχείριση βόσκησης προηγήθηκε της μελέτης μας κατά 30 έτη τουλάχιστον. Ως αποτέλεσμα της υπερβόσκησης, τα μελετούμενα δάση έχουν τα ακόλουθα χαρακτηριστικά: ποώδη στρώση που λείπει σχεδόν πλήρως, εδάφη άγονα και συμπιεσμένα, απόπλυση εδαφών σε επιμέρους θέσεις, λόγω διάβρωσης, η οποία καθιστά το ριζικό σύστημα των δένδρων εκτεθειμένο και άμεσα ορατό.

Η περιοχή Β είναι γειτονική με την περιοχή Α. Κατά την περίοδο έρευνας, η κάλυψη βλάστησης και άλλα οικολογικά χαρακτηριστικά ήταν παρόμοια με εκείνα της περιοχής Α, ωστόσο η περιοχή Β δεν βόσκονταν συστηματικά. Γι' αυτό το λόγο τα δείγματα από την περιοχή Β χρησιμοποιήθηκαν ως «δείγματα μάρτυρες» (δηλαδή σποραδικά βοσκημένες θέσεις) στην παρούσα εργασία. Αυτός ο συνδυασμός των υπερβοσκημένων δασών κοντά σε αδιατάρακτα δάση ταυτόσημων κλιματικών, γεωλογικών και τοπογραφικών συνθηκών μας επιτρέπει να ερευνήσουμε την επίδραση της βόσκησης, ανεξάρτητα από άλλες περιβαλλοντικές παραμέτρους και είναι μοναδικός στην ευρύτερη περιοχή.

5.3.1 Εργασία πεδίου

5.3.1 Field work

Για τη σύνθεση των φυτικών ειδών (άλφα ποικιλότητα) καταγράφηκε η παρουσία των ειδών και συλλέχθηκαν φυτικά δείγματα στη διάρκεια της περιόδου άνοιξης-καλοκαιριού του 2004 και το φθινόπωρο του 2005, στις 42 μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας της βλάστησης στην περιοχή μελέτης.

Για την ανάλυση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων πραγματοποιήθηκε δειγματοληψία στο τέλος Μαΐου του 2004, σε 6 από τις 42 μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας, οι οποίες κατανεμήθηκαν στους τρεις διαφορετικούς τύπους βόσκησης. Επειδή η έρευνα μας επικεντρώθηκε στις επιδράσεις της βόσκησης, το σχέδιο δειγματοληψίας μας περιελάμβανε τρεις μακροχρόνια βοσκημένες επιφάνειες δειγματοληψίας (Περιοχή Α) και τρεις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες δειγματοληψίας (περιοχή Β). Στη μακροχρόνια βοσκημένη περιοχή υπήρχαν δύο διακριτές υπο-περιοχές, που βόσκονταν από διαφορετικά ζωικά είδη. Επιπρόσθετα, λάβαμε υπόψη μας, εκτός από το βασικό ερευνητικό θέμα (μακροχρόνια σε σχέση με σποραδική βόσκηση), και τους δύο διαφορετικούς τύπους μακροχρόνιας βόσκησης (μηρυκαστικά σε σχέση με αγριόχοιρους).

5.3.2 Εργαστηριακή επεξεργασία

5.3.2 Laboratory treatment

Τα δεδομένα των δειγματοληψιών της υπέργειας βλάστησης ενοποιήθηκαν σε ένα σετ, έτσι ώστε κατά την ανάλυση των δεδομένων να περιλαμβάνεται ο μέγιστος αριθμός φυτικών taxa κάθε επιφάνειας δειγματοληψίας της υπέργειας βλάστησης.

Η χλωριδική σύνθεση της μόνιμης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων προσδιορίστηκε, και η ποιοτική και η ποσοτική σύνθεση της τράπεζας σπερμάτων μελετήθηκε με τη μέθοδο φύτευσης σπερμάτων (Thompson et al. 1997) και με πρόσθετη προκαταρκτική εφαρμογή τεχνητής ψυχρής στρωμάτωσης διάρκειας τριών μηνών. Ποσοστό περίπου 80 % των taxa της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων προσδιορίστηκαν μέχρι το ταξινομικό επίπεδο του είδους.

5.3.3 Ανάλυση δεδομένων

5.3.3 Data analysis

Η ομοιότητα των ειδών μεταξύ της υπέργειας βλάστησης και της τράπεζας σπερμάτων, υπό διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης, εκτιμήθηκε χρησιμοποιώντας τον ποιοτικό συντελεστή ομοιότητας του Sørensen (Kent & Koker 1994, Magurran 2004), οι τιμές του οποίου συγκρίθηκαν μεταξύ τους με τη βοήθεια του στατιστικού ελέγχου Mann-Whitney. Για την εκτίμηση της επίδρασης της βόσκησης στον πλούτο ειδών των δειγμάτων, εφαρμόστηκε ο έλεγχος Kruskal-Wallis.

Για την περιγραφή της χλωριδικής δομής της σύνθεσης των ειδών και την πιθανή σχέση της με τα διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης, χρησιμοποιήθηκε το γραμμικό μοντέλο έμμεσης ανάλυσης διαβάθμισης (indirect linear response model). Για την κατάταξη της χλωριδικής σύνθεσης της υπέργειας βλάστησης και της τράπεζας σπερμάτων, σε σχέση με τα διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης, εφαρμόστηκε η μέθοδος Ανάλυσης Κύριων Συνιστωσών (Principal Component Analysis) στα είδη, με τη βοήθεια του προγράμματος CANOCO for Windows (ter Braak & Šmilauer 2002). Οι παράμετροι της φυτοκοινότητας, όπως η συνολική κάλυψη, δεν ελήφθησαν υπόψη, καθώς ο σκοπός της έρευνας ήταν να επικεντρωθούμε στην παρουσία των ειδών σε σχέση με τις πιθανές επιδράσεις της βόσκησης.

Η επίδραση των διαφορετικών καθεστώτων βόσκησης στη σύνθεση των ειδών ελέγχθηκε με δυο στατιστικές μεθόδους: Ανάλυση Λογιστικής Παλινδρόμησης (Logistic Regression Analysis) και Ανάλυση Δένδρου Ταξινόμησης (Classification Tree Analysis). Η Ανάλυση Δένδρου Ταξινόμησης αποτελεί μέθοδο που έχει εφαρμοστεί πρόσφατα σε οικολογικά δεδομένα (π.χ. De'ath & Fabricius 2000, Kallimanis et al. 2005, Kallimanis et al. 2007) και προβλέπει την τιμή μιας μεταβλητής απόκρισης (στη συγκεκριμένη περίπτωση της βόσκησης) από τις τιμές ενός σετ αριθμητικών ή κατηγορικών μεταβλητών (Witten & Frank 2000). Η βασική υπόθεση αυτής της μεθόδου είναι ότι η λειτουργική εξάρτηση ανάμεσα στις μεταβλητές του συστήματος δεν είναι ομοιόμορφη σε όλο το πεδίο αλλά μπορεί να προσεγγιστεί ως λειτουργική εξάρτηση σε μικρότερα υπο-πεδία. Τα δέντρα ταξινόμησης επάγονται από περιοδικά επαναλαμβανόμενο διαχωρισμό ενός σετ δεδομένων σε πιο ομοιογενή σετ δεδομένων. Σε κάθε επανάληψη, αναγνωρίζεται η αντιπροσωπευτική ιδιότητα/ χαρακτηριστικό (attribute) που είναι πιο επεξηγηματική, και το σετ δεδομένων διαιρείται σύμφωνα με τις τιμές αυτής της ιδιότητας. Αυτή η διαδικασία

επαναλαμβάνεται για κάθε μικρότερο σεν (sub-set) μέχρι να προκύψουν ακέραια σεν δεδομένων (δηλαδή σεν δεδομένων, όπου όλα τα παραδείγματα έχουν την ίδια τιμή) ή σεν δεδομένων που δεν μπορούν να διαιρεθούν περισσότερο. Αυτά τα σεν δεδομένων είναι τα τελικά «φύλλα» του δέντρου μας.

Ανάλυση μεταβολής ειδών (β-ποικιλότητας)

Species turnover (beta diversity) analysis

Η β-ποικιλότητα αντανακλά τη χωρική μεταβολή των ειδών (spatial turnover) και είναι ένα μέτρο των μεταβολών στη σύνθεση των ειδών μεταξύ δύο συναθροίσεων. Υπάρχει έλλειψη συμφωνίας στη βιβλιογραφία ως προς την κυριαρχία (pervasiveness) της χωρικής μεταβολής στις ταυτότητες των ειδών, που η β-ποικιλότητα αποσκοπεί να «αιχμαλωτίσει», για αυτό το λόγο υπάρχουν πολλοί δείκτες για τη β-ποικιλότητα (βλ. Koleff et al. (2003)). Εδώ εκτιμήσαμε τη β-ποικιλότητα με βάση το δείκτη των Colwell & Coddington (1994), που υπολογίστηκε από το μαθηματικό τύπο:

$$\beta = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(1 - \frac{a_i}{b_i} \right)$$

όπου i είναι η σύγκριση του κάθε ζεύγους επιφανειών, a_i ο αριθμός των ειδών που εμφανίζονται ταυτόχρονα και στις δύο επιφάνειες, b_i ο συνολικός αριθμός των ειδών και στις δύο επιφάνειες και n ο συνολικός αριθμός συγκρίσεων κάθε ζεύγους.

Αναλύσαμε τη σύνθεση των ειδών των έξι επιφανειών δειγματοληψίας (τρεις μακροχρόνια και τρεις σποραδικά βοσκημένες). Για να συγκρίνουμε τα πρότυπα της β-ποικιλότητας στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και τα πρότυπα της β-ποικιλότητας της βλάστησης, χρησιμοποιήσαμε τις ίδιες έξι επιφάνειες και για τις δύο αναλύσεις. Ανάμεσα σε αυτές τις έξι επιφάνειες δειγματοληψίας υπάρχουν συνολικά 15 πιθανές συγκρίσεις ζευγών. Τρεις από αυτές τις συγκρίσεις πραγματοποιήθηκαν ανάμεσα σε μακροχρόνια βοσκημένες επιφάνειες και εκπροσωπούν τη β-ποικιλότητα εντός των μακροχρόνια βοσκημένων επιφανειών. Τρεις συγκρίσεις πραγματοποιήθηκαν ανάμεσα στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες και εκπροσωπούν τη β-ποικιλότητα εντός των σποραδικά βοσκημένων επιφανειών. Οι υπόλοιπες εννέα συγκρίσεις, ανά ζεύγη (pairwise) ανάμεσα στις μακροχρόνια και τις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες, εκπροσωπούν τη β-ποικιλότητα κατά τη μετάβαση από τις μακροχρόνια βοσκημένες στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες δηλαδή στους χειρισμούς (treatments) μεταξύ μακροχρόνιας και

σποραδικής βόσκησης. Η β-ποικιλότητα εκτιμήθηκε και για την υπέργεια βλάστηση και για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων.

5.4 Αποτελέσματα

5.4 Results

5.4.1 Επίδραση της βόσκησης στην ομοιότητα μεταξύ εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και υπέργειας βλάστησης

5.4.1 Effect of grazing on seed bank – above-ground vegetation similarity

Η υπέργεια βλάστηση υπό διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης συντίθεται από 83 taxa, από τα οποία τα 70 βρέθηκαν και στην υπέργεια χλωρίδα των έξι επιφανειών όπου διενεργήθηκε δειγματοληψία για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Μόνο το 30% από αυτά τα taxa (21) αντιπροσωπεύεται στη μόνιμη εδαφική τράπεζα σπερμάτων, στην οποία καταγράφηκαν συνολικά 28 taxa (Πίνακας 1). Συνεπώς, το 75% των ειδών που βρέθηκαν στην τράπεζα σπερμάτων παρατηρήθηκαν επίσης και στην υπέργεια βλάστηση.

Πίνακας 1. Taxa παρόντα στις έξι επιφάνειες δειγματοληψίας της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (ΕΤΣ), στα τρία καθεστώτα βόσκησης (Μη: μηρυκαστικά, Α: αγριόχοιροι, Μα: μάρτυρας, δηλ. σποραδική βόσκηση). +: σημαίνει παρουσία στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, x: σημαίνει παρουσία στην υπέργεια βλάστηση.

Table 1. Taxa found in the three grazing regimes (R: ruminant, B: boar, C: control, i.e. sporadically grazed) for above-ground vegetation and soil seed banks in the six sampling plots. +: indicates presence in the soil seed bank, x: indicates presence in the above-ground vegetation

Taxa παρόντα μόνο στην υπέργεια βλάστηση	Καθεστώς βόσκησης		
	Μη	Α	Μα
<i>Acer campestre</i> L.			x
<i>Acer monspessulanum</i> L.	x		x
<i>Arbutus unedo</i> L.			x
<i>Aremonia agrimonoides</i> (L.) DC.			x
<i>Asparagus acutifolius</i> L.		x	x
<i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H.Stirt.			x
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.			x
<i>Clematis vitalba</i> L.			x
<i>Clinopodium vulgare</i> L.			x
<i>Colutea arborescens</i> L.			x
<i>Cornus mas</i> L.			x
<i>Corylus colurna</i> L.	x		x
<i>Cotinus coggygria</i> Scop.		x	x
<i>Crocus chrysanthus</i> (Herb.) Herb.			x
<i>Cyclamen hederifolium</i> Aiton			x

<i>Echinops ritro</i> L.			X
<i>Epipactis microphylla</i> (Ehrh.) Swartz			X
<i>Galium lucidum</i> All.			X
<i>Geranium brutium</i> Gasp.			X
<i>Geranium purpureum</i> Vill.			X
<i>Hedera helix</i> L.			X
<i>Helleborus odoratus</i> subsp. <i>cyclophyllus</i> (A. Braun) Strid	X	X	
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.			X
<i>Lapsana communis</i> L.			X
<i>Lathyrus niger</i> (L.) Bernh.			X
<i>Lathyrus nissolia</i> L.		X	
<i>Melittis melissophyllum</i> L.			X
<i>Muscari neglectum</i> Ten.	X		X
<i>Osyris alba</i> L.			X
<i>Phillyrea latifolia</i> L.		X	
<i>Poa trivialis</i> L. subsp. <i>sylvicola</i> (Guss.) Lindb. fil.	X		
<i>Potentilla micrantha</i> DC.			X
<i>Quercus cerris</i> L.	X	X	X
<i>Quercus coccifera</i> L.			X
<i>Quercus frainetto</i> Ten.	X	X	X
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	X	X	X
<i>Quercus trojana</i> Webb	X	X	X
<i>Rosa gallica</i> L.			X
<i>Ruscus aculeatus</i> L.			X
<i>Sorbus domestica</i> L.			X
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz		X	X
<i>Tamus communis</i> L.			X
<i>Tanacetum corymbosum</i> (L.) Schultz Bip.			X
<i>Thymus longicaulis</i> C. Presl			X
<i>Torilis arvensis</i> (Hudson) Link			X
<i>Trifolium ochroleucon</i> Hudson			X
<i>Trifolium pallidum</i> Waldst. & Kit.			X
<i>Trifolium tenuifolium</i> Ten.			X
<i>Vicia sativa</i> L.			X
Αριθμός taxa σε κάθε καθεστώς βόσκησης	9	10	45
Συνολικός αριθμός taxa στην κατηγορία: 49			
Taxa κοινά στην υπέργεια βλάστηση και στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων	M	A	Ma
<i>Campanula</i> spec.	+		X
<i>Carex flacca</i> Schreb.	X	+	+/ X
<i>Carpinus orientalis</i> Mill.		X	+/ X
<i>Cercis siliquastrum</i> L.		X	+
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.		X	+/ X
<i>Dactylis glomerata</i> L.	+		+/ X
<i>Dorycnium hirsutum</i> (L.) Ser.			+/ X
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	+		+/ X
<i>Fraxinus ornus</i> L.	X	X	+/ X
<i>Galium aparine</i> L.			+/ X
Gramineae			+/ X
<i>Inula salicina</i> L.			+/ X
<i>Lathyrus laxiflorus</i> (Desf.) O. Kuntze			+/ X
<i>Luzula forsteri</i> (Sm.) DC.	+		+/ X
<i>Medicago lupulina</i> L.			+/ X
<i>Silene italica</i> (L.) Pers.	+		+/ X
<i>Trifolium arvense</i> L.		+	+/ X
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	+/ X		X
<i>Trifolium physodes</i> Bieb.	+/ X	X	+/ X
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	+/ X	X	+/ X

<i>Viola alba</i> Besser	+		+/ x
Αριθμός taxa σε κάθε καθεστώς βόσκησης	11	8	21
Number of taxa in each grazing regime			
Συνολικός αριθμός taxa στην κατηγορία: 21			
Taxa παρόντα μόνο στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων	Mη	A	Ma
Caryophyllaceae		+	
<i>Parietaria judaica</i> L.		+	
<i>Petrorhagia</i> cf. <i>saxifraga</i> (L.) Link	+		
<i>Rubus sanctus</i> Schreb.			+
<i>Solanum nigrum</i> L.			+
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	+		+
<i>Vicia cassubica</i> L.			+
Αριθμός taxa σε κάθε καθεστώς βόσκησης	2	2	4
Number of taxa in each grazing regime			
Συνολικός αριθμός taxa στην κατηγορία (Total number of taxa in category): 7			
Συνολικός αριθμός taxa σε κάθε καθεστώς βόσκησης	21	19	70
Συνολικός αριθμός taxa στον πίνακα: 77			

Από τη σύγκριση της άλφα ποικιλότητας, η οποία εκτιμήθηκε ως πλούτος ειδών των δειγμάτων (αριθμός ειδών/ δείγμα) υπό διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης, δηλαδή ο πλούτος των ειδών στη μικρότερη κλίμακα, βρέθηκε ότι η διαφορά ήταν σημαντική και για την υπέργεια βλάστηση (Kruskal Wallis $P < 0.0001$) και για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων ($P = 0.0003$). Στα δείγματα μάρτυρες, δηλαδή στα δείγματα των σποραδικά βοσκημένων επιφανειών, παρατηρήθηκαν περισσότερα είδη από ότι στα δείγματα των μακροχρόνια βοσκημένων επιφανειών. Ο πλούτος ειδών στα δείγματα από τους δύο διαφορετικούς τύπους βόσκησης (μηρυκαστικά, αγριόχοιρος) δε διέφερε σημαντικά.

Στη συνέχεια, αναλύθηκε ο βαθμός επικάλυψης της σύνθεσης των ειδών της υπέργειας βλάστησης και της χλωρίδας της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε κάθε επιφάνεια, δηλαδή πόσα είδη της υπέργειας βλάστησης ήταν παρόντα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων ως φυτικά σπέρματα σε κάθε επιφάνεια. Η ομοιότητα της υπέργειας βλάστησης με τη χλωρίδα της τράπεζας σπερμάτων διέφερε σημαντικά στις διαφορετικές επιφάνειες (Πίνακας 2): ήταν υψηλότερη στις σποραδικά βοσκημένες περιοχές και σημαντικά χαμηλότερη στις μακροχρόνια βοσκημένες περιοχές (Mann-Whitney $P = 0.046$ για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων). Στις μακροχρόνια βοσκημένες περιοχές, η ομοιότητα μεταξύ της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων δεν ξεπερνούσε το 19% και στις επιφάνειες που βόσκονται από αγριόχοιρους η ομοιότητα ήταν 0%. Στις σποραδικά βοσκημένες περιοχές ο δείκτης ομοιότητας προσέγγισε το 29%. Η μεγαλύτερη ομοιότητα παρατηρήθηκε μεταξύ των θέσεων που βόσκονται από μηρυκαστικά και των θέσεων που βόσκονται από αγριόχοιρους στην υπέργεια βλάστηση (Πίνακας 2).

Πίνακας 2. Συντελεστής ομοιότητας Sørensen (%) μεταξύ της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και της υπέργειας βλάστησης σε διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης. β: ομοιότητα ανάμεσα στους διαφορετικούς τύπους υπέργειας βλάστησης, σ: ομοιότητα ανάμεσα στους διαφορετικούς τύπους τράπεζας σπερμάτων, σβ: ομοιότητα μεταξύ της υπέργειας βλάστησης και της τράπεζας σπερμάτων του ίδιου τύπου. Οι τιμές με έντονη γραμματοσειρά εκπροσωπούν την ομοιότητα μεταξύ τράπεζας σπερμάτων-υπέργειας βλάστησης του ίδιου τύπου καθεστώτος βόσκησης (μεταξύ επιφανειών μηρυκαστικών, μεταξύ επιφανειών αγριόχοιρων, μεταξύ επιφανειών μάρτύρων)

Table 2. Sørensen similarity index (%) between soil seed bank and above=ground vegetation in different grazing regimes. v, Similarity among different types of above-ground vegetation; s, similarity among different soil seed banks; sv, similarity between soil seed bank and above-ground vegetation of the same type. Bold values represent the seed bank vegetation similarity of the same type of grazing regime (i.e. between ruminants, between boar, between control plots)

Τύπος	Μηρυκαστικά	Αγριόχοιρος	Μάρτυρας
Μηρυκαστικά	19σβ (sv)	36β (v)	23β (v)
Αγριόχοιρος	0σ (s)	0σβ (sv)	24β (v)
Μάρτυρας	32σ (s)	13σ (s)	29σβ (sv)

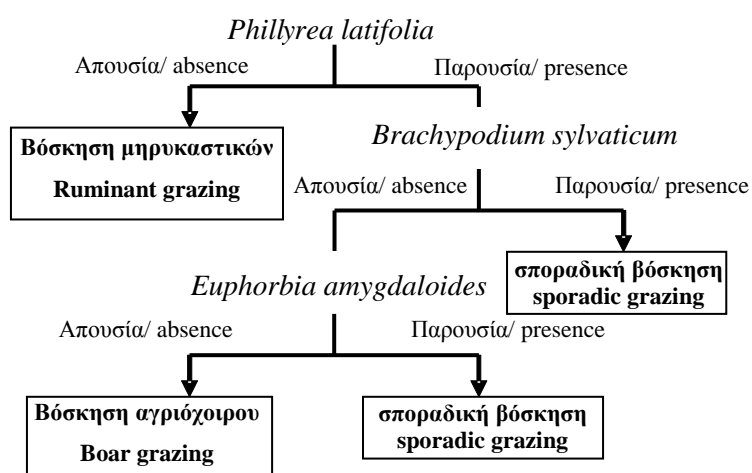
Με την εφαρμογή ανάλυσης λογιστικής παλινδρόμησης και ανάλυσης δέντρου ταξινόμησης, αναλύσαμε την επίδραση των καθεστώτων βόσκησης στη σύνθεση των ειδών της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Και οι δύο μέθοδοι προσέγγισης παρήγαγαν παρόμοια αποτελέσματα. Η υπέργεια βλάστηση διακρίθηκε καθαρά με μικρά σφάλματα ταξινόμησης (misclassification errors) (12% για το μοντέλο δέντρου και 19% για τη λογιστική παλινδρόμηση) και μεγάλο στατιστικό δείκτη kappa (0.8 και 0.7 αντίστοιχα). Η απουσία της *Phillyrea latifolia* δείχνει βόσκηση από μηρυκαστικά, ενώ η παρουσία της σε συνδυασμό με την απουσία της *Euphorbia amygdaloides* και του *Brachypodium sylvaticum* δείχνει βόσκηση από τους αγριόχοιρους (Εικόνα 1). Η ταυτόχρονη παρουσία της *Phillyrea latifolia* και είτε της *Euphorbia amygdaloides* είτε του *Brachypodium sylvaticum* ή και των δύο αυτών ειδών δείχνει σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες (μάρτυρες). Σε αντίθεση με την υπέργεια βλάστηση, η σύνθεση ειδών της τράπεζας σπερμάτων δεν παρουσίασε διακριτή εικόνα ούτε με την ανάλυση λογιστικής παλινδρόμησης, ούτε με την ανάλυση δέντρου ταξινόμησης.

Η διεξοδικότερη διερεύνηση της παρουσίας συγκεκριμένων ειδών της τράπεζας σπερμάτων αποκάλυψε ότι είδη που απαντούν συχνά (common species), όπως τα *Cotinus coggygria*, *Juniperus oxycedrus*, *Phillyrea latifolia*, *Quercus frainetto* και *Q. pubescens*, απουσιάζουν από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων της περιοχής μελέτης. Άλλα είδη με μικρότερη συχνότητα παρουσίας, όπως τα *Hedera helix*, *Clematis vitalba* και *Lapsana communis*, απουσιάζαν επίσης από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Ωστόσο, μερικά

ξύλωδη είδη της υπέργειας βλάστησης όπως τα *Carpinus orientalis*, *Cercis siliquastrum*, *Crataegus monongyna*, *Fraxinus ornus* και *Rubus sanctus* βρέθηκαν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων.

Εικόνα 1. Δένδρο ταξινόμησης των καθεστώτων βόσκησης (μηρυκαστικά, αγριόχοιροι και μη βόσκηση) με βάση φυτά-δείκτες. Το κάθε φύλλο χαρακτηρίζεται με βάση την παρουσία-απουσία των ειδών *Phillyrea latifolia*, *Brachypodium sylvaticum* και *Euphorbia amygdaloides* στην υπέργεια βλάστηση. Το σφάλμα ταξινόμησης ήταν μικρό (12%)

Figure 1. Classification tree of the grazing regimes (ruminant, boar and no-grazing) on the basis of indicator plants. Each “leaf” is labeled according to presence-absence of the species *Phillyrea latifolia*, *Brachypodium sylvaticum* and *Euphorbia amygdaloides* in the above-ground vegetation. The misclassification error was minor (12%)



5.4.2 PCA Κατάταξη της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων

5.4.2 PCA ordination of above-ground vegetation and the soil seed bank

Η PCA κατάταξη εφαρμόστηκε ξεχωριστά για τα δεδομένα παρουσίας των ειδών της υπέργειας βλάστησης και για τα δεδομένα της εδαφικής τράπεζας. Οι δύο πρώτοι άξονες της PCA του σετ δεδομένων της υπέργειας βλάστησης ερμηνεύουν το 36% της μεταβολής (variance) (βλέπε Πίνακα 3), σχετικά χαμηλό ποσοστό που αντανάκλα την ετερογένεια της βλάστησης. Ο πρώτος άξονας εξηγεί το 25% της μεταβολής, αντανάκλωντας μια διαβάθμιση της έντασης βόσκησης από τις επιφάνειες που υφίστανται έντονη μακροχρόνια

βόσκηση (αριστερό τμήμα διαγράμματος) προς τις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες (δεξί τμήμα διαγράμματος) (Εικόνα 2).

Πίνακας 3. PCA ανάλυση της υπέργειας βλάστησης. Τιμές ιδιοτιμών (eigenvalues) από την κατάταξη των επιφανειών δειγματοληψίας για τους άξονες 1-4.

Table 3. PCA analysis on the above-ground vegetation; eigenvalues from ordination of plots for axes 1-4

Άξονες Axes	Άξονας 1 Axis 1	Άξονας 2 Axis 2	Άξονας 3 Axis 3	Άξονας 4 Axis 4
Ιδιοτιμές (Eigenvalues)	0.249	0.107	0.083	0.066
Αθροιστική εκατοστιαία διακύμανση των δεδομένων των ειδών (Cumulative percentage variance of species data)	24.9	35.6	43.9	50.5
Άθροισμα ιδιοτιμών (Total inertia): 1.000				

Από την PCA για τη σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων δεν προέκυψε σαφής δομή των αναγνωρισμένων/ταυτοποιημένων ειδών σε σχέση με τις διαφορετικά βοσκημένες δασικές θέσεις. Στο διάγραμμα κατάταξης της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (δε δείχνεται), τα είδη των μακροχρόνια βοσκημένων επιφανειών (αριστερό τμήμα κατά μήκος του πρώτου άξονα) διαχωρίστηκαν από τα είδη των σποραδικά βοσκημένων επιφανειών (δεξί τμήμα κατά μήκος του πρώτου άξονα). Οι δύο πρώτοι άξονες εξηγούν το μεγαλύτερο μέρος της μεταβολής 31% σε σχέση με τη συνολικά εξηγούμενη μεταβολή (49%) από τους τέσσερις πρώτους άξονες (ιδιοτιμές για τους τέσσερις πρώτους άξονες: 0.158, 0.150, 0.097 και 0.083 αντίστοιχα).



Εικόνα 2. Διάγραμμα κατάταξης (PCA) ειδών-δειγματοληψιών (σετ δεδομένων ειδών από 42 επιφάνειες της υπέργειας βλάστησης) κατά μήκος των αξόνων 1 και 2 (ιδιοτιμές για τους δύο πρώτους άξονες: 0.249 και 0.107 αντίστοιχα). Τα ονόματα των ειδών συμβολίζονται με τους 3 πρώτους χαρακτήρες από το όνομα του γένους και με τους 3 πρώτους χαρακτήρες από το όνομα του είδους (βλ. Πίνακα 1 για την πλήρη ονομασία). Οι επιφάνειες συμβολίζονται ως: ● επιφάνειες βοσκημένες από αγριόχοιρους, × επιφάνειες βοσκημένες από μηρυκαστικά, ■ επιφάνειες μάρτυρες (δηλ. μη- βοσκημένες)

Figure 2. Ordination PCA species-samples diagram (species data set of 42 above-ground vegetation plots) along axes 1 and 2 (eigenvalues for the first two axes 0.249 and 0.107, respectively). The species are labeled by the first three letters of the generic name and the first three letters of the species epitheta (see Table 1 for full names). Plots are displayed as: ● boar-grazed plots; × ruminant-grazed plots; ■ control (i.e. non-grazed) plots

5.4.3 Μεταβολή ειδών (β-ποικιλότητα) της υπέργειας βλάστησης και των εδαφικών τράπεζών σπερμάτων

5.4.3 Species turnover (beta diversity) of the above-ground vegetation and the soil seed banks

Για την υπέργεια βλάστηση, η β-ποικιλότητα ανάμεσα στις μακροχρόνια βοσκημένες επιφάνειες δε διέφερε σημαντικά από τη β-ποικιλότητα ανάμεσα στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες. Ωστόσο, η μεταβολή των ειδών (species turnover) μεταξύ των μακροχρόνια και των σποραδικά βοσκημένων επιφανειών ήταν σημαντικά υψηλότερη από τη β-ποικιλότητα εντός και των δύο καθεστώτων βόσκησης (Kruskal Wallis $P = 0.006$).

Για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων οι διαφορές στη β-ποικιλότητα βρέθηκαν να είναι στατιστικά σημαντικές (Kruskal Wallis $P = 0.005$). Πιο συγκεκριμένα, η β-ποικιλότητα των μακροχρόνια βοσκημένων επιφανειών ήταν σημαντικά μεγαλύτερη από αυτή των σποραδικά βοσκημένων επιφανειών. Η β-ποικιλότητα μεταξύ μακροχρόνια βοσκημένων και σποραδικά βοσκημένων επιφανειών ήταν μέσης τιμής.

5.5 Συζήτηση

5.5 Discussion

5.5.1 Σύγκριση εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και υπέργειας βλάστησης

5.5.1 Seed banks and above-ground vegetation compared

Σχεδόν τα δύο τρίτα (2/3) των taxa που βρέθηκαν στην υπέργεια βλάστηση δεν υπήρχαν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων στην περιοχή μελέτης. Ωστόσο, τα τρία τέταρτα (3/4) των taxa της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων βρέθηκαν στην υπέργεια βλάστηση. Τα παραπάνω ευρήματα επιβεβαιώνουν ότι, η ομοιότητα μεταξύ των χλωρίδων της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στα δασικά οικοσυστήματα είναι γενικά χαμηλή και ότι η υπέργεια βλάστηση δεν αντανakλά απαραίτητα τη σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Olano et al. 2002). Από όσο γνωρίζω η πρώτη αναφορά της περιγραφόμενης ανομοιότητας για υπο-Μεσογειακό δάσος πραγματοποιήθηκε στην παρούσα έρευνα. Όπως αναμενόταν, τα είδη με μικρά σπέρματα κυριαρχούν στη χλωρίδα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, ενώ τα είδη με μεγάλα φυτικά σπέρματα κυριαρχούν

στην ξυλώδη υπέργεια βλάστηση του μελετώμενου δάσους. Οι Roovers et al. (2006) παρατήρησαν ένα παρόμοιο πρότυπο σε ένα εύκρατο μεσόφιλο φυλλοβόλο δάσος.

Οι Looney & Gibson (1995) αναφέρουν ότι λίγα μόνο δενδρώδη είδη της υπέργειας βλάστησης βρέθηκαν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, γεγονός που αποδόθηκε στην θήρευση/ αρπαγή από τα ζώα και στο λήθαργο (Shen et al. 2007). Κατά τον ίδιο τρόπο, στην έρευνά μας μερικά από τα πιο συχνά απαντούμενα είδη, όπως το *Cotinus coggygria* (ανεμόχωρο), *Juniperus oxycedrus*, *Phillyrea latifolia* (και τα δύο ζωόχωρα), *Quercus frainetto* και *Q. pubescens* (και τα δύο διασπείρονται με τη βαρύτητα/ βαρόχωρα), απουσιάζουν από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων της περιοχής μελέτης (γέγονος που δεν προκαλεί έκπληξη για τα δύο τελευταία είδη, καθώς και τα δύο παράγουν ανορθόδοξα σπέρματα). Άλλα είδη όπως ο κισσός (*Hedera helix*) απουσιάζουν από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων καθώς σπάνια παράγουν σπέρματα σε σκιερά περιβάλλοντα (Buckley et al. 1997). Μία άλλη ομάδα ειδών, με *Clematis vitalba* και *Lapsana communis*, απουσίαζαν από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων της περιοχής μελέτης, αν και έχουν βρεθεί σε τράπεζες σπερμάτων ξυλωδών και διαταραγμένων οικοτόπων σε άλλες περιοχές (Roovers et al. 2006).

Μερικά από τα υπέργεια ξυλώδη είδη βρέθηκαν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων: *Carpinus orientalis*, *Cercis siliquastrum*, *Crataegus monogyna*, *Fraxinus ornus* και *Rubus sanctus*. Τα *Fraxinus ornus* και *Carpinus orientalis* είναι κοινά δενδρώδη είδη στην περιοχή μελέτης, με αξιοσημείωτη αναγέννηση στον όροφο των φυταρίων, αποτέλεσμα που προφανώς έρχεται σε αντίθεση με την παρατήρηση των Forrester & Leopold (2006) ότι, τα περισσότερα από τα κυρίαρχα είδη της κομοστέγης που εμφανίζονται στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων απουσιάζουν από τον όροφο των φυταρίων και των θάμνων σε φυλλοβόλα δάση.

5.5.2 Επίδραση της βόσκησης στην ομοιότητα μεταξύ υπέργειας βλάστησης και εδαφικής τράπεζας σπερμάτων

5.5.2 Effect of grazing on seed bank-vegetation similarity

Στο μελετώμενο υπο-Μεσογειακό δάσος, η βόσκηση επέφερε μείωση στην ομοιότητα μεταξύ τράπεζας σπερμάτων και υπέργειας βλάστησης. Ειδικά στις θέσεις που βόσκονται από αγριόχοιρους, δεν υπήρχε κανένα κοινό είδος μεταξύ τράπεζας σπερμάτων και υπέργειας βλάστησης. Το συγκεκριμένο εύρημα είναι σε συμφωνία με το γενικό πρότυπο

μείωσης της ομοιότητας μεταξύ τράπεζας σπερμάτων και βλάστησης υπό την επίδραση της βόσκησης (Marage et al. 2006, Haretche & Rodriguez 2006). Σε εύκρατα δάση, οι Heinken et al. (2006) βρήκαν μεγάλο αριθμό σπερμάτων, κυρίως μη-δασικών ειδών, αλλά και άλλων ειδών που υπάρχουν και σε δάση και σε ανοιχτούς οικοτόπους, κοντά σε δέντρα, στους κορμούς των οποίων τρίβεται ο αγριόχοιρος και συμπεράναν ότι τα περισσότερα φυτικά είδη διαδόθηκαν με επιζωοχωρία από τον αγριόχοιρο (*Sus scrofa*). Στην έρευνά μας, οι αγριόχοιροι ήταν περιορισμένοι εντός περιφραγμένης επιφάνειας και γι' αυτό το λόγο ήταν αδύνατο να λειτουργήσουν ως φορείς διάδοσης των μονάδων διασποράς σε μεγάλες αποστάσεις (από περιοχές εκτός του δάσους).

5.5.3 Επίδραση της βόσκησης στον πλούτο των ειδών

5.5.3 Effect of grazing on species richness

Οι επιπτώσεις της βόσκησης στον πλούτο ειδών και στη σύνθεση της τράπεζας σπερμάτων έχουν μελετηθεί κυρίως σε λιβαδικά οικοσυστήματα και σε μικρότερο βαθμό σε δάση, θαμνώνες και σε ερεικώνες. Στις περισσότερες μελέτες, ο πλούτος ειδών βρέθηκε ότι μειώνεται υπό την πίεση της βόσκησης (Marage et al. 2006, Miller 1999). Ωστόσο, δύο μελέτες σε περιοχές γεωγραφικά κοντινές στη δική μας [Heinken et al. (2006)-εύκρατο δάσος Γερμανία και Malo et al. (2000)-Μεσογειακά dehesas] έδειξαν το αντίθετο, δηλαδή αύξηση στην ποικιλότητα της τράπεζας σπερμάτων υπό βόσκηση. Στην έρευνά μας βρήκαμε ότι ο πλούτος ειδών της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μειώθηκε με τη βόσκηση και ως εκ τούτου επιβεβαιώσαμε τη γενική τάση. Υποθέτουμε ότι οι αντιθετικές παρατηρήσεις στη βιβλιογραφία ίσως να οφείλονται στις διαφορετικές εντάσεις και στη διαφορετική διάρκεια της βόσκησης. Επιπλέον, τα αποτελέσματά μας δείχνουν ότι η μακροχρόνια υπερβόσκηση είναι ο καθοριστικός παράγοντας επίδρασης, και όχι το συγκεκριμένο ζωικό είδος του θηλαστικού, καθώς οι επιδράσεις από τα μηρυκαστικά και τους αγριόχοιρους δε διέφεραν σημαντικά.

5.5.4 Επίδραση της βόσκησης στη β-ποικιλότητα (μεταβολή ειδών)

5.5.4 Effects of grazing on beta diversity (species turnover)

Η επίδραση της βόσκησης στη β-ποικιλότητα έχει προσελκύσει πρόσφατα το ενδιαφέρον των ερευνητών, αλλά προς το παρόν δεν προκύπτει σαφής εικόνα από τη βιβλιογραφία. Αν

και οι περισσότερες μελέτες δε βρήκαν καμία επίδραση (βλέπε Harrison 1999, Zhang 1998, Alrababah et al. 2007, Robson & Clay 2005), λίγες μελέτες αποδεικνύουν αύξηση (π.χ. Bakker & Ruyter 1981) και άλλες μείωση (π.χ. Chaneton et al. 2002) της β-ποικιλότητας από τη βόσκηση.

Τα αποτελέσματά μας δείχνουν διαφορετικές επιδράσεις της βόσκησης στη β-ποικιλότητα της υπέργειας βλάστησης και της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Η υπέργεια βλάστηση δεν παρουσίασε σημαντική διαφορά στη β-ποικιλότητα ανάμεσα στις μακροχρόνια βοσκημένες και στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες. Αυτό το εύρημα και τα αποτελέσματα από την ανάλυση των φυτοκοινοτήτων δείχνουν ότι οι μακροχρόνια βοσκημένες και οι σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες χαρακτηρίζονται από διακριτές συναθροίσεις ειδών (species assemblages). Αν και οι μακροχρόνια βοσκημένες επιφάνειες είχαν λιγότερα είδη, ωστόσο δεν χαρακτηρίστηκαν από μεγαλύτερη μεταβολή ειδών (species turnover), σε σύγκριση με τις επιφάνειες μάρτυρες. Έτσι, το εύρημά μας είναι αντιθετικό σε σχέση με άλλες μελέτες που αναφέρουν αυξημένη β-ποικιλότητα σε περιοχές με μειωμένη άλφα ποικιλότητα (Kallimanis et al. 2008, Lennon et al. 2001).

Τα αποτελέσματα για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων αντανακλούν μια διαφορετική εικόνα, καθώς η μεταβολή των ειδών (species turnover) ήταν σημαντικά μεγαλύτερη στις μακροχρόνια βοσκημένες επιφάνειες και η στατιστική μας ανάλυση απέτυχε να ανιχνεύσει διακριτές κοινότητες σε διαφορετικά καθεστά βόσκησης, παρά την ύπαρξη τέτοιων κοινοτήτων στην υπέργεια βλάστηση. Ενδεικτικό είναι επίσης το γεγονός ότι, η μεταβολή των ειδών στην τράπεζα σπερμάτων μεταξύ μακροχρόνια βοσκημένων και σποραδικά βοσκημένων επιφανειών είναι μικρότερη από την αντίστοιχη μεταξύ των μακροχρόνια βοσκημένων επιφανειών. Αυτή η αντίθεση ίσως υποδεικνύει ότι ο κύριος τρόπος διασποράς σπερμάτων σχετίζεται με τα ζώα. Αυτή η παρατήρηση μας επιτρέπει να προτείνουμε ότι η ζώοχωρη μέθοδος διασποράς και ο ρόλος της στο σχηματισμό των κοινοτήτων της τράπεζας σπερμάτων υπό καθεστώς βόσκησης θα πρέπει να αποτελέσει θέμα αιχμής για μελλοντική έρευνα.

5.5.5 Εδαφική τράπεζα σπερμάτων και αποκατάσταση

5.5.5 Seed bank and restoration implications

Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων παρουσίασε συναφή εικόνα με το συμπέρασμα των Godefroid et al. (2006) ότι δεν υπάρχει στενή σχέση μεταξύ της σύνθεσης των ειδών της

τράπεζας σπερμάτων και της σύνθεσης των ειδών της υπάρχουσας υπέργειας βλάστησης. Γι' αυτό, η τράπεζα σπερμάτων είναι «ικανή» να αποκαταστήσει τα μελετώμενα δάση μόνο σε περιορισμένο βαθμό. Μελέτες για την αποκατάσταση δασών, μέσω των μονάδων διασποράς (diaspores) που αποθηκεύονται στο έδαφος, έχουν πραγματοποιηθεί από τους Oke et al. (2006) και Warr et al. (1994) και η δυνητική συνεισφορά της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στην αποκατάσταση των εύκρατων φυλλοβόλων δασών έχει μελετηθεί πρόσφατα από τον Roovers et al. (2006).

Οι δυσκολίες στην αποκατάσταση των δασών μέσω της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων είναι αναμενόμενες όταν η ομοιότητα μεταξύ της σύνθεσης των ειδών της υπέργειας βλάστησης και της σύνθεσης των ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων αποδεικνύεται πως είναι «φτωχή». Τα περισσότερα κυρίαρχα ή συχνά απαντούμενα είδη του ποώδους ορόφου σπάνια προέκυψαν ή δεν αναδύθηκαν ποτέ από τα εδαφικά δείγματα του δάσους της έρευνάς μας ή από εύκρατα δάση με *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* και *Pinus sylvestris* (Godefroid et al. 2006). Η έρευνά μας προτείνει ότι τα διαταραχόφιλα (ruderal) είδη στις εδαφικές τράπεζες σπερμάτων των δασών αυξάνουν με τη βόσκηση και τα τυπικά μη ζιζανιώδη (non-weedy) δασικά είδη μειώνονται.

Η δυναμική της τράπεζας σπερμάτων για αποκατάσταση φυτοκοινοτήτων είναι μάλλον περιορισμένη, όταν πολλά είδη της κοινότητας είτε προέρχονται πάντα από τη μόνιμη εδαφική τράπεζα σπερμάτων είτε δεν είναι καν ικανά να δημιουργήσουν καθόλου τράπεζα σπερμάτων (Handlova & Münzbergova 2006). Η χρήση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ως εργαλείο αποκατάστασης εξαρτάται ισχυρά από το ποια taxa διατηρούν σπέρματα ικανά να αναδυθούν σε υποβαθμισμένα περιβάλλοντα. Τα αποτελέσματα που παρουσιάστηκαν σ' αυτή την έρευνα είναι σημαντικά για την αποκατάσταση έντονα διαταραγμένων δασών και είναι χρήσιμα για τη διαχείριση με σκοπό τη διατήρηση υπερβοσκημένων υπό-Μεσογειακών δασών.

Κεφάλαιο 6

Chapter 6

Η εν δυνάμει χρησιμότητα των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων στην αποκατάσταση του ποώδους ορόφου σε ένα υπερβοσκημένο δάσος δρυός

The herb layer restoration potential of the soil seed bank in an overgrazed oak forest

6.1 Περίληψη

Ερευνήθηκε η εν δυνάμει συνεισφορά της μόνιμης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στην αποκατάσταση του ποώδους ορόφου, μετά από διαταραχή σε μακροχρόνια βοσκημένα μικτά δάση δρυός (ΒΔ Ελλάδα). Εξετάστηκαν οι επιπτώσεις της βόσκησης στον πλούτο των ειδών και στην πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, λαμβάνοντας υπόψη τον διαφορετικό τύπο διασποράς σπερμάτων και στρατηγικής επιβίωσης των taxa του ποώδους ορόφου. Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων αναλύθηκε ποιοτικά και ποσοτικά και οι αντιπαραβαλλόμενες ομάδες ορίστηκαν με βάση τον τύπο στρατηγικής επιβίωσης και το μέσο διασποράς. Πραγματοποιήθηκαν στατιστικοί έλεγχοι στις υπερβοσκημένες και στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες, για να βρεθούν οι διαφορές στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων α) μεταξύ ανώτερων και κατώτερων εδαφικών στοιβάδων και β) μεταξύ των ζευγών των φυτικών ομάδων [διαταραχόφιλα και μη διαταραχόφιλα, τυπικά δασικά και taxa που δεν εποικίζουν/ ενδιαιτούν εξειδικευμένα συγκεκριμένους οικοτόπους (generalists), και ζώχωρα ή διαδεδομένα με φυσικούς μηχανισμούς]. Επιπλέον, ερευνήθηκε αν η κυριαρχία των ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων συσχετίζεται μεταξύ μακροχρόνια βοσκημένων και σποραδικά βοσκημένων επιφανειών με έλεγχο συσχέτισης Spearman. Η πλειοψηφία των σπερμάτων βρέθηκε στις ανώτερες εδαφικές στοιβάδες (0-5 cm). Η πυκνότητα των σπερμάτων στην κατώτερη εδαφική στοιβάδα (5-10 cm) ήταν φτωχή και δε διέφερε σημαντικά μεταξύ μακροχρόνια και σποραδικά βοσκημένων επιφανειών. Στην ανώτερη εδαφική στοιβάδα τόσο η πυκνότητα σπερμάτων όσο και ο πλούτος των ειδών μειώθηκαν σημαντικά στις υπερβοσκημένες επιφάνειες. Η υπερβόσκηση ελάττωσε και τον πλούτο ειδών και την πυκνότητα των σπερμάτων των μη διαταραχόφιλων ειδών γενικά και ειδικότερα των τυπικών δασικών ειδών, ενώ δεν επηρέασε την πυκνότητα και τον πλούτο ειδών των διαταραχόφιλων. Ο πλούτος ειδών και η πυκνότητα σπερμάτων των ζώχωρων taxa μειώθηκαν από την υπερβόσκηση, ενώ τα είδη που διαδίδονται με φυσικούς μηχανισμούς δεν επηρεάστηκαν. Συμπεραίνεται ότι οι μεγάλες αγέλες των ζώων που βόσκουν (grazers) και είναι περιφραγμένα σε σχετικά μικρές εκτάσεις δεν μπορούν να δράσουν ως αποτελεσματικοί φορείς διασποράς σπερμάτων των προαναφερθέντων ειδών. Τα ευρήματα μας δείχνουν ότι, μετά τη διακοπή της βόσκησης, η εδαφική τράπεζα σπερμάτων είναι πιθανόν ανεπαρκής να αποκαταστήσει τον ποώδη όροφο των υπερβοσκημένων δασικών θέσεων.

Λέξεις κλειδιά: τύπος στρατηγικής επιβίωσης, μέσο διασποράς, αποκατάσταση ποώδους ορόφου, βόσκηση, υπο-Μεσογειακό δάσος, δασική βόσκηση

6.1 Abstract

We investigate the potential contribution of the persistent soil seed bank in post-disturbance restoration of the herb layer in a long-term overgrazed, mixed oak forest (North-Western Greece). We examined the impacts of grazing on plant richness and density in the soil seed bank in regard to the different dispersal and life strategy types of the herb layer taxa. Soil seed bank was qualitatively and quantitatively analyzed and contrasting plant guilds were defined according to life strategy type and dispersal mode. Soil seed bank differences between (a) the upper and lower soil layers and (b) plant functional guild pairs (ruderals vs. non ruderals, including typical forest taxa, and physically- vs. animal-dispersed plants) were statistically tested in overgrazed and sporadically grazed plots. Moreover, correlations in soil seed bank species dominance between overgrazed and sporadically grazed plots were examined by Spearman's Rank correlation. The majority of seeds were found in the upper (0-5 cm) soil layer. Seed density in the deeper (5-10 cm) soil layer was rather poor and did not differ significantly between overgrazed and sporadically grazed plots. In the upper soil layer, both seed density and plant species richness were significantly lower in the overgrazed plots. Overgrazing reduced both species richness and seed density of non-ruderal species in general and typical forest herbs in particular, while it did not affect ruderal species richness and density. Plant species richness and seed density of animal-dispersed taxa were reduced by overgrazing while physically-dispersed species were not affected; it is therefore concluded that large herds of grazers fenced in relatively small areas cannot act as efficient dispersal vectors of the former species. Our findings suggest that, upon cessation of grazing, the soil seed bank is rather inadequate to restore the herb layer of overgrazed forest sites.

Key words: life strategy type, dispersal mode, herb layer restoration, grazing, sub Mediterranean forest, wood pasture

6.2 Εισαγωγή

6.2 Introduction

Η επίδραση της βόσκησης στα δασικά οικοσυστήματα έχει διερευνηθεί κυρίως σε σχέση με την υπέργεια βλάστηση. Η βόσκηση μεταβάλλει τη σύνθεση των δενδρωδών και ποωδών φυτοκοινοτήτων (Rooney 2009), μεταβάλλει τις χημικές ιδιότητες και τη δομή του εδάφους (Binkley et al. 2003), διαταράσσει την επιφάνεια του εδάφους (Nomiya et al. 2002), καταστρέφει τον όροφο των χαμηλών θάμνων και τους βλαστούς των δέντρων (tree shoots) (Pépin et al. 2006) και εμποδίζει την ανάπτυξη των φυταρίων δένδρων (tree saplings) και, κατά συνέπεια, την αναγέννηση του δάσους (Gómez et al. 2003). Στις σημαντικές επιδράσεις της βόσκησης συγκαταλέγονται η μείωση της βιομάζας των ποωδών και των θαμνωδών ειδών, γενικότερα (Merill et al. 2003, Joys et al. 2004, Chaideftou et al. 2009) και η μείωση του πλούτου των ποωδών ειδών ακόμη και των τυπικών δασικών ειδών, ειδικότερα (Gómez et al. 2003, Stockton et al. 2005). Ωστόσο, η επίδραση της υπερβόσκησης στα τυπικά δασικά ποώδη είδη έχει μελετηθεί λιγότερο στο επίπεδο της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Bossuyt & Hermy 2001, Godefroid et al. 2006).

Οι μελέτες για την αποκατάσταση βοσκημένων δασών επικεντρώνονται περισσότερο στην αναγέννηση των δέντρων (Kuiters & Slim 2002), αναφερόμενες στα αρτίβλαστα και στα φυτάρια των δενδρωδών ειδών του ανωρόφου ως στόχους των προσπαθειών αποκατάστασης των δασών (Tárrega et al. 2006). Το παραπάνω ισχύει επίσης και για μελέτες που χρησιμοποιούν την εδαφική τράπεζα σπερμάτων ως εργαλείο αποκατάστασης (Argaw et al. 1999, Mengistu et al. 2005). Αντίθετα, η αποκατάσταση του δασικού ποώδους ορόφου έχει λάβει λιγότερη προσοχή συμπεριλαμβανομένου και του δυνητικού ρόλου της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στην αποκατάσταση του δασικού ποώδους ορόφου.

Ο ρόλος των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων στα μωσαϊκά τοπίων και στη διαδοχή έχει ερευνηθεί από τον Beatty (1991), ο οποίος ανακάλυψε ότι τα σπέρματα που είναι «θαμμένα» στο έδαφος προέρχονται είτε από μόνιμα εναπομείναντα σπέρματα, από στάδια διαδοχής του παρελθόντος, ή μεταφέρονται μέσω της ενεργής διασποράς σπερμάτων εντός και μεταξύ των φυτοκοινοτήτων. Σύμφωνα με τον Fischer (1987), τα παρελθοντικά στάδια διαδοχής αντανακλώνται στα θαμμένα σπέρματα μέσα στα δασικά εδάφη αλλά σε μικρό μόνο βαθμό.

Η γλωριδική αξία των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων έχει μελετηθεί σε δασικά οικοσυστήματα, με ειδική έμφαση στα αυξητικά χαρακτηριστικά (growth habits) των ειδών αρτιφύτρων (germinant species) (Ashton et al. 1998). Ο Whigham (2004) συμπέρανε ότι η αυξημένη αφθονία του ελαφιού επηρέασε αρνητικά τις δασικές πόες, από τις οποίες λίγα είδη έχουν μελετηθεί διεξοδικά. Για το λόγο αυτό, οι πληροφορίες για την οικολογία των ειδών, που είναι χρήσιμα στη διατήρηση και αποκατάσταση των ποών σε μεταβαλλόμενους και απειλούμενους οικοτόπους, είναι ελλιπείς (Whigham 2004).

Τα φυτικά είδη μπορούν να εγκαθίστανται από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων, η οποία τροφοδοτείται από τη σπερματική βροχή, περιλαμβάνοντας πολλούς τύπους διάδοσης των μονάδων διασποράς (Naaf & Wulf 2007). Η ερώτηση αν τα ζώχωρα φυτικά είδη είναι ικανά, λόγω κληρονομικότητας, να σχηματίζουν εδαφική τράπεζα σπερμάτων είναι σημαντική για την αξιολόγηση των μέσων που αποσκοπούν στην αποκατάσταση βοσκημένων δασικών οικοσυστημάτων.

Η δασική βόσκηση πρέπει να εφαρμόζεται σε «ανεκτές» εντάσεις ή πρέπει μέσω της διαχείρισης να μειωθεί η πίεση της βόσκησης εφαρμόζοντας για παράδειγμα προσωρινό ή μόνιμο αποκλεισμό από τη βόσκηση; Υψηλοί βαθμοί διαταραχής θα μπορούσαν να οδηγήσουν σε αύξηση των διαταραχόφιλων ειδών στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των λιβαδιών (Wellstein et al. 2007). Οι Schiffman & Johnson (1992) βρήκαν ότι τα σπέρματα των δασικών ποών ήταν πιο κοινά από εκείνα των διαταραχόφιλων ειδών στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Αυτό το αποτέλεσμα αποδόθηκε στην σπανιότητα των κοντινών αποθεμάτων διαταραχόφιλων φυτών και φυτών της πρώιμης διαδοχής και στο γεγονός ότι τα σπέρματα των δασικών ειδών είναι βραχύβια. Σε δάση όπου εφαρμόζεται ελεγχόμενη βόσκηση θα ήταν χρήσιμο να γνωρίζουμε ποια είδη είναι ανταγωνιστές ή διαταραχόφιλα και συνεπώς ανθεκτικά στη διαταραχή, ανεξάρτητα από τα μέτρα αποκατάστασης.

Σκοπός του παρόντος κεφαλαίου είναι να διερευνηθεί η εν δυνάμει χρησιμότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στη διαχείριση μικτού δάσους δρυός με κατεστραμμένο ποώδη όροφο, μετά από 30 χρόνια υπερβόσκησης. Εξετάστηκε η πυκνότητα και ο πλούτος ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε υπερβοσκημένες (από αγριόχοιρους και μηρυκαστικά) και σποραδικά βοσκημένες δασικές θέσεις. Επιπλέον, ερευνήθηκε η επίδραση της βόσκησης (και από αγριόχοιρους και από μηρυκαστικά) στη φυτική ποικιλότητα εντός της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, ειδικά λαμβάνοντας υπόψη τη σχετική συνεισφορά των διαφορετικών φυτικών ομάδων του ποώδους ορόφου, που ταξινομήθηκαν με βάση το μέσο διασποράς σπερμάτων και τη στρατηγική επιβίωσής τους.

6.3 Μέθοδοι

6.3 Methods

Οι παράμετροι της περιοχής μελέτης που ελήφθησαν ειδικά υπόψη για τη διερεύνηση των ερωτημάτων του κεφαλαίου περιγράφονται παρακάτω. Τριάντα έτη υπερβόσκησης στην περιοχή μελέτης έχουν οδηγήσει σε συμπιεσμένα εδάφη, κατεστραμμένους κορμούς δέντρων, ρίζες δέντρων συχνά να προεξέχουν από το έδαφος και σχεδόν απουσία των ποών και των γρασιδιών που χαρακτηρίζουν αυτόν τον τύπο δάσους. Η σύνθεση των ειδών των γειτονικών, σποραδικά βοσκημένων δασικών θέσεων, ήταν αυτή ενός τυπικού υπο-Μεσογειακού δάσους της ευρύτερης περιοχής (Tsaliki et al. 2005, Bergmeier & Dimopoulos 2008).

6.3.1 Εργασία πεδίου

6.3.1 Field work

Την άνοιξη (τέλη Μαΐου) του 2004 πραγματοποιήθηκε δειγματοληψία για ανάλυση εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στις 6 διαφορετικές επιφάνειες δειγματοληψίας, που αντανακλούν τη διαφορετική πίεση της βόσκησης: 3 επιφάνειες στο υπερβοσκημένο δάσος (2 υπό τη βόσκηση μηρυκαστικών και 1 υπό τη βόσκηση αγριόχοιρων) και 3 επιφάνειες στο σποραδικά βοσκημένο δάσος. Στο πείραμά μας οι εδαφικοί πυρήνες ελήφθησαν από δύο εδαφικά βάθη: 0-5 cm (ανώτερη στοιβάδα) και 5-10 cm (κατώτερη στοιβάδα), με σκοπό να εκτιμηθεί ο πλούτος των ειδών, η πυκνότητα και η κατακόρυφη κατανομή της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Thompson 2000).

6.3.2 Εργαστηριακή επεξεργασία

6.3.2 Laboratory treatment

Τα αναδυθέντα αρτίβλαστα αναγνωρίστηκαν (περίπου 80% των taxa της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε επίπεδο είδους) και ταξινομήθηκαν (με δύο τρόπους) ως προς τα μέσα διάδοσης των μονάδων διασποράς (diaspores) και ως προς τους τύπους στρατηγικής επιβίωσης. Τα μέσα διάδοσης των μονάδων διασποράς είναι: αέρας, νερό, σπονδυλόζωα (είτε με κατανάλωση είτε με εξωτερική προσκόλληση) ή μυρμήγκια [σύμφωνα με τον τύπο μονάδας διασποράς (diaspore), όπως υποδεικνύεται από τους Cornelissen et al. 2003,

Fenner & Thompson 2005 και με βάση δεδομένα από τους Beattie & Lyons (1975), Pakeman et al. (2002), Czarnecka (2005), Kiviniemi (2008) και τις προσωπικές μας παρατηρήσεις]. Τα διαφορετικά μέσα διασποράς ομαδοποιήθηκαν σε δύο ομάδες: διαδεδομένα με φυσικούς μηχανισμούς και ζώοχώρα. Η τελευταία ομάδα συντίθεται από είδη που διασπείρονται από όλους τους τύπους ζώων, συμπεριλαμβανομένων των μυρμηγκιών, και η πρώτη ομάδα από τα υπόλοιπα είδη, δηλαδή από εκείνα που διασπείρονται με τον αέρα, το νερό κλπ. (Πίνακας 1). Οι τύποι στρατηγικής των φυτών είναι: ανθεκτικά στην καταπόνηση, διαταραχόφιλα, ανταγωνιστές ή συνδυασμός αυτών (Grime 2001, Klotz et al. 2002). Οι διαφορετικοί τύποι στρατηγικής επιβίωσης ομαδοποιήθηκαν σε δύο κύριες ομάδες: διαταραχόφιλα και μη-διαταραχόφιλα, τα τελευταία ορίστηκαν ως εκείνα τα είδη που δεν είναι (ολοκληρωτικά ή μερικώς) διαταραχόφιλα (Πίνακας 1). Για την αναγνώριση των τυπικών δασικών ειδών χρησιμοποιήθηκε η βάση δεδομένων των επιφανειών υπο-Μεσογειακών δασών της Ελλάδας (Bergmeier & Dimopoulos 2008).

6.3.3 Ανάλυση δεδομένων

6.3.3 Data analysis

Η πυκνότητα φυτικών σπερμάτων ορίζεται ως η αφθονία των σπερμάτων στο έδαφος και υπολογίστηκε ως ο μέσος αριθμός σπερμάτων ανά m^2 (για το συγκεκριμένο βάθος εδάφους). Ο πλούτος ειδών (alpha diversity) υπολογίστηκε ως ο αριθμός των διαφορετικών ειδών σε κάθε υπο-επιφάνεια. Υπολογίστηκαν οι μέσες και οι τυπικές αποκλίσεις. Εφαρμόστηκε ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα για να ελεγχθούν: α) οι διαφορές στον πλούτο των ειδών και στην πυκνότητα των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων για κάθε ομάδα του τύπου διασποράς και στρατηγικής επιβίωσης στις υπερβοσκημένες (επιπλέον διακρίνοντας σε υπερβοσκημένες από μηρυκαστικά και υπερβοσκημένες από αγριόχοιρους) και στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες, για καθεμία ξεχωριστά, αλλά και για τις δύο εδαφικές στοιβάδες (0-5 cm και 5-10 cm) και β) η επίδραση του εδαφικού βάθους στη συνολική πυκνότητα σπερμάτων και στον πλούτο των ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Ανάλυση διακύμανσης κατά δύο παράγοντες εφαρμόστηκε για να ελεγχθούν οι πιθανές αλληλεπιδράσεις μεταξύ α) βόσκησης και τύπου διασποράς και β) βόσκησης και στρατηγικής επιβίωσης, που επιδρούν στην πυκνότητα και τον πλούτο ειδών της ποώδους τράπεζας σπερμάτων. Για

την ανάλυση διακύμανσης κατά δύο παράγοντες διερευνήθηκε και η επίδραση του διαφορετικού τύπου βόσκησης (αγριόχοιρων και μηρυκαστικών). T-tests χρησιμοποιήθηκαν για να προσδιοριστεί η επίδραση της μεθόδου διασποράς, της οικολογικής στρατηγικής επιβίωσης και των τυπικών δασικών ποών, στην πυκνότητα και στον πλούτο ειδών της ποώδους τράπεζας σπερμάτων. Μη παραμετρική ανάλυση συσχέτισης με τον έλεγχο Spearman εφαρμόστηκε για να εκτιμηθεί η συσχέτιση των δειγμάτων της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και στις δύο εδαφικές στιβάδες και να εκτιμηθούν οι διαφορές στην ιεράρχηση των ειδών μεταξύ των υπερβοσκημένων και των σποραδικά βοσκημένων θέσεων.

6.4 Αποτελέσματα

6.4 Results

Συνολικά 28 είδη αναγνωρίστηκαν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και 23 (δηλαδή το 82%) από αυτά είναι πόες (Πίνακας 1), ενώ οκτώ (8) από αυτά είναι είδη τυπικών δασικών ποών. Τα μισά από τα τυπικά δασικά είδη είναι ζωόχωρα, ενώ από τα διαταραχόφιλα είδη μόνο το ένα τρίτο (1/3) είναι ζωόχωρα. Τα μη-διαταραχόφιλα συνθέτουν το 39% των ποωδών ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, ενώ το 61% είναι (εν μέρει ή αποκλειστικά) διαταραχόφιλα. Το 57%, από τα συνολικά 23 είδη που αναγνωρίστηκαν, διασπείρονται με φυσικούς μηχανισμούς και το 43% είναι ζωόχωρα.

Πίνακας 1. Ποώδη taxa που καταγράφηκαν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και τα χαρακτηριστικά τους. Ο τύπος στρατηγικής επιβίωσης (κατά Grime, 2001 και Klotz et al., 2002, με βάση τους οποίους εκτιμήθηκαν τα σχετιζόμενα taxa): S = ανθεκτικά στην καταπόνηση, R = διαταραχόφιλα, C = ανταγωνιστές, CS, CR, SR, CSR, είναι συνδυασμοί, na = μη προσδιορίσιμο. Μέσο διασποράς (με βάση τις παραπομπές που ταξινομούνται στον πίνακα): Wi=ανεμόχωρα, U=μη βοηθούμενα, Wa=υδροχώρα; Wi, Wa και U ταξινομούνται συλλογικά ως διαδιδόμενα με φυσικούς μηχανισμούς (P). A=ζωόχωρα (όλοι οι τύποι), D=ζωόχωρα/κατανάλωση, At=ζωόχωρα/προσκόλληση, Ant=μηρυγκόχωρα. Η ταξινόμηση σε τύπους καρπών και μονάδων διασποράς έγινε με βάση τους Klotz et al. (2002), Fenner & Thompson (2005), Cornelissen et al. (2003). Τα τυπικά δασικά ποώδη είδη (κατά τους Bergmeier & Dimopoulos, 2008) υπογραμμίζονται.

Table 1. Herb taxa recorded in the soil seed bank and their features. Life strategy type (after Grime, 2001 and Klotz et al., 2002; related taxa assessed accordingly): S = stress-tolerators, R = ruderals, C = competitors, CS, CR, SR, CSR, are combinations, na = not assignable. Dispersal mode (after citations listed in table): Wi=wind-dispersed, U=unassisted-dispersed, Wa=water-dispersed; Wi, Wa and U are collectively classified

as physically-dispersed (P). A=animal-dispersed (all types), D=animal-dispersed/consumed, At=animal-dispersed/attached, Ant=ant-dispersed. Classification into fruit and diaspore types follows Klotz et al. (2002), Fenner and Thompson (2005), Cornelissen et al. (2003). Typical forest herb species (according to Bergmeier and Dimopoulos, 2008) are underlined.

Taxon	Τύπος καρπού / τύπος μονάδας διασποράς	Μέθοδος διασποράς / Βιβλιογραφία	Στρατηγική επιβίωσης
<i>Campanula</i> sp.	κάψα / σπέρμα	P (Wi) / Gondard et al., 2006	na
<i>Carex flacca</i> Schreb.	κάρυο / κάρυο (utricle/αδιάρρηκτος κυστοειδής καρπός)	P (U) / Czarnecka, 2005	CSR
Caryophyllaceae sp.	κάψα / σπέρμα	W (U)	na
<i>Dactylis glomerata</i> L.	καρύοψη / καρύοψη	A (At) / Beddows, 1959	CS
<i>Dorycnium hirsutum</i> (L.) Ser.	χέδρωπας / σπέρμα	A (Ant) / Pausas and Verdú, 2008; Aronne and Wilcock, 1994	CS
<u><i>Euphorbia amygdaloides</i> L.</u>	κάψα / σπέρμα	A (Ant) / Guitián and Garrido, 2006	CS
<i>Galium aparine</i> L.	κάρυο ανά ζεύγη / αγκιστροειδές μικρό κάρυο	A (At) / Strykstra et al., 2002; Vittoz and Engler, 2007	CR
Gramineae sp.	καρύοψη / καρύοψη	P / Czarnecka, 2005	na
<u><i>Inula salicina</i> L.</u>	αχαίνιο / αχαίνιο (με πάππο)	P (Wi) / Chýlová and Münzbergová, 2008	CS
<u><i>Lathyrus laxiflorus</i> (Desf.) O. Kuntze</u>	χέδρωπας / σπέρμα	A (D)	CS
<u><i>Luzula forsteri</i> (Sm.) DC.</u>	κάψα / σπέρμα	P (Wi) / Gondard et al., 2006	CSR
<i>Medicago lupulina</i> L.	χέδρωπας / χέδρωπας	P (U) / Czarnecka, 2005	CSR
<i>Parietaria judaica</i> L.	κάρυο / κάρυο με περιάνθιο	P (Wa) / Cuevas et al., 2004	CSR
<i>Petrorhagia</i> sp.	κάψα / σπέρμα	W	SR
<u><i>Silene italica</i> (L.) Pers.</u>	κάψα / σπέρμα	P (Wi, <i>Silene</i> species) / Gondard et al., 2006	CSR
<i>Solanum nigrum</i> L.	ράγα / ράγα	A (D) / Cuevas et al., 2004	R
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	κάρυο / κάρυο με πάππο	P (Wi) / Cuevas et al., 2004; Jakobsson and Eriksson, 2003	CR
<i>Trifolium arvense</i> L.	χέδρωπας / κάλυκας με χέδρωπα	P (Wi) / Kiviniemi, 2008	SR
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	χέδρωπας / κάλυκας με χέδρωπα	A (D) / Martínez-Ruiz and Marrs, 2007	R
<i>Trifolium physodes</i> Bieb.	χέδρωπας / κάλυκας με χέδρωπα	A (D)	CSR
<u><i>Veronica chamaedrys</i> L.</u>	κάψα / σπέρμα	P (Wi) / Czarnecka, 2005; Pakeman et al., 2002	CSR
<u><i>Vicia cassubica</i> L.</u>	χέδρωπας / σπέρμα	A (D)	CS
<u><i>Viola alba</i> Besser</u>	κάψα / σπέρμα	A (Ant) / Czarnecka, 2005; Beattie and Lyons, 1975	CSR

6.4.1 Πυκνότητα και κατανομή πυκνότητας της ποώδους εδαφικής τράπεζας σπερμάτων

6.4.1 Density and distribution of the herb soil seed bank

Συνολικά 116 αρτίβλαστα ποωδών ειδών αναδύθηκαν από το πείραμα φύτρωσης, δηλαδή συνολική πυκνότητα ποωδών 985 σπέρματα/ m². Τα περισσότερα από τα σπέρματα (696 σπέρματα/ m², 71%) βρέθηκαν στα ανώτερα 5 cm του εδάφους, ενώ η πυκνότητα σπερμάτων στην κατώτερη εδαφική στρώση (5-10 cm) ήταν 289 σπέρματα/ m². Αυτή η διαφορά της πυκνότητας σπερμάτων μεταξύ ανώτερης και κατώτερης εδαφικής στρώσης ήταν στατιστικά σημαντική (P<0.01).

6.4.2 Επίδραση της βόσκησης στην ποώδη εδαφική τράπεζα σπερμάτων

6.4.2 Effect of grazing on the herb soil seed bank

Η πυκνότητα σπερμάτων στις υπερβοσκημένες επιφάνειες ήταν 509 σπέρματα/ m² (στις επιφάνειες βόσκησης από τους αγριόχοιρους 560 σπέρματα/ m² και στις επιφάνειες βόσκησης από τα μηρυκαστικά 484 σπέρματα/ m²), ενώ στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των σποραδικά βοσκημένων επιφανειών βρέθηκε πολύ μεγαλύτερη πυκνότητα (1460 σπέρματα/ m²) (Πίνακας 2).

Και στις δύο εδαφικές στρώσεις, οι πυκνότητες σπερμάτων στις υπερβοσκημένες επιφάνειες είναι μικρότερες από τις πυκνότητες σπερμάτων στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες (Πίνακας 2). Η υπερβόσκηση είτε από τους αγριόχοιρους είτε από τα μηρυκαστικά δεν επέδρασε ούτε στη συνολική εδαφική τράπεζα σπερμάτων, ούτε στον πλούτο των ειδών στη κατώτερη εδαφική στρώση (Πίνακες 3 και 4). Στην ανώτερη εδαφική στρώση, η μέση πυκνότητα σπερμάτων και ο πλούτος ειδών μειώθηκαν σημαντικά από την υπερβόσκηση (Πίνακες 3 και 4). Οι αναλύσεις διακύμανσης κατά δύο παράγοντες επιβεβαίωσαν ότι η υπερβόσκηση (και οι διαφορετικοί της τύποι: βόσκηση από τους αγριόχοιρους και βόσκηση από τα μηρυκαστικά) επηρέασε την πυκνότητα και τον πλούτο ειδών της ποώδους τράπεζας σπερμάτων στην ανώτερη εδαφική στρώση, αλλά όχι στην κατώτερη εδαφική στρώση (Πίνακες 5 και 6).

Πίνακας 2. Μέση πυκνότητα σπερμάτων (σπέρματα/m²) στην ποώδη τράπεζα σπερμάτων, SD = τυπικές αποκλίσεις

Table 2. Mean seed density (seeds/m²) in the herb seed bank; SD = standard deviations.

Τύπος διασποράς και στρατηγικής επιβίωσης <i>Dispersal and life strategy type</i>	Βάθος εδάφους <i>Soil depth (cm)</i>	Πυκνότητα τράπεζας σπερμάτων <i>Seed bank density</i> (μέση τιμή ± SD σπέρματα/m ²) (mean ± SD seeds/m ²)			
		Υπερβόσκηση <i>Overgrazed</i>	Μηρυκαστικά <i>Ruminant</i>	Αγριόχοιρος <i>Boar</i>	Σποραδική βόσκηση <i>Sporadically grazed</i>
Πόες συνολικά <i>All herbs</i>	0-10	509 ± 16	484 ± 20	560 ± 0	1460 ± 38
	0-5	357 ± 19	407 ± 13	255 ± 0	1036 ± 27
	5-10	153 ± 25	76 ± 7	306 ± 0	424 ± 63
Διασπορά με φυσικούς μηχανισμούς <i>Physically dispersed</i>	0-10	340 ± 38	229 ± 20	560 ± 0	832 ± 59
	0-5	238 ± 14	229 ± 20	255 ± 0	509 ± 49
	5-10	102 ± 32	0 ± 0	306 ± 0	323 ± 63
Ζωόχωρα <i>Animal dispersed</i>	0-10	170 ± 27	255 ± 0	0 ± 0	628 ± 38
	0-5	119 ± 19	178 ± 7	0 ± 0	526 ± 38
	5-10	51 ± 9	76 ± 7	0 ± 0	102 ± 0
Μη διαταραχόφιλα <i>Non-ruderals</i>	0-10	153 ± 16	204 ± 0	51 ± 0	390 ± 23
	0-5	85 ± 14	127 ± 7	0 ± 0	306 ± 28
	5-10	68 ± 5	76 ± 7	51 ± 0	85 ± 5
Διαταραχόφιλα <i>Ruderals</i>	0-10	357 ± 28	280 ± 20	509 ± 0	1019 ± 65
	0-5	272 ± 14	280 ± 20	255 ± 0	662 ± 49
	5-10	85 ± 27	0 ± 0	255 ± 0	340 ± 60
Τυπικές δασικές πόες <i>Typical forest herbs</i>	0-10	187 ± 30	280 ± 7	0 ± 0	832 ± 21
	0-5	153 ± 25	229 ± 7	0 ± 0	662 ± 25
	5-10	34 ± 5	51 ± 0	0 ± 0	170 ± 5

6.4.3 Επίδραση της βόσκησης στις λειτουργικές ομάδες της ποώδους εδαφικής τράπεζας σπερμάτων

6.4.3 Effect of grazing on the plant functional guilds of the herb soil seed bank

Τα φυτικά σπέρματα των τυπικών δασικών ειδών συνεισφέρουν 52% στην πυκνότητα της συνολικής ποώδους τράπεζας σπερμάτων. Τα τυπικά δασικά είδη απουσιάζουν τελείως από την ποώδη τράπεζα σπερμάτων των δασών που βόσκονται από τους αγριόχοιρους, ενώ παρουσιάζουν τη μέγιστη τιμή μέσης πυκνότητας στις υπερβοσκημένες από τα μηρυκαστικά θέσεις (Πίνακας 2). Και η πυκνότητα σπερμάτων και ο πλούτος των ειδών των τυπικών δασικών ποών στην τράπεζα σπερμάτων μειώθηκαν σημαντικά από την υπερβόσκηση (αγριόχοιρων και μηρυκαστικών) και στις ανώτερες και στις κατώτερες εδαφικές στρώσεις (Πίνακες 3 και 4).

Η πυκνότητα της συνολικής ποώδους τράπεζας σπερμάτων δε διέφερε σημαντικά μεταξύ των τύπων στρατηγικής επιβίωσης των φυτών ($t = 2.554$, $P = 0.051$) (Εικόνα 1). Τα διαταραχόφιλα είδη απουσίαζαν τελείως από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων των υπερβοσκημένων από τα μηρυκαστικά δασών στις κατώτερες εδαφικές στρώσεις, ενώ είχαν υψηλή μέση πυκνότητα στην τράπεζα σπερμάτων των δασών που υπόκεινται σε

βόσκηση από αγριόχοιρους (Πίνακας 2). Η πυκνότητα σπερμάτων και ο πλούτος ειδών των διαταραχόφιλων δε διέφερε σημαντικά κάτω από την επίδραση της υπερβόσκησης (Πίνακες 3 και 4).

Πίνακας 3. Ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα για την εκτίμηση των ποσοτικών και ποιοτικών επιδράσεων της υπερβόσκησης στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων σε σχέση με τις αντιπαραβαλλόμενες ομάδες διασποράς και στρατηγικής επιβίωσης των ποώδων ειδών. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

Table 3. One-way analyses of variance assessing the quantitative and qualitative effects of overgrazing on the soil seed bank in association to contrasting dispersal and life strategy guilds of the herb species. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

Τύπος διασποράς και στρατηγικής επιβίωσης	Βάθος εδάφους (cm)	Πυκνότητα τράπεζας σπερμάτων		Πλούτος ειδών	
		<i>F</i>	<i>P</i> <	<i>F</i>	<i>P</i> <
Πόες συνολικά <i>All herbs</i>	0-10	54.069	0.002**	15.077	0.018*
	0-5	43.243	0.003**	19.600	0.011*
	5-10	1.600	0.275	0.727	0.442
Διασπορά με φυσικούς μηχανισμούς <i>Physically dispersed</i>	0-10	4.947	0.090	0.450	0.539
	0-5	2.813	0.169	0.750	0.435
	5-10	0.966	0.381	1.000	0.374
Ζωόχωρα <i>Animal-dispersed</i>	0-10	9.851	0.035*	11.000	0.029*
	0-5	9.290	0.038*	17.286	0.014*
	5-10	3.000	0.158	0.000	1.000
Μη διαταραχόφιλα <i>Non-ruderals</i>	0-10	7.000	0.057	12.500	0.024*
	0-5	4.971	0.090	3.571	0.132
	5-10	0.500	0.519	1.000	0.374
Διαταραχόφιλα <i>Ruderals</i>	0-10	2.114	0.220	5.786	0.074
	0-5	5.813	0.073	6.400	0.065
	5-10	1.510	0.286	9.800	0.035*
Τυπικές δασικές πόες <i>Typical forest herbs</i>	0-10	30.723	0.005**	11.000	0.029*
	0-5	21.429	0.010*	10.000	0.034*
	5-10	32.000	0.005**	49.000	0.002**

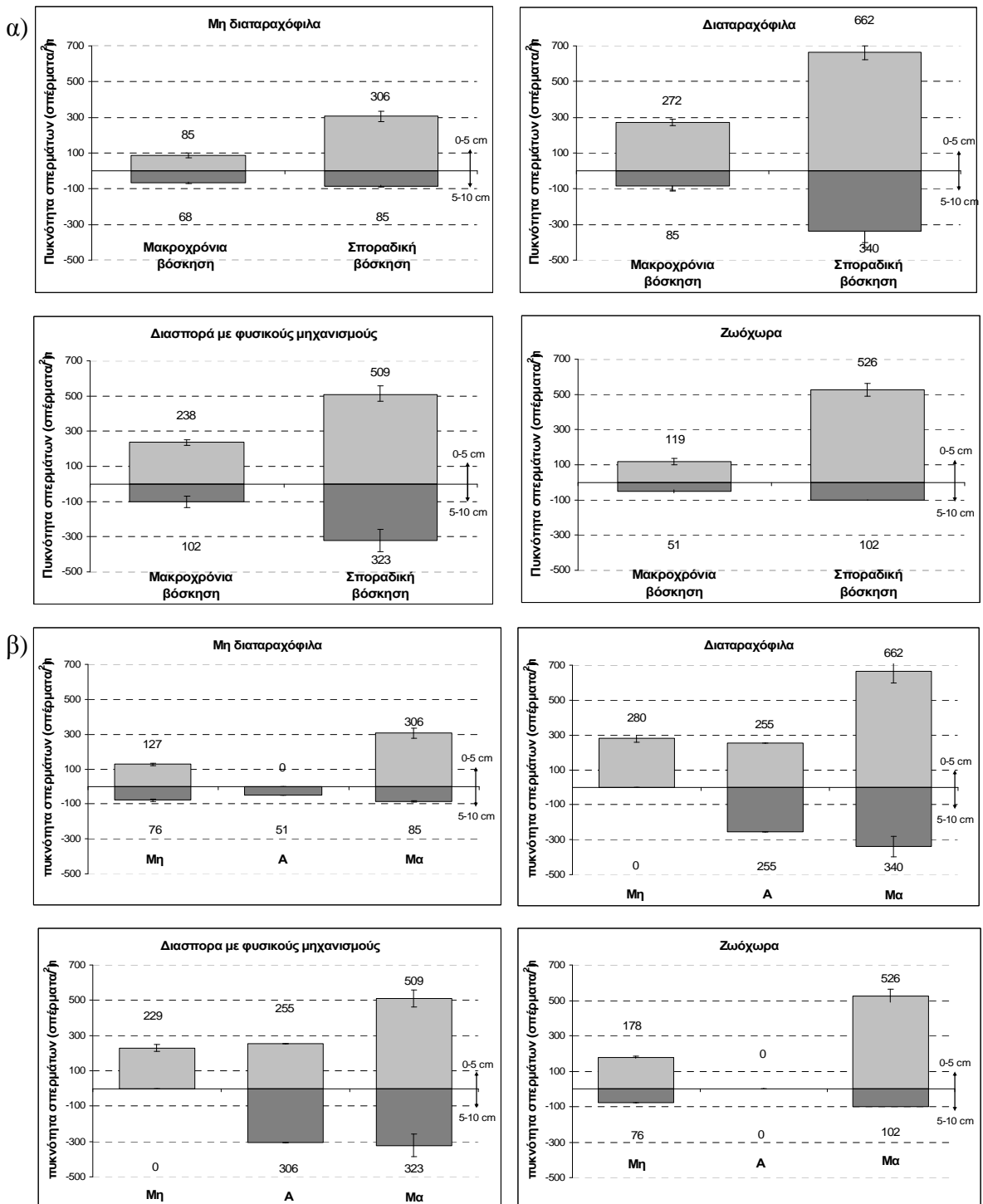
Μόνο ο πλούτος ειδών των διαταραχόφιλων διέφερε σημαντικά στις κατώτερες εδαφικές στοιβάδες (Πίνακας 3), ενώ όταν έγινε διάκριση στους δύο τύπους της υπερβόσκησης (αγριόχοιροι, μηρυκαστικά), η ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα έδειξε ότι η αφθονία των μη διαταραχόφιλων ειδών δεν επηρεάστηκε από την υπερβόσκηση. Η αφθονία των σπερμάτων των μη-διαταραχόφιλων δε διέφερε σημαντικά λόγω της υπερβόσκησης, αλλά μόνο ο πλούτος των ειδών των μη διαταραχόφιλων ειδών της ποώδους τράπεζας σπερμάτων διέφερε από την επίδραση της υπερβόσκησης (Πίνακας 3). Δεν καταγράφηκαν σπέρματα μη διαταραχόφιλων ειδών στις θέσεις που βόσκονται από τους αγριόχοιρους στις ανώτερες εδαφικές στοιβάδες (Πίνακας 2). Η στρατηγική επιβίωσης των φυτών παρουσιάστηκε στις αναλύσεις διακύμανσης κατά δύο παράγοντες, ως παράγοντας που επηρεάζει τον πλούτο ειδών της ποώδους τράπεζας σπερμάτων, ακόμη

και στις κατώτερες εδαφικές στρώσεις, και αλληλεπίδρασε με τον παράγοντα της υπερβόσκησης (όπως και με τους διακριτούς της τύπους: βόσκηση από αγριόχοιρους και βόσκηση από μηρυκαστικά) (Πίνακες 5 και 6).

Πίνακας 4. Ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα για την εκτίμηση των ποσοτικών και ποιοτικών επιδράσεων των καθεστώτων βόσκησης (βόσκηση από μηρυκαστικά, από αγριόχοιρους και σποραδική βόσκηση) στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων σε σχέση με τις αντιπαραβαλλόμενες ενότητες διασποράς και στρατηγικής επιβίωσης των ποωδών ειδών. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

Table 4. One-way analyses of variance assessing the quantitative and qualitative effects of grazing regimes (ruminant-, boar-, and sporadic grazing) on the soil seed bank in association to contrasting dispersal and life strategy guilds of the herb species. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

Τύπος διασποράς και στρατηγικής επιβίωσης	Βάθος εδάφους (cm)	Πυκνότητα τράπεζας σπερμάτων		Πλούτος ειδών	
		<i>F</i>	<i>P</i> <	<i>F</i>	<i>P</i> <
Πόες συνολικά <i>All herbs</i>	0-10	21.155	0.017*	7.151	0.072
	0-5	21.911	0.016*	13.250	0.032*
	5-10	0.904	0.493	0.293	0.765
Διασπορά με φυσικούς μηχανισμούς <i>Physically dispersed</i>	0-10	2.965	0.195	0.257	0.789
	0-5	1.062	0.448	0.281	0.773
	5-10	0.844	0.512	1.000	0.465
Ζωόχωρα <i>Animal-dispersed</i>	0-10	6.344	0.084	11.526	0.039*
	0-5	4.711	0.119	17.125	0.023*
	5-10	9.000	0.054	0.900	0.494
Μη διαταραχόφιλα <i>Non-ruderals</i>	0-10	4.579	0.123	10.875	0.042*
	0-5	2.622	0.220	5.125	0.108
	5-10	0.983	0.470	1.000	0.465
Διαταραχόφιλα <i>Ruderals</i>	0-10	3.907	0.146	2.236	0.254
	0-5	2.190	0.259	2.500	0.230
	5-10	0.983	0.470	4.969	0.112
Τυπικές δασικές πόες <i>Typical forest herbs</i>	0-10	35.037	0.008**	11.526	0.039*
	0-5	16.914	0.023*	12.500	0.035*
	5-10	25.500	0.013*	15.000	0.027*



Εικόνα 1. Πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων των ποωδών φυτών με διαφορετικές ομάδες μέσων διασποράς και στρατηγικής επιβίωσης σε: α) υπερβόσκημένο και σποραδικά βόσκημένο δάσος δρυός και β) υπερβόσκημένο από μηρυκαστικά (Μη), από αγριόχοιρους (Α) και σποραδικά βόσκημένο/ μάρτυρα (Μα) δάσος δρυός. Οι κατακόρυφες ράβδοι συμβολίζουν το τυπικό σφάλμα (\pm SE) και οι αριθμοί επάνω και κάτω από τις ράβδους είναι οι τιμές της μέσης πυκνότητας (σπέρματα/ m^2) στην αντίστοιχη εδαφική στιβάδα (βάθος 0-5 και 5-10 cm).

Figure 1. Soil seed bank density of plants of different dispersal modes and life strategy guilds in a) overgrazed and sporadically grazed oak forest and b) overgrazed by ruminants (R), boar (B) and sporadically grazed/control forest (C). Vertical bars represent \pm SE and numbers above and below bars represent mean density (seeds/ m^2) in the respective sampling layer (0-5 and 5-10 cm deep).

Πίνακας 5. Ανάλυση διακύμανσης κατά δύο παράγοντες για την εκτίμηση των ποσοτικών και ποιοτικών επιδράσεων της υπερβόσκησης στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και την ανίχνευση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ της υπερβόσκησης και είτε του τύπου στρατηγικής είτε του μέσου διασποράς. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

Table 5. Two-way analyses of variance assessing the quantitative and qualitative effects of overgrazing on the soil seed bank detecting the interactions between overgrazing and either strategy type or dispersal mode.

*: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

Εξαρτημένη μεταβλητή	Παράγοντας	Συνολικό βάθος (0-10 cm)		Ανώτερη στοιβάδα (0-5 cm)		Κατώτερη στοιβάδα (5-10 cm)	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Πλούτος ειδών	Βόσκηση	12.250	0.008**	13.235	0.007**	1.800	0.217
	Στρατηγική	12.250	0.008**	9.941	0.014*	9.800	0.014*
	Βόσκηση x Στρατηγική	1.000	0.347	0.529	0.488	9.800	0.014*
Πυκνότητα	Βόσκηση	13.906	0.006**	10.368	0.012*	1.695	0.229
	Στρατηγική	11.886	0.009**	8.192	0.021*	1.695	0.229
	Βόσκηση x Στρατηγική	3.094	0.117	0.800	0.397	1.298	0.288
Πλούτος ειδών	Βόσκηση	6.323	0.036*	10.316	0.012*	0.727	0.419
	Διασπορά	0.129	0.729	0.211	0.659	0.182	0.681
	Βόσκηση x Διασπορά	2.065	0.189	3.368	0.104	0.727	0.419
Πυκνότητα	Βόσκηση	12.852	0.007*	10.458	0.012*	1.438	0.265
	Διασπορά	1.984	0.197	0.235	0.641	1.438	0.265
	Βόσκηση x Διασπορά	0.016	0.901	0.418	0.536	0.562	0.475

Πίνακας 6. Ανάλυση διακύμανσης κατά δύο παράγοντες για την εκτίμηση των ποσοτικών και ποιοτικών επιδράσεων των καθεστώτων βόσκησης (βόσκηση από τα μηρυκαστικά, από τους αγριόχοιρους και σποραδική βόσκηση) στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και την ανίχνευση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ της υπερβόσκησης και είτε του τύπου στρατηγικής είτε της μεθόδου διασποράς. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

Table 6. Two-way analyses of variance assessing the quantitative and qualitative effects of overgrazing (ruminant-, boar-, and sporadic grazing) on the soil seed bank detecting the interactions between overgrazing and either strategy type or dispersal mode. *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

Εξαρτημένη μεταβλητή	Παράγοντας	Συνολικό βάθος (0-10 cm)		Ανώτερη στοιβάδα (0-5 cm)		Κατώτερη στοιβάδα (5-10 cm)	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Πλούτος ειδών	Βόσκηση	5.212	0.049*	5.706	0.041*	4.969	0.053
	Στρατηγική	7.031	0.038*	10.829	0.017*	0.273	0.620
	Βόσκηση x Στρατηγική	0.432	0.668	0.529	0.014*	4.969	0.053
Πυκνότητα	Βόσκηση	6.117	0.036*	4.215	0.072	1.005	0.420
	Στρατηγική	7.408	0.035*	4.661	0.074	1.098	0.335
	Βόσκηση x Στρατηγική	1.845	0.237	0.367	0.707	0.945	0.440
Πλούτος ειδών	Βόσκηση	3.237	0.111	5.300	0.047*	0.405	0.684
	Διασπορά	1.266	0.303	1.473	0.271	0.351	0.575
	Βόσκηση x Διασπορά	1.784	0.247	2.000	0.216	1.548	0.287
Πυκνότητα	Βόσκηση	6.673	0.030*	4.367	0.068	0.904	0.454
	Διασπορά	2.920	0.138	0.561	0.482	1.370	0.286
	Βόσκηση x Διασπορά	1.131	0.383	0.724	0.342	0.872	0.465

Τα φυτικά σπέρματα των ειδών που διασπείρονται με φυσικούς μηχανισμούς (physically-dispersed) συνεισφέρουν το 59.5% της πυκνότητας της συνολικής ποώδους

τράπεζας σπερμάτων (Εικόνα 1), ενώ απουσιάζουν τελείως από την κατώτερη εδαφική στοιβάδα των θέσεων που βόσκονται από μηρυκαστικά (Πίνακας 2) και εμφανίζουν τη μέγιστη τιμή μέσης πυκνότητας στα δάση που βόσκονται από αγριόχοιρους (560 σπέρματα/ m²). Η πυκνότητα σπερμάτων και ο πλούτος ειδών των ειδών που διασπείρονται με φυσικούς μηχανισμούς δε διέφεραν σημαντικά από την υπερβόσκηση ούτε στην ανώτερη, ούτε στην κατώτερη εδαφική στοιβάδα. Ωστόσο, σπέρματα ζωόχωρων ειδών δεν καταγράφηκαν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των υπερβοσκημένων δασών από τους αγριόχοιρους. Τόσο ο πλούτος ειδών, όσο και η πυκνότητα σπερμάτων των ζωόχωρων ειδών μειώθηκαν σημαντικά με την υπερβόσκηση στην ανώτερη εδαφική στοιβάδα (Πίνακες 3 και 4). Η μέση πυκνότητα σπερμάτων και ο πλούτος ειδών της ποώδους τράπεζας σπερμάτων δε διέφεραν μεταξύ των μέσων διασποράς. Η ανάλυση διακύμανσης κατά δύο παράγοντες δεν αποκάλυψε καμία αλληλεπίδραση μεταξύ της υπερβόσκησης (είτε των αγριόχοιρων είτε των μηρυκαστικών) και της διασποράς σπερμάτων σε καμία εδαφική στοιβάδα (Πίνακες 5 και 6).

6.4.4 Κυριαρχία ειδών και δομή φυτοκοινοτήτων

6.4.4 Species dominance and community structure

Όσον αφορά τη δομή της φυτοκοινοτήτων, η κυριαρχία των ειδών δεν άλλαξε σημαντικά ($r=0.358$, $p=0.000$) ούτε στην ανώτερη εδαφική στοιβάδα ($r=0.469$, $p=0.000$) ούτε στην κατώτερη στοιβάδα ($r=0.255$, $p=0.034$). Στις επιφάνειες μάρτυρες, η *Euphorbia amygdaloides* (ανθεκτικό στην καταπόνηση, ανταγωνιστικό δασικό είδος, μηρυγκόχωρο) και το *Trifolium arvense* (ανθεκτικό στην καταπόνηση, ζιζανιόδες, ανεμόχωρο) συγκυριαρχούν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των σποραδικά βοσκημένων επιφανειών, με το καθένα από αυτά τα δύο είδη να συνεισφέρει 19% αντίστοιχα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Στις υπερβοσκημένες επιφάνειες, η κυριαρχία του καθενός από αυτά τα δύο είδη μειώθηκε στο 10% στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Ωστόσο, η *Parietaria judaica* (ανθεκτικό στην καταπόνηση, ανταγωνιστικό διαταραχόφιλο, υδρόχωρο) κυριαρχεί (20%) στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των υπερβοσκημένων επιφανειών, ενώ απουσιάζει από τις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες.

6.5 Συζήτηση

6.5 Discussion

Στην περιοχή μελέτης, περίπου το ένα τρίτο (1/3) της ταυτοποιημένης χλωρίδας της ποώδους τράπεζας σπερμάτων αποτελείται από τυπικές δασικές πόες, που συνεισφέρουν στην πυκνότητα σπερμάτων και ακολουθούν διαφορετικές στρατηγικές για να επιβιώσουν και να διαδοθούν. Τα σπέρματα αυτών των ποών διατηρούνται στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων αλλά ελαττώνονται στις υπερβοσκημένες από τα μηρυκαστικά επιφάνειες και απουσιάζουν τελείως στις υπερβοσκημένες από τους αγριόχοιρους επιφάνειες. Μετά από τριάντα έτη υπερβόσκησης στην περιοχή μελέτης μας, η κομοστέγη δεν είναι σημαντικά διαφορετική από τις σποραδικά βοσκημένες θέσεις. Ωστόσο, ο ποώδης όροφος κάτω από την κομοστέγη έχει μειωθεί σημαντικά όσον αφορά την κάλυψη της βλάστησης και όσον αφορά τον πλούτο των ειδών (Chaideftou et al. 2009). Γι' αυτό η αποκατάσταση μετά τη διακοπή της υπερβόσκησης χρειάζεται να επικεντρωθεί στον όροφο των δασικών ποών.

6.5.1 Πυκνότητα και κατανομή πυκνότητας της ποώδους εδαφικής τράπεζας σπερμάτων

6.5.1 Density and distribution of the herb soil seed bank

Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων εμφάνισε ένα χαρακτηριστικό πρότυπο κατακόρυφης κατανομής, με την αφθονία και τον πλούτο ειδών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων να μειώνονται με το βάθος του εδάφους. Αυτό είναι ένα τυπικό πρότυπο κατακόρυφης κατανομής που παρατηρείται σε δασικές τράπεζες σπερμάτων (Olano et al. 2002), όπως επίσης και σε τράπεζες σπερμάτων λιβαδιών (Funes et al. 2003). Το ίδιο πρότυπο παρατηρήθηκε και στις υπερβοσκημένες και στις σποραδικά βοσκημένες εδαφικές τράπεζες σπερμάτων της περιοχής μελέτης.

6.5.2 Επίδραση της βόσκησης στην ποώδη εδαφική τράπεζα σπερμάτων

6.5.2 Effect of grazing on the herb soil seed bank

Παρά το γεγονός ότι τα πρότυπα κατακόρυφης κατανομής ήταν όμοια στις υπερβοσκημένες και στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες, η πυκνότητα και ο πλούτος ειδών της συνολικής εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μειώθηκαν σημαντικά υπό την πίεση

της υπερβόσκησης, υποδεικνύοντας ότι η δυναμική αποκατάστασης της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων είναι μάλλον ανεπαρκής (Chaideftou et al. 2010). Η υπερβόσκηση (και των αγριόχοιρων και των μηρυκαστικών) επηρεάζει σημαντικά τη συνολική τράπεζα σπερμάτων στην ανώτερη εδαφική στρώση, αλλά όχι και την κατώτερη εδαφική στρώση. Αυτός ο περιορισμός των επιδράσεων της βόσκησης στην ανώτερη εδαφική στρώση έχει περιγραφεί ήδη από τον Demel (1998). Λαμβάνοντας υπόψη τις ομάδες των τύπων διασποράς και στρατηγικής επιβίωσης, οι επιδράσεις της υπερβόσκησης στις πυκνότητες της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και στον πλούτο των ειδών της παρουσίασαν το ίδιο πρότυπο μεταξύ ανώτερης και κατώτερης στρώσης εδάφους. Γι' αυτό θα αναφερθούμε στα συνολικά αποτελέσματα και όχι ξεχωριστά στην ανώτερη ή κατώτερη εδαφική στρώση.

6.5.3 Επίδραση της βόσκησης στις λειτουργικές ομάδες/ ενότητες (guilds) της ποώδους εδαφικής τράπεζας σπερμάτων

6.5.3 Effect of grazing on the plant functional guilds of the herb soil seed bank

Η υπερβόσκηση (τόσο από αγριόχοιρους όσο και από μηρυκαστικά) δεν επηρέασε μόνο τη συνολική εδαφική τράπεζα σπερμάτων και τον πλούτο των ειδών, αλλά και τη συνεισφορά των διαφορετικών ομάδων διασποράς και στρατηγικής επιβίωσης στην κοινότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Chaideftou et al. 2010). Τα τυπικά δασικά ποώδη είδη είναι σκιοφιλά (π.χ. η *Euphorbia amygdaloides*) και θα μπορούσαμε να αναμένουμε ότι, τέτοια είδη ίσως να ευνοούνται από την καλά ανεπτυγμένη κόμη των δέντρων της περιοχής μας. Στην περίπτωση μας, η υπερβόσκηση επιφέρει σημαντική μείωση του πλούτου ειδών και της πυκνότητάς τους, όπως επίσης και την οπτική εξαφάνιση σχεδόν όλων των ποωδών ειδών υπέργεια. Καθώς τα σπέρματα δεν παράγονταν πια, θα πρέπει να έλαβε χώρα εξάντληση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Η μειωμένη διαθεσιμότητα των τυπικών δασικών ειδών στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, και ειδικά η απουσία τους από τα δάση που βόσκονται από αγριόχοιρους, αντικατοπτρίζει την ποιοτική υποβάθμιση της ποώδους τράπεζας σπερμάτων που προκαλείται από την υπερβόσκηση των αγριόχοιρων και υποδεικνύει την περιορισμένη δυναμική της για βραχυπρόθεσμη και μεσοπρόθεσμη αποκατάσταση του ποώδους ορόφου μετά τη διακοπή της βόσκησης.

Αρκετές μελέτες σε λιβάδια αναφέρουν ότι η βόσκηση ευνοεί τα διαταραχόφιλα είδη, αυξάνοντας την πυκνότητά τους και/ ή τον πλούτο των ειδών τους (π.χ. Wellstein et al.

2007). Οι Brunet et al. (1996) βρήκαν ότι η διαχείριση με βόσκηση οδήγησε στην εγκατάσταση διαταραχόφιλων ειδών από την τράπεζα σπερμάτων, ενώ τα είδη βοσκοτόπων στους σποραδικά βοσκημένους σταθμούς δρυός δε μειώθηκαν. Στα δάση δρυός της έρευνάς μας, η υπερβόσκηση δεν επηρέασε τη συνολική πυκνότητα ή τον πλούτο ειδών των διαταραχόφιλων στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Μια πιθανή εξήγηση ίσως σχετίζεται με τον φωτόφιλο χαρακτήρα των διαταραχόφιλων ειδών. Η βόσκηση σε λιβάδια δημιουργεί ανοίγματα στην κάλυψη της βλάστησης και για αυτό οδηγεί σε αυξημένη πυκνότητα διαταραχόφιλων. Στα δάση της έρευνάς μας, η υπερβόσκηση δεν έχει επηρεάσει σημαντικά τη δομή της κάλυψης της κόμης και για αυτό τα φωτόφιλα είδη δεν αξιοποιούν το πλεονέκτημα που η βόσκηση παρέχει στα λιβάδια. Το γεγονός ότι παρά τη μείωση στη συνολική πυκνότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, η πυκνότητα των διαταραχόφιλων δεν επηρεάστηκε, μπορεί να αντανακλά μερικώς την ικανότητα διασποράς αυτής της συγκεκριμένης ομάδας (τα περισσότερα από αυτά διασπείρονται με φυσικούς μηχανισμούς) σε μεγαλύτερες αποστάσεις σε σύγκριση με τα τυπικά δασικά ποώδη είδη.

Το μέσο διασποράς σπερμάτων φαίνεται να σχετίζεται λιγότερο με την υπερβόσκηση στην περίπτωση μελέτης μας (Chaideftou et al. 2010). Ο πλούτος ειδών και η πυκνότητα σπερμάτων των ζώοχωρων ειδών στην ανώτερη εδαφική στοιβάδα ήταν σημαντικά μειωμένα στις υπερβόσκημένες επιφάνειες. Αυτό το αποτέλεσμα είναι αξιοπρόσεκτο, καθώς στη βιβλιογραφία καταγράφεται ότι και η πυκνότητα και ο πλούτος των ζώοχωρων ειδών αυξάνονται με τη βόσκηση σε λιβάδια (Decocq et al. 2004) και σε δάση που βόσκονται από αγριόχοιρους (Heinken et al. 2006). Ωστόσο, τα αποτελέσματά μας (ιδιαίτερα η απουσία των ζώοχωρων σπερμάτων από τα εδάφη των δασών που υπόκεινται στην υπερβόσκηση από αγριόχοιρους) θα μπορούσαν να εξηγηθούν από το γεγονός ότι τα ζώα που βόσκουν στην περιοχή μελέτης, ειδικά οι αγριόχοιροι που σκάβουν το έδαφος για να τραφούν, είναι περιορισμένα (εντός περίφραξης) σε τμήμα του δάσους, με αποτέλεσμα να εκλείπουν τα εξωτερικά αποθέματα για τα ζώοχωρα σπέρματα. Έτσι, ενώ τα άγρια ζώα που βόσκουν μπορεί να λειτουργούν ως φορείς διασποράς σπερμάτων σε μεγάλες αποστάσεις για τα ζώοχωρα είδη, και έτσι να αυξάνουν τον πλούτο και την πυκνότητα των ζώοχωρων ειδών, αυτό δεν μπορεί να συμβεί για τα περιφραγμένα ζώα που βόσκουν. Ο ρόλος της βόσκησης για την αποκατάσταση του πλούτου των ζώοχωρων ειδών (με εξαίρεση τα μηρμυγκόχωρα) θα μπορούσε να εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από το αν τα ζώα που βόσκουν είναι περιφραγμένα ή ελεύθερης βόσκησης. Συνεπώς, η βόσκηση δε θα

πρέπει να θεωρείται προκαταβολικά ως εργαλείο για την αποκατάσταση των ζωόχωρων ποτών.

6.5.4 Κυριαρχία ειδών και δομή φυτοκοινοτήτων

6.5.4 Species dominance and community structure

Η δομή της φυτοκοινοτήτας και η ιεράρχηση της κυριαρχίας της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μεταβλήθηκε ελαφρά μεταξύ υπερβοσκημένων και σποραδικά βοσκημένων επιφανειών (Chaideftou et al. 2010). Τα είδη όπως η *Parietaria judaica*, που είναι άφθονα στην τράπεζα σπερμάτων των υπερβοσκημένων επιφανειών, επωφελούνται από τη μειωμένη πυκνότητα άλλων ανταγωνιστικών ειδών και γι' αυτό αυξάνονται σε κυριαρχία στις υπερβοσκημένες επιφάνειες. Ταυτόχρονα, τα τυπικά δασικά ποώδη είδη απαντούν λιγότερο συχνά (*Viola alba*) ή εξαφανίζονται (*Lathyrus laxiflorus*) υπό την πίεση της υπερβόσκησης.

6.5.5 Δυνατότητες αποκατάστασης και διαχείρισης

6.5.5 Restoration and management implications

Προσπάθειες αποκατάστασης για να διατηρηθεί η λειτουργία της ζωόχωρης διασποράς στο αποκατεστημένο δάσος, θα μπορούσαν πιθανόν να περιλαμβάνουν άνοιγμα των εσωτερικών περιφράξεων ώστε να επιτραπεί η πρόσβαση σε λιβάδια και θαμνώνες. Αυτό θα μπορούσε να καταστήσει ικανά τα ζώα που βόσκουν να συμπεριφέρονται ως άγριας βόσκησης (wild rangers) και ως φορείς διασποράς των ειδών σε μεγάλες αποστάσεις, όπως συμβαίνει στα εύκρατα δάση της Ευρώπης (π.χ. Heinken et al. 2006). Η σημαντική μείωση στον αριθμό ζώων της περιοχής μελέτης ή ο περιοδικός περιορισμός της παρουσίας τους (π.χ. των μηρυκαστικών) θα μπορούσαν να είναι αποτελεσματικά μέσα για την αποκατάσταση του ποώδους ορόφου. Ένα εξίσου αποτελεσματικό μέσο θα μπορούσε να είναι η συλλογή σπερμάτων των ποτών από τα γειτονικά δάση και η σπορά τους στο υπερβοσκημένο πάρκο και ο επακόλουθος αποκλεισμός των ζώων (ειδικά των αγριόχοιρων) από αυτό.

Συνοψίζοντας, η δυναμική της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων να αποκαταστήσει φυτοκοινοτήτες σε μακροχρόνια υπερβοσκημένο δάσος είναι μάλλον περιορισμένη (Chaideftou et al. 2010). Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων έχει το δυναμικό να

αποκαταστήσει μια πρωτοπόρα (pioneer) κοινότητα μετά από ισχυρή διαταραχή, παρά να αποκαταστήσει την κοινότητα πριν από τη διαταραχή (Dölle & Smith 2009). Τα ευρήματά μας είναι σημαντικά για τη διαχείριση επειδή, αν η αποκατάσταση μετά από τη βόσκηση βασιστεί αποκλειστικά και μόνο στην τράπεζα σπερμάτων, ο ποώδης όροφος που θα προκύψει θα είναι σημαντικά διαφοροποιημένος σε σύγκριση με εκείνον του μη διαταραγμένου δάσους. Οι τράπεζες σπερμάτων κυριαρχούνται από διαταραχόφιλα είδη διαταραγμένων θέσεων (Dölle & Smith 2009), καθώς τα διαταραχόφιλα αυξάνονται ραγδαία παράγοντας πολλά σπέρματα και έχουν μεγάλες προσαρμογές μονιμότητας της τράπεζας σπερμάτων τους (Thompson et al. 1997, Fenner & Thompson 2005). Τα διαταραχόφιλα είδη θα ευνοηθούν έναντι των μη διαταραχόφιλων ειδών και γι' αυτό η προκύπτουσα ποώδης κοινότητα θα είναι ποιοτικά και ποσοτικά εμπλουτισμένη με διαταραχόφιλα εις βάρος των μη διαταραχόφιλων, συμπεριλαμβανομένων και των τυπικών δασικών ποών (Chaideftou et al. 2010). Γι' αυτό το λόγο, μια οικολογικά ορθή διαχείριση αποκατάστασης θα πρέπει να λαμβάνει υπόψη αυτό το γεγονός, ευνοώντας τα μη διαταραχόφιλα, είτε μέσω της άμεσης σποράς των ειδών που δεν υπο-εκπροσωπούνται, είτε μέσω μεταφοράς εδάφους.

Κεφάλαιο 7

Chapter 7

Μεταβολές στην ποικιλότητα της υπέργειας βλάστησης στο χώρο αλλά και στο χρόνο υπό την επίδραση της βόσκησης

Above-ground plant diversity changes in space but also in time under the impact of grazing

7.1 Περίληψη

Το παρόν κεφάλαιο πραγματεύεται τις επιπτώσεις διαφορετικών σταδίων διαταραχής στον πλούτο ειδών και στη χρονική μεταβολή μεταξύ ετών στη σύνθεση των ειδών του ποώδους ορόφου μικτών δασών δρυός, για περίοδο έξι ετών. Η φυτική ποικιλότητα των δασών παρουσίασε μεγάλες διαφορές κατά τη διάρκεια αυτής της περιόδου. Ο πλούτος ειδών ήταν μεγαλύτερος στις μη διαταραγμένες επιφάνειες και στις επιφάνειες στις οποίες η βλάστηση ανακτάται, δηλαδή στις επιφάνειες υπό οικολογική διαδοχή, σε αντίθεση με τις διαταραγμένες (διαρκώς υπερβοσκημένες) επιφάνειες. Σχεδόν το μισό του συνολικού (accumulated) πλούτου ειδών στα έξι έτη εκπροσωπείται ως χρονική μεταβολή. Η χρονική μεταβολή των ειδών στις μη διαταραγμένες επιφάνειες δε διέφερε σημαντικά από τη χρονική μεταβολή στις επιφάνειες των αρχικών σταδίων διαδοχής. Στις επιφάνειες που ήταν ισχυρά διαταραγμένες η χρονική μεταβολή ήταν μικρή μέχρι μηδενική. Η διαταραχή μείωσε την φυτική ποικιλότητα όχι μόνο στο χώρο αλλά και στο χρόνο.

Επισημαίνεται ότι η εκτίμηση της ποικιλότητας που βασίζεται σε παρατηρήσεις ενός μόνο έτους μπορεί να υποτιμήσει τον πλούτο ειδών σε μεγάλο βαθμό. Δεύτερον, η υπόθεση υποκατάστασης του χώρου από το χρόνο εφαρμόζεται στα πρότυπα της χρονικής μεταβολής, όπως προέκυψε από τη σύγκριση της χωρικής μεταβολής των ειδών με τη χρονική μεταβολή. Τα είδη που παρατηρούνται σε πολλές επιφάνειες είναι επίσης παρόντα σε πολλά έτη και το αντίστροφο. Η ομοιότητα στη σύνθεση ειδών μειώνεται καθώς αυξάνεται η χρονική διάρκεια (απόσταση) μεταξύ δύο παρατηρήσεων, όπως και στην περίπτωση της μείωσης της ομοιότητας με την απόσταση (distance decay). Η μεγάλη χρονική μεταβολή στη σύνθεση των ειδών σε μία τοποθεσία από έτος σε έτος, που μειώνεται μόνο υπό ισχυρή συνεχή διαταραχή, υποδεικνύει ότι ο ρόλος της στοχαστικότητας, ως κινητήριας δύναμης της διαμόρφωσης των οικολογικών κοινοτήτων, μπορεί να είναι πιο σημαντικός από ότι πιστεύονταν στο παρελθόν.

Λέξεις κλειδιά: χρονική μεταβολή, μείωση της ομοιότητας με την απόσταση, διαταραχή, διαδοχή, κανόνες διαμόρφωσης κοινότητας

7.1 Abstract

In the present chapter I examined impact of disturbance on species richness and the interannual temporal turnover in species composition in the herb layer of mixed oak woods over six years. Plant diversity of the studied woods displayed large differences over this

period. Species richness was higher in the undisturbed plots and in the plots where vegetation was recovering, i.e. plots undergoing ecological succession, as opposed to the disturbed (continuously overgrazed) ones. Approximately half of the accumulated species richness over the six years is accommodated as temporal turnover. Species temporal turnover in undisturbed control plots was not significantly different than that in plots where vegetation was recovering. Only in the most disturbed plots temporal turnover was low to non-existent. Disturbance reduced the plant diversity of the herb layer both in space and time.

It is suggested that diversity estimates based on a single year of observations may seriously underestimate species richness. Secondly, the space for time substitution applies in the patterns of species turnover as spatial species turnover was comparable to temporal turnover. Species that are observed in many plots are also present in many years, and vice versa. The similarity in species composition decreased as the time period between observations increased, as is the case with distance decay. This high temporal turnover in species composition in a single location year on year, which diminishes only under strong continuous disturbance, implies that the role of stochasticity as a driving force for shaping ecological communities may be more important than previously assumed.

Keywords: Temporal turnover, distance decay, disturbance, succession, community assembly

7.2 Εισαγωγή

7.2 Introduction

Η σχέση των ειδών με το χώρο και το χρόνο (White 2004, Adler et al. 2005) και η σχέση χώρου-χρόνου-είδους (McGlenn & Palmer 2009) αποτελούν καίρια ζητήματα στην επιστήμη της οικολογίας, ειδικά όσον αφορά τη διατήρηση της βιοποικιλότητας και την κατανόηση των προτύπων της (Kallimanis et al. 2008). Όταν αναφερόμαστε σε χωρικές μεταβολές στη σύνθεση των ειδών, οι όροι α- και β- ποικιλότητα ορίζονται με σαφήνεια. Η α-ποικιλότητα είναι ο αριθμός των ειδών σε συγκεκριμένη επιφάνεια (είτε στο εσωτερικό κάποιας περιοχής είτε στο εσωτερικό μιας κοινότητας). Η β-ποικιλότητα ορίζεται ως η διαφορά της ποικιλότητας των ειδών μεταξύ περιοχών, φυτοκοινοτήτων ή ζωοκοινοτήτων (Δημόπουλος 2002). Η χρονική μεταβολή είναι μια διαφορετική όψη της β-ποικιλότητας που σχετίζει τη β-ποικιλότητα με το χρόνο.

Η ανάγκη διερεύνησης αυτών των σχέσεων έχει καταστεί επιτακτικότερη εν όψει ανθρωπογενών διαταραχών που αντιμετωπίζονται στον 21^ο αιώνα, είτε με τη μορφή της κλιματικής αλλαγής είτε με τη μορφή λανθασμένων χρήσεων γης που επηρεάζουν δριμύτατα τη βλάστηση. Έτσι, η σημασία του χρόνου ως παραμέτρου που παράλληλα με το χώρο προσδιορίζει τις μεταβολές στην φυτική ποικιλότητα αξίζει να διερευνάται ειδικά εν όψει της κλιματικής αλλαγής. Μέχρι στιγμής, η έρευνα έχει επικεντρωθεί στη διασαφήνιση των προτύπων βιοποικιλότητας και των περιβαλλοντικών κατευθυντήριων παραγόντων για διαφορετικά taxa, περιοχές και κλίμακες (Lennon et al. 2000) με διερεύνηση των προτύπων του πλούτου ειδών ή άλλων μέτρων της α-ποικιλότητας. Λιγότερες μελέτες έχουν εξετάσει τη β-ποικιλότητα και τους παράγοντες που είναι υπεύθυνοι για τέτοιου είδους διαφοροποιήσεις (Chaideftou et al. 2009). Λόγω της έμφασης στα χωρικά πρότυπα, τα χρονικά πρότυπα της βιοποικιλότητας και, ειδικότερα, η χρονική μεταβολή στη σύνθεση των ειδών έχουν λάβει μικρότερη προσοχή και έχουν παραβλεφθεί (Magurran 2008). Η χρονική διάσταση της ποικιλότητας χρειάζεται να ληφθεί περισσότερο υπόψη και υπάρχουν ενδείξεις ότι αρχίζει όντως να λαμβάνεται υπόψη (βλέπε, για παράδειγμα, Southwood et al. 2003, White 2007, Magurran 2008).

Σε τέτοιες μελέτες, η χωρική και η χρονική κλίμακα της έρευνας παίζει σπουδαίο ρόλο. Υπάρχουν μελέτες που ερευνούν μακροχρόνιες διαφορές στη σύνθεση των ειδών σε χωρική κλίμακα επιφανειών δειγματοληψίας (Britton et al. 2009 για χωρικές μεταβολές), φυτοκοινοτήτων (Korb & Ranker 2001) και τοπίου (Haugo & Halpern 2007). Μελέτες που

έχουν διερευνήσει τις ανθρωπογενείς διαταραχές στη βιοποικιλότητα από την οικολογική σκοπιά υπογραμμίζουν τη σημασία της χωρικής και της χρονικής κλίμακας με την οποία τα δεδομένα οδηγούν σε συμπεράσματα (Willig et al. 2007). Ωστόσο λίγη προσοχή έχει δοθεί στο ρόλο της χρονικής κλίμακας στην ποικιλότητα (Laughlin & Moore 2009).

Είναι γνωστό από τις παλαιοντολογικές καταγραφές ότι η πλειοψηφία (ίσως περισσότερο από το 99%) των ειδών που εμφανίστηκαν στη γη έχουν ήδη εξαφανιστεί (Benton 1995). Οι καταγραφές στα απολιθώματα δείχνουν τη χρονική διακύμανση του πλούτου των ειδών με μαζικές εξαφανίσεις και περιόδους ανάκτησης με μεγάλα ποσοστά δημιουργίας ειδών (Raup & Sepkoski 1986, McElwain & Punyasena 2007). Ωστόσο, αυτή η γνώση αναφέρεται σε χρονικές κλίμακες εκατομμυρίων ετών. Τα πρότυπα και οι διεργασίες των εκατομμυρίων ετών δεν μπορούν να λειτουργήσουν ως βάση για την εκτίμηση της επίδρασης φαινομένων όπως η κλιματική αλλαγή που διαρκεί για δεκαετίες ή αιώνες. Η γνώση για τις διακυμάνσεις της βιοποικιλότητας για οικολογικά σχετικές χρονικές κλίμακες, όπως για έτη ή για δεκαετίες, είναι πολύ περιορισμένη (ωστόσο, βλέπε Van der Maarel & Sykes (1993) μοντέλο carousel). Για παράδειγμα, οι Dölle et al. (2008) βρήκαν ότι η ποικιλότητα μεταβάλλεται/ κυμαίνεται κατά τη διάρκεια σταδίων διαδοχής για τέσσερις δεκαετίες. Οι μεταβολές στον αριθμό των ειδών για δεκαετίες μπορεί να οφείλονται σε μεταβολές από έτος σε έτος και λίγη είναι η γνώση για τη βραχυχρόνια δυναμική των δασών (Nygaard & Ødegaard 1999). Μόνο λίγες μελέτες έχουν εξετάσει τη χρονική μεταβολή των ειδών και αυτές οι μελέτες έχουν επικεντρωθεί στη σχέση των ειδών με το χρόνο, δηλαδή πώς τα είδη συσσωρεύονται με το χρόνο κατά το χρονικό διάστημα στο οποίο οι επιστήμονες εξετάζουν μια κοινότητα, μία σχέση που ουσιαστικά αποτελεί το ανάλογο της σχέσης των ειδών με το χώρο (Adler 2004, Adler et al. 2005, White et al. 2006). Αυτές οι μελέτες έχουν δείξει ότι αν και ο πλούτος των ειδών παρέμεινε σχετικά σταθερός, υπήρχαν μεγάλες διαφορές στη σύνθεση των ειδών (Brown et al. 2001, Parody et al. 2001).

Η κατανόηση του τρόπου με τον οποίο μεταβάλλονται οι ομάδες των ειδών με το χρόνο και των μηχανισμών που επηρεάζουν αυτή τη χρονική μεταβολή των ειδών είναι ελλιπής. Για παράδειγμα, ο White (2004) διακρίνει δύο φάσεις στη σχέση είδους-χρόνου: μία βραχυχρόνια φάση (μικρότερη των 5 ετών) στην οποία η χρονική μεταβολή αποδίδεται στη δειγματοληψία και μία μακροχρόνια φάση κατά την οποία λαμβάνουν χώρα οι οικολογικές διεργασίες. Αν το σφάλμα δειγματοληψίας ουσιαστικά αφαιρεθεί, λόγω έρευνας σε χρονική κλίμακα λίγο μεγαλύτερη από τα 5 έτη, με καταγραφές φυτικών ειδών

του ποώδους ορόφου από έναν ερευνητή, ποια θα είναι η χρονική μεταβολή των ειδών; Οι μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας αποτελούν μέσο προσδιορισμού των σταδίων της διαδοχής (Bakker et al. 1996), αν και η τάση είναι ξεκάθαρη μακροπρόθεσμα και όχι για τις μεταβολές από έτος σε έτος στα αρχικά στάδια της διαδοχής (Dölle et al. 2008). Στην περίπτωση της ανάπτυξης της βλάστησης μετά από εγκατάλειψη, μόνο λίγες μελέτες με μόνιμες επιφάνειες δειγματοληψίας είναι διαθέσιμες και προσφέρουν συνεχή σετ δεδομένων για χρονικό διάστημα μεγαλύτερο από 15 έτη (π.χ. Bornkamm 2006, Dierschke 2006, Pickett 1982).

Το πρώτο ερώτημα που τίθεται είναι αν θα αναμενόταν υπό αυτές τις συνθήκες, αλλά σε βραχυχρόνιο επίπεδο, η μεταβολή των ειδών. Ποιος θα ήταν ο ρόλος οικολογικών μηχανισμών, όπως η διαδοχή (ένα φαινόμενο που έχει μελετηθεί πολύ καλά και διακρίνεται από προβλέψιμες μεταβολές στη σύνθεση των ειδών μιας κοινότητας); Διεργασίες όπως η διαδοχή οδηγούν σε μεγάλη χρονική μεταβολή των ειδών βραχυπρόθεσμα; Πότε είναι μεγαλύτερη η χρονική μεταβολή: σε επιφάνειες υπό διαδοχή μετά από διαταραχή ή σε μη διαταραγμένες επιφάνειες που δεν έχουν εμφανή μακροχρόνια τάση μεταβολής της βλάστησης;

Στόχος του παρόντος κεφαλαίου είναι η εκτίμηση α) της υποβάθμισης της υπέργεια βλάστησης και αντίστοιχα της αύξησης της αναγεννητικής ικανότητας σε συνθήκες βόσκησης και μη βόσκησης, και β) της ανθεκτικότητας που επιδεικνύουν δάση τα οποία μέχρι πρόσφατα υπόκειντο σε υπερβόσκηση. Για αυτό το σκοπό διερεύνησα τη σημασία της χρονικής μεταβολής στη διαμόρφωση των οικολογικών κοινοτήτων για μικρό χρονικό ορίζοντα μερικών ετών.

Διερεύνησα την επίδραση της διαταραχής που προκλήθηκε από τουλάχιστον τριακονταετή συνεχή υπερβόσκηση σε μικτά δάση δρυός, στη χρονική μεταβολή των ειδών του ποώδους ορόφου. Αντίστοιχα, διερεύνησα την επίδραση του οικολογικού μηχανισμού της διαδοχής στη χρονική μεταβολή αυτών των ειδών. Τρίτον, προσπάθησα να προσδιορίσω αν η υποκατάσταση του χώρου από το χρόνο εφαρμόζεται στα πρότυπα βιοποικιλότητας του μελετώμενου οικοσυστήματος, και ειδικά για το συστατικό της β-ποικιλότητας, δηλαδή τη χρονική μεταβολή.

7.3 Μέθοδοι

7.3 Methods

Στην υπερβοσκημένη δασική έκταση ο ποώδης όροφος έχει σχεδόν εκλείψει, ενώ στη μη διαταραγμένη γειτονική δασική έκταση όλοι οι όροφοι του δάσους είναι πολύ καλά ανεπτυγμένοι. Η α-ποικιλότητα (πλούτος ειδών) και η β-ποικιλότητα (στη χωρική τους διάσταση) της υπέργειας βλάστησης μειώθηκαν εξαιτίας της διαταραχής της υπερβόσκησης (Chaideftou et al. 2009).

7.3.1 Εργασία πεδίου

7.3.1 Field work

Για την ανάλυση της βλάστησης επιλέχθηκαν 30 επιφάνειες δειγματοληψίας που αντιπροσώπευαν τις διαφορετικές συνθήκες διαταραχής: διαταραγμένα δάση, μη διαταραγμένα δάση και δάση στα αρχικά στάδια της δευτερογενούς διαδοχής. Μέσα σε κάθε επιλεγμένη περιοχή εγκαταστάθηκε μία επιφάνεια δειγματοληψίας και σημάνθηκε μόνιμα (εμβαδόν επιφάνειας δειγματοληψίας 10 m x 10 m). Παρακολούθησα τις μεταβολές της βλάστησης κατά τη διάρκεια επαναλαμβανόμενων επισκέψεων στις σημασμένες επιφάνειες, για χρονικό διάστημα έξι ετών (2002-2007). Σε αυτό το διάστημα κατέγραφα τη σύνθεση των ειδών ετησίως από τις αρχές της άνοιξης μέχρι τις αρχές του καλοκαιριού.

7.3.2 Ανάλυση δεδομένων

7.3.2 Data analysis

Ανέλυσα τη σύνθεση ειδών του ποώδους ορόφου και όχι τη σύνθεση ειδών της κομοστέγης. Επικεντρώθηκα στα ποώδη είδη, στους χαμηλούς θάμνους και στα αρτίβλαστα και νεαρά φυτάρια των δενδρωδών ειδών (καθώς μπορούν να προτιμώνται από τα ζώα που βόσκουν). Κατέγραψα την παρουσία κάθε είδους σε κάθε επιφάνεια και σε κάθε έτος. Η χωρική κατανομή κάθε είδους συσχετίστηκε με την χρονική κατανομή με το συντελεστή συσχέτισης Spearman. Για κάθε επιφάνεια δειγματοληψίας, εκτός από τον αριθμό ειδών που είναι παρόντα σε κάθε έτος, μέτρησα και τον αριθμό των ειδών που συσσωρεύονται σε όλη τη χρονική περίοδο της δειγματοληψίας.

Η χρονική μεταβολή των ειδών μετρήθηκε με δύο δείκτες β-ποικιλότητας: το δείκτη ανομοιότητας του Jaccard και τον ποσοστιαίο δείκτη της αποτελεσματικής μεταβολής των ειδών (Koleff et al. 2003, Tuomisto 2010). Για τις συγκρίσεις ζευγών χρησιμοποιήθηκε ο

δείκτης ανομοιότητας Jaccard που υπολογίζεται με βάση τον τύπο: $\beta_J = 1 - \frac{a}{a+b+c}$,

όπου a είναι ο αριθμός των ειδών που είναι παρόντα και στα δύο έτη, b είναι ο αριθμός των ειδών που είναι παρόντα μόνο το πρώτο έτος και c είναι ο αριθμός των ειδών που είναι παρόντα το τελευταίο/ επόμενο έτος. Για να εκτιμηθεί η συνεισφορά της χρονικής μεταβολής στη συνολική (accumulated) ποικιλότητα διαχωρίστηκε η ποικιλότητα με τον ποσοστιαίο δείκτη της αποτελεσματικής μεταβολής των ειδών που υπολογίστηκε με τον

τύπο: $\beta_w = 1 - \frac{S_y}{S_a}$, όπου S_y είναι ο αριθμός των ειδών που είναι παρόντα το έτος y , και S_a

είναι ο πλούτος των ειδών που συσσωρεύονται σε όλη την περίοδο δειγματοληψίας (Tuomisto 2010). Αυτός ο δείκτης ποσοτικοποιεί το ποσοστό του πλούτου των ειδών που δεν είναι παρόντα σε ένα έτος. Έχει ληφθεί από τον επιπρόσθετο καταμερισμό της ποικιλότητας και θεωρείται ανεξάρτητος από τον πλούτο ειδών που παρατηρείται σε ένα έτος (Crist & Veech 2006, Veech & Crist 2007, Ricotta 2008).

Για να ελεγχθεί αν τα καθεστάτα διαταραχής επηρεάζουν τη χρονική μεταβολή των ειδών, χρησιμοποιήθηκε η ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα (με Fisher's LSD post hoc συγκρίσεις). Για αυτή την ανάλυση, η χρονική μεταβολή υπολογίστηκε για κάθε επιφάνεια από τον ποσοστιαίο δείκτη της αποτελεσματικής μεταβολής των ειδών.

Για να διερευνηθεί αν η χρονική μεταβολή αυξάνεται με το πέρασμα του χρόνου, υπολογίστηκαν για κάθε επιφάνεια όλες οι πιθανές συγκρίσεις ζευγών στη σύνθεση των ειδών, χρησιμοποιώντας το δείκτη ανομοιότητας Jaccard και συσχετίστηκαν οι τιμές με τη χρονική περίοδο που διαχωρίζει το ζεύγος των παρατηρήσεων. Για τη συσχέτιση χρησιμοποιήθηκε ο συντελεστής συσχέτισης Spearman.

Για να εξεταστεί αν υπάρχει σχέση μεταξύ του πλούτου ειδών ενός έτους και της χρονικής μεταβολής των ειδών, συσχετίστηκαν ο μέσος ετήσιος πλούτος ειδών των επιφανειών με τον ποσοστιαίο δείκτη της αποτελεσματικής μεταβολής των ειδών. Η ανάλυση πραγματοποιήθηκε σε όλο το σετ δεδομένων αλλά και σε κάθε καθεστώς διαταραχής ξεχωριστά με τον συντελεστή συσχέτισης Spearman.

Ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα εφαρμόστηκε για να ελεγχθεί η σημασία της χρονικής μεταβολής σε σχέση με τη σημασία της χωρικής μεταβολής των ειδών στην ποικιλότητα. Ωστόσο, εξαιτίας του μεγαλύτερου αριθμού των επιφανειών σε σχέση με τον αριθμό των ετών, η προσπάθεια δειγματοληψίας (sampling effort) ήταν μη συγκρίσιμη. Για αυτό το λόγο αυτή η ανάλυση πραγματοποιήθηκε σε ένα υποσύνολο δεδομένων από

έξι επιφάνειες, ώστε να καταστεί δυνατή η σύγκριση μεταξύ χώρου και χρόνου. Επιπλέον, η ανάλυση εφαρμόστηκε για κάθε καθεστώς διαταραχής ξεχωριστά, ώστε να αφαιρεθεί η πιθανή επίδραση της βόσκησης που είναι γνωστό ότι επιδρά στη χωρική μεταβολή των ειδών (Chaideftou et al. 2009). Η ανάλυση πραγματοποιήθηκε δέκα φορές με χρήση υποσυνόλων δεδομένων από έξι επιφάνειες για κάθε χειρισμό, ώστε να αποφευχθεί το πρόβλημα επιλογής μεταξύ των έξι επιφανειών.

7.4 Αποτελέσματα

7.4 Results

7.4.1 Πλούτος ειδών και φυτική ποικιλότητα

7.4.1 Species richness and plant diversity

Ο πλούτος των ειδών του ποώδους ορόφου στις διαταραγμένες από τη βόσκηση επιφάνειες κυμάνθηκε από 1 μέχρι 20 φυτικά είδη. Οι επιφάνειες στις οποίες η τιμή του πλούτου των ειδών αντιστοιχεί σε 1 είδος είναι 6 από τις συνολικά 30 επιφάνειες δειγματοληψίας, όπου κατέγραψα μόνο τον *Helleborus odorus* subsp. *cyclophyllus* στον ποώδη όροφο κατά τη διάρκεια της εξαετούς έρευνας. Ο πλούτος ειδών στις επιφάνειες που αποκλείστηκαν από τη βόσκηση (αρχικά στάδια δευτερογενούς διαδοχής) ήταν μεγαλύτερος, καθώς κυμάνθηκε από 30 μέχρι 34 φυτικά είδη. Τις μέγιστες τιμές του πλούτου ειδών τις υπολόγισα για τις μη διαταραγμένες επιφάνειες: 17 μέχρι 45 φυτικά είδη. Ο μέσος πλούτος ειδών στις μη διαταραγμένες επιφάνειες ήταν 23 είδη και στις επιφάνειες στα αρχικά στάδια διαδοχής ήταν 15 είδη για όλη την περίοδο της έρευνας.

Ο μέγιστος συνολικός αριθμός ειδών που συσσωρεύτηκαν κατά τη διάρκεια της εξαετούς έρευνας, βρέθηκε στις μη διαταραγμένες επιφάνειες δειγματοληψίας (61 είδη) και ο ελάχιστος αριθμός (1 μόνο είδος) στις μακροχρόνια διαταραγμένες επιφάνειες. Τα ποσοστά των ειδών που σταθερά παρατηρήθηκαν συνεχώς σε όλη τη διάρκεια της έρευνας στις μη διαταραγμένες επιφάνειες κυμάνθηκαν από 25-70% του συνολικού αριθμού ειδών στις επιφάνειες αυτές. Τα αντίστοιχα ποσοστά για τις επιφάνειες διαδοχής ήταν 22-50% ενώ στις διαταραγμένες επιφάνειες έφτασαν το 100%, καθώς σε αυτές κυριαρχούσε σε όλη τη διάρκεια της έρευνας μόνο ο *Helleborus odorus* subsp. *cyclophyllus*.

7.4.2 Επίδραση της βόσκησης στον πλούτο ειδών

7.4.2 Effect of grazing on species richness

Η χρονική μεταβολή (εκφρασμένη ως ποσοστιαίος δείκτης της αποτελεσματικής μεταβολής των ειδών) κυμάνθηκε από 31.3% σε 61.9%, με μέση τιμή 48.1%, στις 24 επιφάνειες από τις συνολικά 30 επιφάνειες δειγματοληψίας. Οι υπόλοιπες έξι επιφάνειες δεν παρουσίασαν καμία χρονική μεταβολή καθώς ο ποώδης τους όροφος χαρακτηρίζεται από την παρουσία μόνο ενός είδους, του ελλέβορου. Στις υπερβοσκημένες επιφάνειες, οι τιμές του δείκτη κυμάνθηκαν από 0% σε 61.9% με μέση τιμή 27.6%. Οι αντίστοιχες τιμές στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες ήταν 31.3% - 51.2%, με μέση τιμή 45.7% και στις επιφάνειες διαδοχής 40.2% - 54.6%, με μέση τιμή 49.4%.

Η ανάλυση διακύμανσης κατά ένα παράγοντα έδειξε πως τα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης είχαν σημαντική επίδραση στη χρονική μεταβολή ($p = 0.033$) και οι έλεγχοι LSD έδειξαν ότι η χρονική μεταβολή στις υπερβοσκημένες επιφάνειες ήταν σημαντικά μικρότερη σε σχέση με τη χρονική μεταβολή στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες και στις επιφάνειες της διαδοχής.

Δεν ανιχνεύτηκε σημαντική συσχέτιση μεταξύ των τιμών του πλούτου ειδών και του ποσοστιαίου δείκτη της αποτελεσματικής μεταβολής των ειδών. Ωστόσο, συσχέτιση ανιχνεύτηκε μεταξύ του συνολικού (accumulated) πλούτου ειδών και του ποσοστιαίου δείκτη της αποτελεσματικής μεταβολής των ειδών ($p = 0.03$). Όμως, όταν αφαιρέθηκαν από την ανάλυση οι τιμές των υπερβοσκημένων επιφανειών που είχαν χαμηλό πλούτο ειδών και χαμηλή χρονική μεταβολή, τότε η συσχέτιση δεν ανιχνεύτηκε ($p = 0.67$).

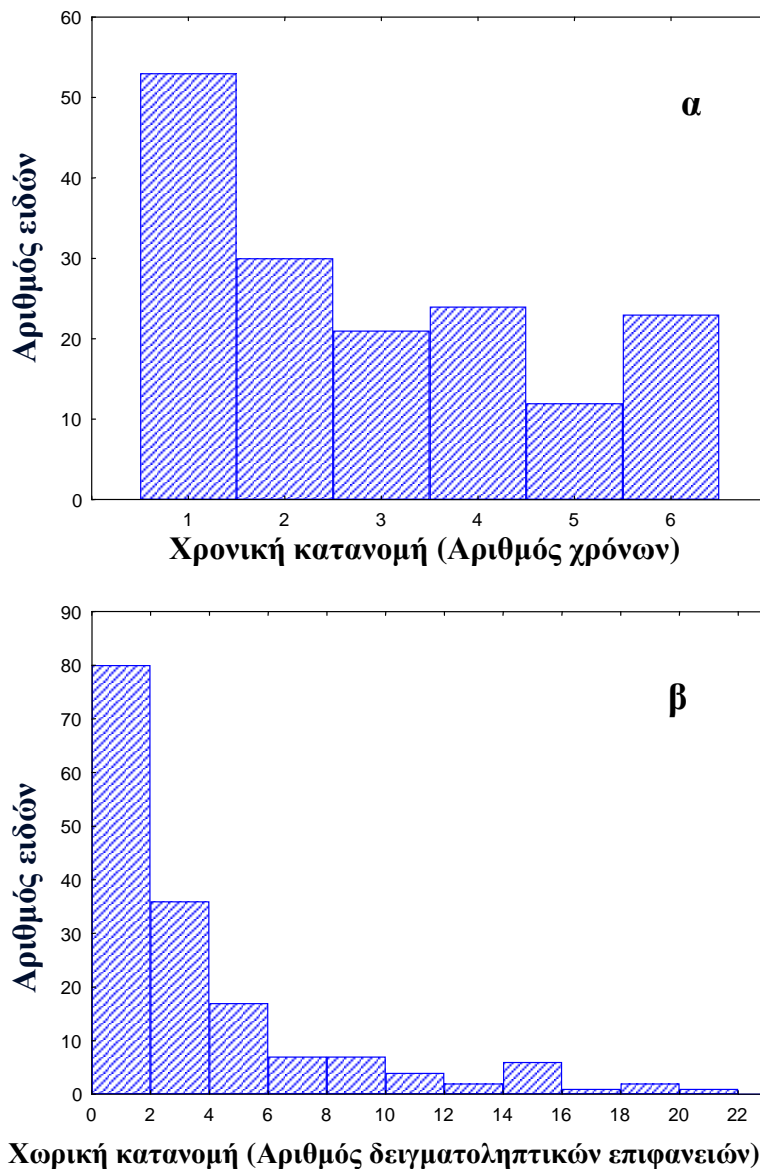
7.4.3 Χωρο - χρονικό πρότυπο φυτικής ποικιλότητας

7.4.3 Spatio - temporal pattern of plant diversity

Από την άποψη της κατανομής των ειδών στο χώρο και στο χρόνο παρουσιάζεται το εξής πρότυπο: τα περισσότερα είδη είναι σπάνια και μόνο μερικά είναι κοινά (Εικόνα 1). Η κλίση στην κατανομή είναι μικρότερη στο χρόνο (Εικόνα 1a) και μεγαλύτερη στο χώρο (Εικόνα 1b), επειδή συνέλεξα δεδομένα από αριθμό επιφανειών μεγαλύτερο του αριθμού των ετών. Τα είδη που ήταν σπάνια στο χώρο ήταν σπάνια και στο χρόνο και το ίδιο ισχύει και για τα κοινά/ σταθερά είδη. Η ανάλυση συσχέτισης αποκάλυψε πως η χωρική

κατανομή των ειδών συσχετίζεται ισχυρά με τη χρονική κατανομή των ειδών (Spearman $R=0.88$, $p<0.001$).

Η σύγκριση της χρονικής μεταβολής των ειδών με τη χωρική τους μεταβολή (τυποποιώντας τη δειγματοληψία, συγκρίνοντας ίσο αριθμό ετών και επιφανειών) δεν έδειξε σημαντικές διαφορές.



Εικόνα 1. Η χρονική (1a) και η χωρική (1b) κατανομή του πλούτου των ειδών στα δάση που μελετήθηκαν κατά την εξαετή περίοδο παρατηρήσεων

Figure 1. Temporal (1a) and spatial (1b) distribution of species richness in the studied woods during the six year period of observations

7.4.4 Ομοιότητα στο χρόνο και χρονική μεταβολή

7.4.4 Similarity in time and temporal turnover

Η ανάλυση συσχέτισης για τη σύγκριση της χρονικής μεταβολής, μεταξύ ενός ζεύγους παρατηρήσεων (δείκτης ανομοιότητας Jaccard) με το χρονικό διάστημα που χωρίζει τις δύο παρατηρήσεις, δείχνει ότι η ανομοιότητα αυξάνεται όσο ο χρόνος αυξάνεται και στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες και στις επιφάνειες διαδοχής. Η αντίθετη εικόνα παρουσιάζεται για τις υπερβοσκημένες επιφάνειες εξαιτίας των επιφανειών όπου υπάρχει μόνο η παρουσία του ελλέβορου σε όλη την εξετη περίοδο (συσχέτιση μη σημαντική).

7.5 Συζήτηση

7.5 Discussion

7.5.1 Πλούτος ειδών και φυτική ποικιλότητα. Επίδραση της βόσκησης στον πλούτο ειδών διαχρονικά

7.5.1 Species richness and plant diversity. Effect of grazing on species richness over time

Από τα αποτελέσματα προκύπτει πως η χρονική μεταβολή των ειδών είναι ένα κυρίαρχο (pervasive) φαινόμενο που εξηγεί μεγάλο ποσοστό της συνολικής ποικιλότητας. Όμως όταν η συνεχής διαταραχή (υπερβόσκηση) λειτούργησε ως ισχυρή επιλεκτική πίεση τότε παρατηρήθηκε η έλλειψη χρονικής μεταβολής στη σύνθεση των ειδών. Οι επιφάνειες υπό διαδοχή, μετά τη διακοπή της διαταραχής, δεν εμφάνισαν μεγαλύτερη χρονική μεταβολή στη σύνθεση των ειδών από τις μη διαταραγμένες επιφάνειες (επιφάνειες μάρτυρες).

Σε όλες τις επιφάνειες, εκτός από τις πιο εντατικά βοσκημένες επιφάνειες, μεγάλο ποσοστό του πλούτου των ειδών εκπροσωπείται ως χρονική μεταβολή. Κατά μέσο όρο, ο πλούτος ειδών που καταγράφεται σε ένα έτος αντιστοιχεί σχεδόν στο μισό του συνολικού πλούτου των ειδών (accumulated species richness) των έξι ετών της έρευνας. Οι Van der Maarel & Sykes (1993) αναφέρουν ότι σε ένα βοσκημένο ασβεστολιθικό λιβάδι, τα είδη που παρατηρήθηκαν σε ένα μόνο έτος αποτελούσαν ποσοστό κατά μέσο όρο μεταξύ 47% και 67% από το συνολικό τετραετή πλούτο ειδών, ανάλογα με την κλίμακα της παρατήρησης. Οι Chytrý et al. (2001) ανέφεραν μεγάλη μεταβολή ειδών (ως ανομοιότητα Jaccard από έτος σε έτος) μετά από χειρισμούς διαταραχής σε έναν ερεικώνα. Οι Alarcon et al. (2008) μελέτησαν τη χρονική μεταβολή σε ένα δίκτυο επικονιαστών φυτών για τρία

έτη και βρήκαν ότι σε ένα μόνο έτος τα φυτικά είδη που καταγράφηκαν αποτελούσαν το 56% με 73% του πλούτου των ειδών που συσσωρεύτηκαν κατά τη διάρκεια των τριών ετών. Οι Petanidou et al. (2008) βρήκαν ότι τα φυτικά είδη που καταγράφηκαν σε ένα μόνο έτος αποτελούσαν ποσοστό μεταξύ 73% και 89% του πλούτου ειδών που συσσωρεύτηκαν κατά τη διάρκεια τεσσάρων ετών. Η χρονική μεταβολή στην περίπτωση της έρευνάς μου αποτέλεσε μεγαλύτερο ποσοστό της συνολικής φυτικής ποικιλότητας από αυτές τις μελέτες καθώς πραγματοποίησα καταγραφές στην φυτοκοινότητα για μεγαλύτερη χρονική περίοδο (έξι έτη) και επειδή ανέλυσα τον ποώδη όροφο και όχι συνολικά όλους τους ορόφους της φυτοκοινότητας, όπως αναλύθηκαν στις αναφερόμενες δύο μελέτες.

Αυτές οι μελέτες επισημαίνουν ότι η παρατήρηση κατά τη διάρκεια ενός μόνο έτους, που συνηθίζεται στη βιβλιογραφία, υποτιμά σε μεγάλο βαθμό την ποικιλότητα των ειδών. Αυτό είναι περισσότερο φανερό στην περίπτωση της εκτίμησης των επιδράσεων της υπερβόσκησης στη βιοποικιλότητα. Η βόσκηση μειώνει σημαντικά τον πλούτο ειδών κάθε έτος αλλά επίσης περιορίζει δραστικά τη χρονική μεταβολή των ειδών και, συνεπώς, διαδραματίζει ακόμη πιο καταστροφικό ρόλο στην ποικιλότητα μακροχρόνια/ διαχρονικά. Η τριακονταετής διαταραχή στα δάση μείωσε όχι μόνο τη φυτική ποικιλότητα στο χώρο αλλά πολύ περισσότερο στο χρόνο.

7.5.2 Χωρο-χρονικό πρότυπο φυτικής ποικιλότητας

7.5.2 Spatio-temporal pattern of plant diversity

Το χωρο-χρονικό πρότυπο της ποικιλότητας που διαμορφώθηκε από την διαταραχή για τριάντα έτη στα δάση που μελετήθηκαν, δείχνει ότι η φυτική ποικιλότητα μεταβάλλεται όχι μόνο στο χώρο αλλά και στο χρόνο. Στη βιβλιογραφία της οικολογίας γίνεται συνήθως η υπόθεση ότι ο χώρος θα μπορούσε να υποκαταστήσει το χρόνο (Tyre et al. 2000, Travis & Hester 2005). Τα αποτελέσματα του παρόντος κεφαλαίου υποστηρίζουν την ικανότητα εφαρμογής (της υπόθεσης) υποκατάστασης του χώρου με το χρόνο στην ανάλυση του προτύπου της βιοποικιλότητας. Σε κάθε χειρισμό (βόσκηση, διαδοχή, μη βόσκηση) όταν η χωρική μεταβολή συγκρίθηκε με τη χρονική μεταβολή των ειδών δε βρέθηκαν σημαντικές διαφορές. Τα είδη που είναι ευρέως διαδεδομένα στο χώρο (σε οποιοδήποτε έτος ή στο σύνολο των ετών) είναι και τα είδη που καταγράφηκαν στα περισσότερα έτη. Αντίστοιχα, τα σπάνια είδη είναι σπάνια και στο χώρο και στο χρόνο. Για παράδειγμα, ποσοστό 28%

του συνολικού αριθμού των ειδών της έρευνας καταγράφονταν μόνο σε μία επιφάνεια και μόνο μία φορά κατά τη διάρκεια των έξι ετών.

Ένα άλλο κοινό πρότυπο στην υπόθεση «χώρος ως υποκατάστατο του χρόνου» είναι η σχέση μεταξύ των διαφορετικών συστατικών της βιοποικιλότητας (δηλαδή η σχέση μεταξύ του πλούτου ειδών και της μεταβολής των ειδών). Η χωρική μεταβολή των ειδών (β-ποικιλότητα) σχετίζεται είτε θετικά είτε αρνητικά με τον πλούτο ειδών ή την α-ποικιλότητα (Lennon et al. 2001, Kallimanis et al. 2008). Δεν υπήρχε σημαντική συσχέτιση ανάμεσα στον πλούτο των ειδών ενός έτους και στη χρονική μεταβολή των ειδών.

Ο ρόλος της κλίμακας στη διαμόρφωση του χωρο-χρονικού προτύπου της ποικιλότητας
The scale role in shaping the spatio-temporal pattern of diversity

Ένας σημαντικός περιοριστικός παράγοντας στην συγκεκριμένη έρευνα είναι η κλίμακα δειγματοληψίας. Μελέτησα επιφάνειες εμβαδού 100 m² ώστε να καταστεί δυνατό να εξετάσω διεξοδικά κάθε επιφάνεια δειγματοληψίας και έτσι να ελαχιστοποιήσω την πιθανότητα να μην ανιχνευτούν κάποια είδη που είναι παρόντα. Η χρονική διάρκεια της έρευνας ήταν έξι έτη. Συνεπώς, και η χωρική και η χρονική κλίμακα της έρευνας ήταν σχετικά μικρή. Το ερώτημα ποια είναι η βέλτιστη χωρική και χρονική κλίμακα παρατηρήσεων δεν έχει λάβει επαρκή απάντηση. Οι έρευνες παρατηρήσεων ή πειραμάτων επαρκούς διάρκειας αποτελούν πρόκληση (Bakker et al. 1996). Επειδή η κλίμακα της ανάλυσης επηρεάζει το πρότυπο ποικιλότητας που παρατηρείται (Lennon et al. 2001, Kallimanis et al. 2008) είναι πιθανό τα ευρήματα της παρούσας έρευνας να ήταν διαφορετικά αν η κλίμακα ανάλυσης ήταν διαφορετική. Όπως έχει δείχτει από τους Van der Maarel & Sykes (1993), η μεγαλύτερη χωρική κλίμακα σχετίζεται με μειωμένη χρονική μεταβολή. Η παγκόσμια χρονική μεταβολή είναι αποτέλεσμα της δημιουργίας ή της εξαφάνισης ειδών, με ποσοστά και για τις δύο διαδικασίες που είναι άγνωστα, αλλά αναμένεται να είναι πολύ μικρά σε αριθμό. Από την άλλη σκοπιά, αναμένεται οι πιο μακροχρόνιες χρονικές κλίμακες να αυξάνουν τη χρονική μεταβολή καθώς η ομοιότητα μειώνεται με το χρόνο.

7.5.3 Ομοιότητα στο χρόνο και χρονική μεταβολή-διαδοχή

7.5.3 *Similarity in time and temporal turnover-succession*

Στο χώρο, η ομοιότητα στη σύνθεση των ειδών μειώνεται καθώς αυξάνεται η απόσταση που χωρίζει δύο κοινότητες, ένα φαινόμενο που αναφέρεται ως “distance decay” (Palmer 2005). Παρατηρήθηκε παρόμοια μείωση στο χρόνο. Καθώς αυξάνεται ο χρόνος που διαχωρίζει δύο παρατηρήσεις στην ίδια επιφάνεια, μειώνεται η ομοιότητα στη σύνθεση ειδών. Αυτή η αναλογία θα μπορούσε να υποδεικνύει ότι η μείωση της ομοιότητας με την απόσταση (distance decay) θα μπορούσε να είναι μία γενική αρχή στους κανόνες διαμόρφωσης της κοινότητας (community assembly). Η αρχή αυτή ενδεχομένως να σχετίζεται με περιορισμούς διασποράς και με την περιβαλλοντική ετερογένεια.

Εκτός από τα μεθοδολογικά ζητήματα που προκύπτουν, όσον αφορά την εκτίμηση του πλούτου των ειδών, η μεγάλη συνεισφορά της χρονικής μεταβολής στη συνολική βιοποικιλότητα και στη μεγάλη μεταβλητότητα (variability) της σύνθεσης των ειδών από ένα έτος στο επόμενο έτος δίδει σημαντικά θεωρητικά συμπεράσματα. Προηγούμενες μελέτες έχουν αποδώσει συχνά τη βραχυχρόνια χρονική μεταβολή στην επίδραση της δειγματοληψίας. Αν δεν ισχύει αυτό, τότε υπάρχει κάποια οικολογική εξήγηση; Τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας υπογραμμίζουν το ρόλο της στοχαστικότητας ως κινητήρια δύναμη της σύνθεσης της κοινότητας.

Πρόσφατες οικολογικές μελέτες συζητούν τα σχετικά πλεονεκτήματα δύο πιθανών θεωριών της σύνθεσης/συνοχής της κοινότητας: η μία βασίζεται στον οικολογικό θάκο και η πιο πρόσφατα προτεινόμενη θεωρία της ουδέτερης βιοποικιλότητας, που δίνει έμφαση στο ρόλο της διασποράς και της στοχαστικότητας (Hubbell 2001; Holyoak 2000). Οι θεωρίες που βασίζονται στο θάκο υποθέτουν ότι οι κοινότητες που υφίστανται άμεση μεταβολή στη σύνθεση των ειδών, όπως η αποκατάσταση μετά από διαταραχή, θα παρουσίαζαν και μεγαλύτερη χρονική μεταβολή σε σύγκριση με μακροχρόνια μη διαταραγμένες κοινότητες, στις οποίες κάποιο είδος ισορροπίας (equilibrium) θα είχε προσεγγιστεί και συνεπώς θα ήταν αναμενόμενες μόνο μικρές διαταραχές. Τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας δείχνουν ότι η χρονική μεταβολή ήταν εξίσου μεγάλη και στις μη διαταραγμένες και στις επιφάνειες στις οποίες ανακτάται η βλάστηση μετά την υπερβόσκηση. Αυτό ενδεχομένως υποδεικνύει ότι η υπόθεση της ουδετερότητας των ειδών ισχύει στην περίπτωση αυτή και ότι η θεωρία της ουδέτερης βιοποικιλότητας θα μπορούσε να παρέχει μία ρεαλιστική εξήγηση.

Κεφάλαιο 8

Chapter 8

Σύνθεση

Synthesis

8.1 Περίληψη

Η σύνθεση της υπέργειας βλάστησης χαρακτηρίζεται από διακριτές κοινότητες που σχετίζονται με τα διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης. Η μακροχρόνια υπερβόσκηση τόσο από τους αγριόχοιρους, όσο και από τα μηρυκαστικά έχει οδηγήσει σε μείωση της ποικιλότητας των δασών. Η μείωση της ποικιλότητας εντοπίστηκε και στο χώρο και στο χρόνο. Η ομοιότητα της υπέργειας βλάστησης με τη μόνιμη εδαφική τράπεζα σπερμάτων είναι μικρή και μειώνεται με την επίδραση της βόσκησης. Η εδαφική τράπεζα σπερμάτων είναι φτωχή σε τυπικά δασικά είδη και τα διαταραχόφιλα, διασπειρόμενα με φυσικούς μηχανισμούς (κυρίως ανεμόχωρα), είδη εκπροσωπούνται στην ποώδη εδαφική τράπεζα σπερμάτων ικανοποιητικά. Το δυναμικό της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων για αποκατάσταση του ποώδους δασικού ορόφου είναι περιορισμένο.

Η μακροχρόνια υπερβόσκηση μείωσε την ποικιλότητα διαχρονικά. Τα μη διαταραγμένα (σποραδικά βοσκούμενα) δάση και τα δάση σε αρχικά στάδια διαδοχής μετά τη διακοπή της βόσκησης παρουσιάζουν μεγάλη χρονική μεταβολή της ποικιλότητάς τους. Μια μεταβολή που ερμηνεύεται καλύτερα από τη στοχαστικότητα. Τα σποραδικά βοσκούμενα δάση χαρακτηρίζονται από καλύτερη αναγεννητική ικανότητα και μεγαλύτερη ποικιλότητα. Η δασική βόσκηση μπορεί να ασκείται ως διαχειριστική πρακτική σποραδικά από μικρό αριθμό αγελών ζώων. Η φύτευση σπερμάτων στο πεδίο, η μελέτη οικολογικών και λειτουργικών χαρακτηριστικών ποωδών ειδών, και όχι μόνο της φυτοκοινότητας, αποτελούν μελλοντικές προοπτικές έρευνας. Η παρούσα διδακτορική διατριβή έθεσε τη βάση για την ορθολογική διαχείριση της βόσκησης σε θερμόφιλα δάση ορεινών περιοχών.

Λέξεις κλειδιά: υποβάθμιση, αναγέννηση δάσους, διαχείριση δάσους, παρακολούθηση

8.1 Abstract

The composition of the above-ground vegetation presents distinct communities in relation to the different grazing regimes. The long-term overgrazing of wild boar and ruminants reduced the diversity of the studied forests. This reduction was detected both in space and time. The similarity between the above-ground vegetation and the persistent soil seed bank is low and decreases under the impact of grazing. The soil seed bank is poor in typical forest species while the wind-dispersed ruderal species are well represented in the herb seed bank. The potential of the soil seed bank to restore the forest herb layer is limited.

The long-lasting overgrazing reduced the diversity in time. The higher temporal turnover was found in the undisturbed sporadically grazed forests and the forests recovering from grazing thus undergoing succession. This turnover is better explained by stochasticity. The sporadically grazed forests have higher regenerative ability and diversity. Grazing as a management practice could be exercised sporadically by a small number of animal herds. Species germination in the field, study of the ecological and functional traits of herb species, apart from the community level, could be future research perspectives. The thesis set the basis for the rational management of grazing in thermophilous forests of mount areas.

Keywords: degradation; forest regeneration; forest management; monitoring

8.2 Η υπέργεια βλάστηση, η «μνήμη» τράπεζας σπερμάτων και η χρησιμότητά τους στην αποκατάσταση των υπο-Μεσογειακών δασών μετά από υπερβόσκηση

8.2 Above-ground vegetation, seed bank 'memory' and their usefulness for the restoration of sub-Mediterranean forests after overgrazing

Στα προηγούμενα κεφάλαια της διδακτορικής διατριβής έδειξα ότι η υπέργεια βλάστηση συντίθεται από ποώδη taxa (κεφάλαια 3, 5 και 7), τα περισσότερα από τα οποία απαντούν στις σποραδικά βοσκημένες θέσεις των δασών που ερευνήθηκαν (κεφάλαια 3 και 5) και ορισμένα από αυτά τα taxa εμφανίζονται στις πρόσφατα βοσκημένες θέσεις και στις θέσεις που έχουν αποκλειστεί από τη βόσκηση και βρίσκονται στη φάση της διαδοχής (κεφάλαιο 7).

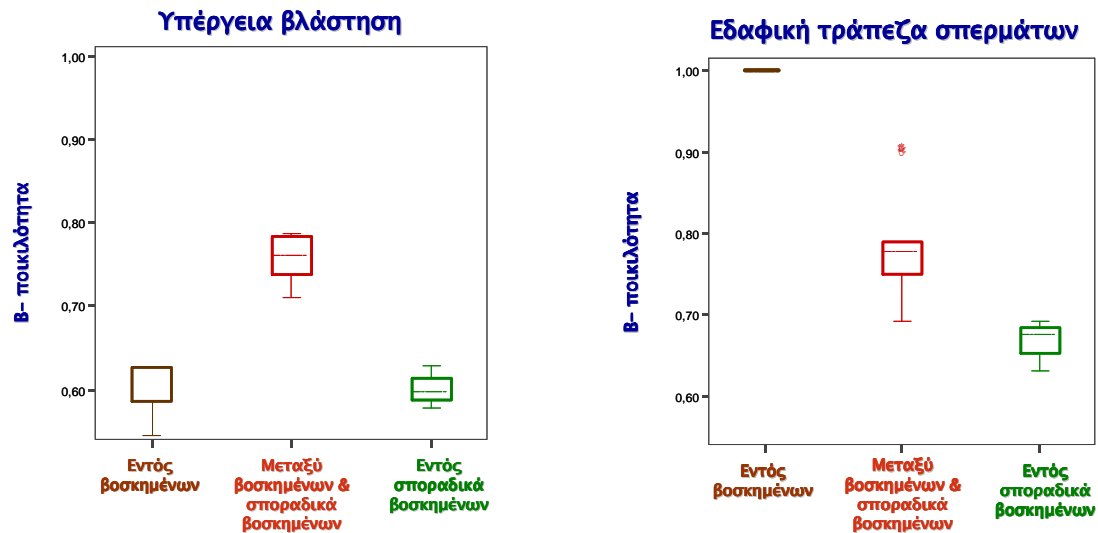
Ο προσδιορισμός της φυτικής ποικιλότητας αποκάλυψε ενδιαφέροντα αποτελέσματα, όπως το γεγονός ότι δεν εντοπίστηκαν σημαντικές διαφορές στον πλούτο ειδών μεταξύ επιφανειών που βόσκονται από αγριόχοιρους και επιφανειών που βόσκονται από μηρυκαστικά (κεφάλαιο 5). Ωστόσο, η φυτοκοινωνιολογική ανάλυση της βλάστησης (κεφάλαιο 3) αποκάλυψε πως η κυριαρχία του ελλέβορου στον ποώδη όροφο των θέσεων που βόσκονται από μηρυκαστικά διαχωρίζει τις θέσεις αυτές με σαφήνεια από τις θέσεις που βόσκονται από αγριόχοιρους και από σποραδικά ή πρόσφατα βοσκημένες θέσεις.

Στα κεφάλαια 2 και 5 έδειξα με τέσσερις διαφορετικές αναλύσεις (ανάλυση δέντρου ταξινόμησης, ανάλυση λογιστικής παλινδρόμησης και PCA και DCA κατάταξη) ότι οι μακροχρόνια υπερβόσκημένες θέσεις διακρίνονται με σαφήνεια από τις σποραδικά βοσκημένες θέσεις και, επιπλέον, εντοπίζονται διαφορές και μεταξύ των θέσεων που βόσκονται από αγριόχοιρους και των θέσεων που βόσκονται από μηρυκαστικά.

Από τους υπολογισμούς της β-ποικιλότητας, ως χωρικής μεταβολής των ειδών (κεφάλαιο 5), δεν βρήκα σημαντικές διαφορές μεταξύ μακροχρόνια βοσκημένων και σποραδικά βοσκημένων θέσεων. Ωστόσο, η μεταβολή των ειδών από τις σποραδικά βοσκημένες στις υπερβόσκημένες θέσεις ήταν σημαντικά μεγαλύτερη από τη β-ποικιλότητα εντός του καθεστώτος βόσκησης και εντός του καθεστώτος σποραδικής βόσκησης (Εικόνα 1).

Η έντονη υπερβόσκηση έχει υποβαθμίσει ποιοτικά και ποσοτικά τον τύπο φυτοκοινωνίας που εκπροσωπούν τα δάση δρυός που μελέτησα, γεγονός που αντανακλάται στην υπέργεια βλάστηση. Παρά τις διαφορές στη δομή της υπέργειας βλάστησης μεταξύ διαφορετικού τύπου βόσκησης (αγριόχοιροι, μηρυκαστικά), που

εντοπίστηκαν από τις αναλύσεις των προηγούμενων κεφαλαίων, η έντονη υπερβόσκηση αποτελεί καθοριστικό παράγοντα επίδρασης στην ποικιλότητα της υπέργειας βλάστησης στο χώρο (Εικόνα 1).



Εικόνα 1. Η χωρική μεταβολή των ειδών στην υπέργεια βλάστηση (αριστερά) και στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων (δεξιά) που υπόκεινται σε διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης

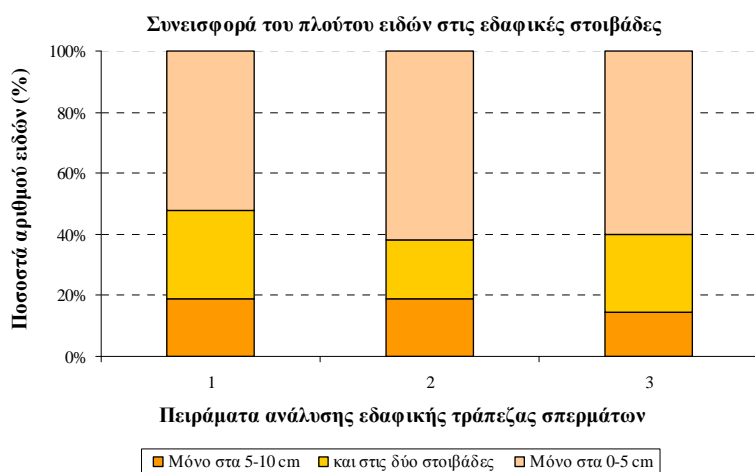
Figure 1. Species spatial turnover in the above-ground vegetation (left) and in the soil seed bank (right) under different grazing regimes

Ο διαχωρισμός σε διακριτές συναθροίσεις ειδών, από τις αναλύσεις φυτοκοινοτήτων, συνηγορεί στο συμπέρασμα ότι τα βοσκημένα από μηρυκαστικά δάση διακρίνονται από τα βοσκημένα από αγριόχοιρους δάση με βάση την παρουσία ή την απουσία σ' αυτά φυτικών ειδών που αποτελούν δείκτες των καθεστώτων βόσκησης, επηρεάζοντας με αυτό τον τρόπο και δομικά την υπέργεια βλάστηση. Η κυριαρχία του ελλέβορου, στον ποώδη όροφο των θέσεων που βόσκονται από μηρυκαστικά, δημιουργεί τελείως διαφορετική δομή και σύνθεση βλάστησης, σε σχέση με την ταυτόχρονη παρουσία του *Brachypodium sylvaticum* και της *Euphorbia amygdaloides* στον ποώδη όροφο υπό τη σκιά της *Phillyrea latifolia* στο χαμηλό δενδρώδη όροφο των σποραδικά βοσκημένων δασών.

Από τον προσδιορισμό των ποιοτικών και των ποσοτικών χαρακτηριστικών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων προκύπτει ότι, τα υπο-Μεσογειακά δάση που μελέτησα διαθέτουν «μνήμη», καθώς η εδαφική τράπεζα σπερμάτων είναι μόνιμη, ανεξάρτητα από την ύπαρξη βόσκησης (Εικόνα 2). Στην Εικόνα 2 φαίνεται η συνεισφορά του πλούτου ειδών στις κατώτερες εδαφικές στοιβάδες, ενώ και στις δύο εδαφικές στοιβάδες απαντά

αξιόλογος αριθμός ειδών και στα τρία πειράματα ανάλυσης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων.

Στο κεφάλαιο 4 ανέλυσα διεξοδικά τη συνεισφορά της πυκνότητας σπερμάτων, αλλά και της σύνθεσης ειδών στα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης και στις εδαφικές στοιβάδες, αλλά και συνολικά με βάση τα αποτελέσματα τριών πειραμάτων ανάλυσης εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Τα διαγράμματα των πυκνοτήτων, καθώς και τα διαγράμματα παρουσίας των φυτικών ειδών, έδωσαν σαφή εικόνα για το μωσαϊκό που διαμορφώνεται στα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης και για την κατακόρυφη κατανομή των σπερμάτων στο έδαφος. Η πυκνότητα και η ποικιλότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μειώνονται με την επίδραση της βόσκησης και με το βάθος.



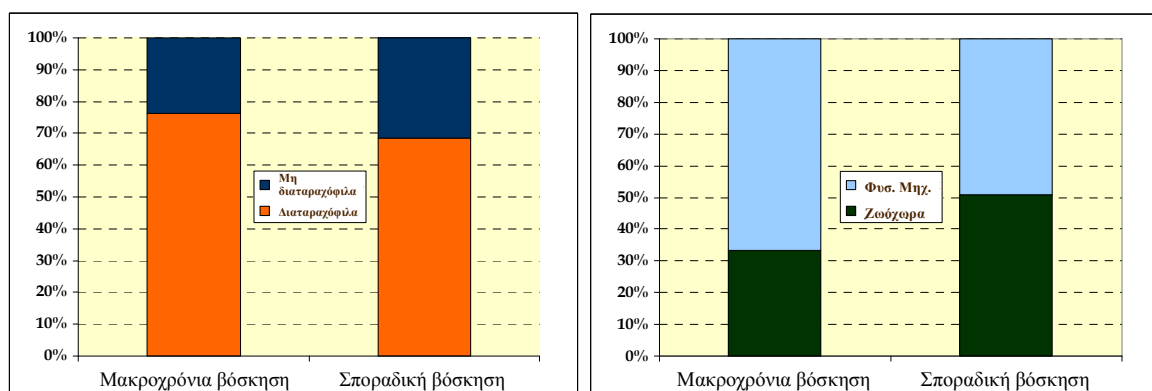
Εικόνα 2. Ποσοστό του πλούτου ειδών που αντιστοιχεί στις εδαφικές στοιβάδες

Figure 2. Species richness percentages corresponding to different soil layers

Η «μνήμη», που διατήρησαν τα δάση της έρευνάς μου μέσω της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, αντανακλά το ιστορικό της υπερβόσκησης ως παράγοντα διαταραχής, αλλά όχι τη σύνθεση ειδών των μη διαταραγμένων δασών. Στα κεφάλαια 4, 5 και 6 απέδειξα πως η επίδραση της βόσκησης ως παράγοντας διαταραχής ήταν καταλυτική στην α-και τη β- ποικιλότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και στην πυκνότητα σπερμάτων. Η υπερβόσκηση, ανεξάρτητα από το διαφορετικό ζωικό είδος, προκάλεσε ποιοτική και ποσοτική υποβάθμιση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (κεφάλαια 4, 5 και 6). Παράλληλα, η ισχυρότερη ποιοτική και ποσοτική υποβάθμιση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων από την υπερβόσκηση από τους αγριόχοιρους, ήταν σαφής στα αποτελέσματα (κεφάλαιο 4).

Η ανάλυση φυτοκοινοτήτων και ο υπολογισμός της β-ποικιλότητας ως μεταβολή των ειδών στο χώρο (Εικόνα 1), δεν έδωσαν σαφή εικόνα για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων, σε αντίθεση με την υπέργεια βλάστηση. Η ασαφής εικόνα της δομής που θα μπορούσαν να έχουν οι φυτοκοινοτήτες που θα προέκυπταν από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων σε σχέση με τη σαφή δομή που παρουσίασε η υπέργεια βλάστηση υπό την επίδραση της βόσκησης, με οδήγησαν στη διερεύνηση της σχέσης μεταξύ υπέργειας βλάστησης και εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Η μεταξύ τους ομοιότητα είναι μικρή και μειώνεται περισσότερο από την επίδραση της βόσκησης (κεφάλαιο 5). Ειδικά στις θέσεις βόσκησης των αγριόχοιρων, η επίδραση στην ομοιότητα μεταξύ υπέργειας βλάστησης και εδαφικής τράπεζας σπερμάτων ήταν και πάλι καταλυτική. Εκτός αυτού, ανεξάρτητα από την επίδραση της βόσκησης, τα ξυλώδη είδη της υπέργειας βλάστησης εκπροσωπούνται ελάχιστα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων (κεφάλαιο 5).

Το παραπάνω, μαζί με το γεγονός ότι η μεταβολή των ειδών μεταξύ μακροχρόνια και σποραδικά βοσκημένων δασών (β-ποικιλότητα) στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων είναι μικρότερη από την αντίστοιχη μεταβολή μεταξύ των βοσκημένων δασών, με οδήγησαν στη διερεύνηση των λειτουργικών χαρακτηριστικών της ποώδους τράπεζας σπερμάτων (κεφάλαιο 6). Παρά τα χαμηλά ποσοστά ομοιότητας με την υπέργεια βλάστηση, επεδίωξα να εκτιμήσω αν η τράπεζα σπερμάτων μπορεί να προβλέψει λειτουργικά χαρακτηριστικά των υπερβοσκημένων δασών, όπως για παράδειγμα την ύπαρξη πιθανού ρόλου διασποράς των σπερμάτων από συγκεκριμένο ζωικό είδος, που να διαμορφώνει την εδαφική τράπεζα σπερμάτων των υπερβοσκημένων δασών.



Εικόνα 3. Η σχετική συνεισφορά των λειτουργικών ομάδων των μέσων διασποράς και της στρατηγικής επιβίωσης στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των βοσκημένων και σποραδικά βοσκημένων δασών

Figure 3. The relative contribution of functional guilds of dispersal modes and life strategy in the soil seed bank of grazed and sporadically grazed forests

Βρήκα σημαντικές διαφορές στην εκπροσώπηση των διαφορετικών λειτουργικών ομάδων στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, με αξιοσημείωτη τη μείωση των τυπικών δασικών ποωδών ειδών, γεγονός που ενισχύει το συμπέρασμα της εξάντλησης της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων υπό τη διαταραχή της μακροχρόνιας υπερβόσκησης. Στο κεφάλαιο 6 απέδειξα ότι τα διαταραχοφιλά και τα διασπειρόμενα με φυσικούς μηχανισμούς (κυρίως ανεμόχωρα) είδη πρωτοστατούν (Εικόνα 3) στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων, ενώ τα ζωόχωρα είδη μειώνονται από την επίδραση της βόσκησης.

Η μειωμένη πυκνότητα και ποικιλότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και η ανομοιότητα της με τη σύνθεση της υπέργειας βλάστησης καθιστά περιορισμένη τη χρησιμότητά της ως εργαλείο αποκατάστασης των διαταραγμένων από την υπερβόσκηση δασών. Η ανάλυση των λειτουργικών ομάδων οδηγεί στο συμπέρασμα ότι είναι πολύ πιθανό το ενδεχόμενο, μετά τη διακοπή της βόσκησης, να προκύψουν από την τράπεζα σπερμάτων φυτοκοινότητες με ποώδη όροφο διαφορετικής σύνθεσης από αυτή των μη διαταραγμένων δασών. Τα αποτελέσματα των προηγούμενων κεφαλαίων δείχνουν πως η αποκατάσταση των διαταραγμένων δασών δεν μπορεί να βασιστεί εξολοκλήρου στη φυσική εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Η χρησιμότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων είναι περιορισμένη για την αποκατάσταση ειδικά του ποώδους ορόφου των δασών της περιοχής μελέτης, ο οποίος έχει σχεδόν εκλείψει.

Στο κεφάλαιο 2 βρήκα ότι η βόσκηση από μηρυκαστικά προκαλεί ελαφρά οξύτητα στο συγκεκριμένο τύπο εδαφών. Από αυτή τη σκοπιά, ο συσσωρευμένος αριθμός διαταραχοφίλων ειδών στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των βοσκοτόπων εξηγείται από την ύπαρξη σημαντικών ποσοτήτων θρεπτικών στο έδαφος, που απαιτούν τα διαταραχοφιλά είδη στις βοσκημένες θέσεις, αντανακλά το μεγαλύτερο βαθμό εδαφικής διαταραχής σε αυτό τον τύπο διαχείρισης, δηλαδή στη βόσκηση (Wellstein et al. 2007).

8.3 Η αναγεννητική ικανότητα των υπο-Μεσογειακών δασών και η σημασία της αποκατάστασης μετά από υπερβόσκηση

8.3 The regenerative ability of sub-Mediterranean forests and the restoration implications after overgrazing

Η υπερβόσκηση προκαλεί μείωση της α- και της β-ποικιλότητας, όχι μόνο στο χώρο σε σχέση με τα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης, αλλά και στο χρόνο (κεφάλαιο 7). Στο κεφάλαιο 7 βρέθηκε ότι η υπέργεια βλάστηση των υπερβοσκημένων δασών

υποβαθμίστηκε στο χρόνο. Η ανομοιότητα στα υπερβοσκημένα δάση παραμένει σταθερή, ενώ αντίθετα στα σποραδικά βοσκημένα δάση και στα δάση της διαδοχής η ανομοιότητα αυξάνεται με το χρόνο. Μεγάλο ποσοστό της ποικιλότητας αυτών των δασών ερμηνεύεται ως χρονική μεταβολή.

Οι υπολογισμοί για το χρονικό ανάλογο της β-ποικιλότητας, δηλαδή για τη χρονική μεταβολή των ειδών της υπέργειας βλάστησης, αποκάλυψαν ένα πρότυπο για την αναγεννητική ικανότητα των δασών, όπου η μεγαλύτερη χρονική μεταβολή παρατηρήθηκε σε θέσεις σποραδικά βοσκημένες ή σε δάση σε κατάσταση διαδοχής. Η χρονική μεταβολή των ειδών στα μη διαταραγμένα δάση από τη βόσκηση, δεν διαφέρει σημαντικά από τη χρονική μεταβολή των ειδών στα δάση στα οποία εφαρμόστηκε αποκλεισμός από τη βόσκηση (υπερβόσκηση) και βρίσκονται σε κατάσταση διαδοχής. Η στοχαστικότητα φαίνεται να διαδραματίζει σημαντικό ρόλο στην αναγέννηση των κοινοτήτων και όχι ο περιορισμός της διασποράς ή η περιβαλλοντική ετερογένεια.

Οι αναλύσεις συσχέτισης αποκάλυψαν ότι η χρονική μεταβολή των ειδών δεν διαφέρει σημαντικά από τη χωρική μεταβολή των ειδών και επιπλέον είναι ισχυρά συσχετιζόμενες. Η ανομοιότητα αυξάνεται όσο αυξάνονται τα έτη στις επιφάνειες που δε βόσκονται και στις επιφάνειες διαδοχής. Αυτό δεν ισχύει για τις υπερβοσκημένες επιφάνειες, όπου στον ποώδη όροφο κυριαρχεί ο ελλέβορος. Γενικότερα, τα είδη που είναι κοινά στο χώρο παραμένουν κοινά και στο χρόνο και το ίδιο ισχύει για τα είδη που είναι σπάνια, εικόνα που αντανακλά η ανάλυση συσχέτισης μεταξύ της χρονικής και της χωρικής κατανομής των ειδών.

Από τα παραπάνω αποδεικνύεται ότι τα άλλοτε υπερβοσκημένα δάση των αρχικών σταδίων δευτερογενούς διαδοχής έχουν πολύ υψηλή δυνατότητα αναγέννησης, όχι όμως τη μέγιστη όπως θα αναμενόταν βιβλιογραφικά (κεφάλαιο 7), γιατί παράλληλα τα σποραδικά βοσκημένα δάση παρουσιάζουν χρονική μεταβολή αντίστοιχη με τα δάση της διαδοχής. Συνεπώς, τα σποραδικά βοσκημένα δάση παρουσιάζουν μεγάλες δυνατότητες για αναγέννηση.

8.4 Η εφαρμογή της δασικής βόσκησης ως εργαλείο διαχείρισης

8.4 Forest grazing as a management tool

Η μεγαλύτερη ποικιλότητα ως πλούτος ειδών (α-ποικιλότητα), αλλά και ως χωρική και ως χρονική μεταβολή (β-ποικιλότητα) βρέθηκε στην υπέργεια βλάστηση των σποραδικά

βοσκημένων δασών. Οι επιφάνειες που αποκλείστηκαν για λίγα έτη από τη βόσκηση παρουσίασαν μεγάλη χρονική μεταβολή της ποικιλότητάς τους, αντίστοιχη με τις μη διαταραγμένες επιφάνειες. Ωστόσο, η ποικιλότητά τους δεν ξεπέρασε αυτή των μη διαταραγμένων (σποραδικά βοσκημένων) επιφανειών, οι οποίες αποδείχθηκαν διαχρονικά δυναμικές ως προς την παρουσία φυτικών ειδών.

Η υπέργεια βλάστηση ως προς τη δομή και τη σύνθεσή της αντιστοιχεί στα υπο-Μεσογειακά δάση φυλλοβόλων της φυτοκοινωνικής ένωσης *Verbasco glabrati-Quercetum frainetto*, σε θέσεις που βόσκονται πολύ σποραδικά και παραμένουν μη διαταραγμένες.

Η ομοιότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων με την υπέργεια βλάστηση ήταν μεγαλύτερη στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες, με την ποικιλότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων να είναι υψηλότερη σ' αυτές τις επιφάνειες. Επιπλέον, ο μηχανισμός της ζωόχωρης διασποράς εκπροσωπείται καλύτερα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των σποραδικά βοσκημένων θέσεων, παρά την περιορισμένη δυναμική της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων να αποτελέσει το αποκλειστικό μέσο αποκατάστασης των υπερβοσκημένων δασών.

Για τους παραπάνω λόγους, η δασική βόσκηση στα συγκεκριμένα υπο-Μεσογειακά δασικά οικοσυστήματα θα μπορούσε να εφαρμοστεί ως διαχειριστική πρακτική, εφόσον ασκούνταν σποραδικά από μικρό αριθμό αγελάων ζώων. Τα αποτελέσματα των προηγούμενων κεφαλαίων υποστηρίζουν πως αυτή είναι η ιδανική κατάσταση αναγεννητικής ικανότητας και βέλτιστης ποικιλότητας των εξεταζόμενων δασών.

Ο βραχυχρόνιος αποκλεισμός από τη βόσκηση με μετακίνηση των πληθυσμών κατά το πρότυπο της παραδοσιακής μετακίνησης ζώων στα ορεινά δάση της Ηπείρου θα μπορούσε να λειτουργήσει αποδοτικά. Η μετακίνηση ζωικών πληθυσμών μεγάλων πυκνοτήτων σε μη διαταραγμένα δάση περιορισμένης έκτασης θα μπορούσε να οδηγήσει τα εν λόγω δάση στην κατάσταση υπερβόσκησης ανάλογης του ιδιωτικού δάσους που μελέτησα.

Όσον αφορά το διαφορετικό ζωικό είδος, στα προηγούμενα κεφάλαια βρήκα πως οι αγριόχοιροι μειώνουν την εδαφική τράπεζα σπερμάτων, ενώ τα μηρυκαστικά ευνοούν την κυριαρχία ενός μόνο φυτικού είδους, του ελλέβορου, εις βάρος των υπόλοιπων ειδών του ποώδους ορόφου της υπέργειας βλάστησης. Αυτό ίσως αποτελεί ένδειξη του ότι, στις θέσεις των μηρυκαστικών διατηρείται μεγαλύτερη εδαφική τράπεζα σπερμάτων και αυτή αποτελεί απόδειξη: α) της υπερβόσκησης των μηρυκαστικών, β) της άμυνας του οικοσυστήματος να διατηρήσει ορισμένα είδη στο χρόνο υπό την πίεση της υπερβόσκησης, γ) της ανταγωνιστικής κυριαρχίας του ελλέβορου στην υπέργεια βλάστηση

και δ) της συμπίεσης των εδαφών. Στην περίπτωση των αγριόχοιρων είναι πιθανό, η απουσία του ελλέβορου, η αναμόχλευση και το σκάψιμο του εδάφους και η αλκαλικότητα των εδαφών σε σχέση με τα υπόλοιπα καθεστάτα, να ενεργοποιεί τη φύτευση ορισμένων ειδών, αν και δεν μπορεί να παραβλεφθεί η καταστροφή της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων. Αυτή η καταστροφή, ενδεχομένως, είναι συνέπεια της καταστροφής της βλάστησης από τους αγριόχοιρους και της επακόλουθης μείωσης της βροχής σπερμάτων ή της μεγάλης κλίσης των περιοχών όπου βόσκουν οι αγριόχοιροι, η οποία μπορεί να μην επιτρέπει την είσοδο σπερμάτων στο έδαφος σε σχέση με πιο ομαλές επιφάνειες. Επομένως, η διαταραχή που προκαλείται από το ένα ζωικό είδος σε σχέση με το άλλο, είναι μεν ποιοτικά διαφορετική, αλλά όχι μικρότερη και θα πρέπει να προσεγγιστεί με έρευνα σε επίπεδο συγκεκριμένων φυτικών ειδών, σε σχέση με τις οικολογικές τους προτιμήσεις και τη φυσιολογία τους.

8.5 Προοπτικές και μελλοντική έρευνα

8.5 Perspectives and future research

Στα σημαντικότερα ευρήματα της έρευνας, ανήκει η απουσία των τυπικών δασικών ειδών από την υπέργεια βλάστηση και από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων των διαταραγμένων λόγω υπερβόσκησης δασών. Τα περισσότερα δασικά είδη εκπροσωπούνται με μικρό ποσοστό στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων και δε σχηματίζουν μόνιμη εδαφική τράπεζα σπερμάτων που σημαίνει ότι οι πιθανότητες για αναγέννησή τους από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων, είναι μικρές, στην περίπτωση που το είδος έχει εξαφανιστεί από την υπέργεια βλάστηση (Bossuyt & Hermy 2001). Το γεγονός αυτό δημιουργεί την αναγκαιότητα μιας διεξοδικότερης διερεύνησης της οικολογίας των τυπικών δασικών ειδών του ποώδους ορόφου των υπο-Μεσογειακών φυλλοβόλων δασών στην περιοχή μελέτης, αλλά και ευρύτερα. Η φύτευση αρτιβλάστων στο πεδίο με παράλληλη μέτρηση οικολογικών παραμέτρων, ώστε να μπορούν να εξαχθούν συμπεράσματα για τη φυτρωτική ικανότητα των επιθυμητών ειδών, θα μπορούσε να είναι ένας τρόπος εκτίμησης της αναγεννητικής ικανότητας των δασών σε άλλη κλίμακα, σε επίπεδο ειδών και όχι σε επίπεδο κοινοτήτων. Δεδομένα για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων των ειδών υπάρχουν από το ερευνητικό μέρος της διδακτορικής διατριβής τα οποία θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν για τη σύγκριση της φύτευσης αρτιβλάστων στο πεδίο και της φύτευσης αρτιβλάστων υπό ελεγχόμενες συνθήκες (στο εργαστήριο).

Η συλλογή εδαφικών δειγμάτων και η φύτευση των σπερμάτων στο θερμοκήπιο υπό ελεγχόμενες συνθήκες μπορεί να αποκαλύψει όλα ή σχεδόν όλα τα taxa και τα άτομα σε σχετικά μικρό όγκο εδάφους. Ωστόσο, taxa με ανομοιόμορφη κατανομή, αλλά και taxa με σπάνιες εμφανίσεις χάνονται. Η φύτευση στο πεδίο μετά από αφαίρεση της βλάστησης αποκαλύπτει μόνο τα taxa και τα άτομα που φυτρώνουν υπό τις επικρατούσες κλιματικές-μικρο-κλιματικές συνθήκες σε λεπτό στρώμα εδάφους, όπου μπορεί να εισχωρήσει το φως, αλλά καλύπτει μεγάλη περιοχή και περιλαμβάνει τόσο τα taxa με ανομοιόμορφη κατανομή, όσο και τα σπάνια taxa (Bakker et al. 1996).

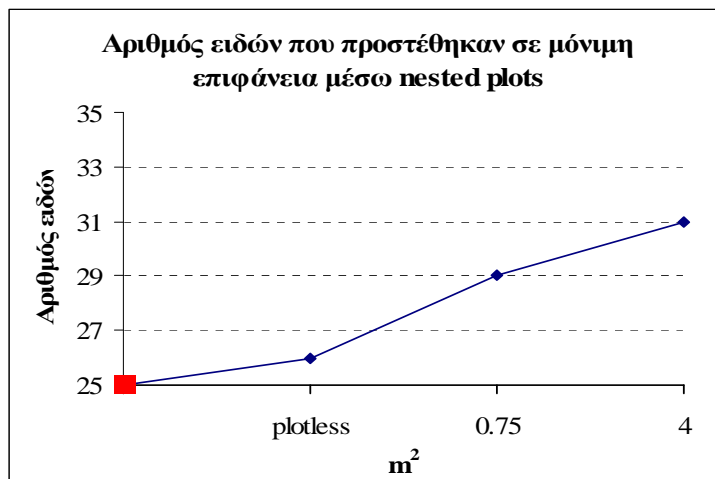
Όσον αφορά την τράπεζα σπερμάτων και τα χαρακτηριστικά φύτευσης των τυπικών δασικών ειδών, υπάρχει σαφής έλλειψη γνώσης. Είναι πιθανό τα σπέρματα να βρίσκονται μέσα στο έδαφος αλλά να μην ανιχνεύονται εξαιτίας του γεγονότος ότι δεν πληρούνται οι προϋποθέσεις φύτευσης, ή εξαιτίας της πιθανής συγκέντρωσης σπερμάτων μόλις κάτω από την κάλυψη της φυλλοστρωμνής και της μη ενσωμάτωσής τους μέσα στο έδαφος, έτσι ώστε τα μικρά εδαφικά δείγματα να αποτυγχάνουν να ανιχνεύουν σπέρματα (Holderegger 1996, Bossuyt & Hermy 2001).

Αν και η μέθοδος φύτευσης των αρτιβλάστων, υπό ελεγχόμενες συνθήκες την οποία εφάρμοσα, είναι πιο αξιόπιστη για τον προσδιορισμό της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων (Bakker et al. 1996) καθώς περισσότερα φυτικά σπέρματα φυτρώνουν στις ασφαλείς συνθήκες του θερμοκηπίου, ωστόσο η μέθοδος φύτευσης στο πεδίο θα μπορούσε να παρέχει τη δυνατότητα καλύτερης αξιολόγησης της ικανότητας φύτευσης και επιβίωσης τυπικών δασικών ειδών. Στην πραγματικότητα, ο αριθμός των αρτιβλάστων που φυτρώνουν στο πεδίο εξαρτάται σημαντικά από τις καιρικές συνθήκες, για παράδειγμα τα περισσότερα αρτίβλαστα φυτρώνουν μετά από περίοδο βροχοπτώσεων.

Οι Olano et al. (2002) έδωσαν την εξής διάσταση στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων: οι εδαφικές τράπεζες σπερμάτων είναι ένα σταθερό σύστημα σιδηροδρομικών γραμμών όπου τα τρένα (δηλαδή οι δυνατότητες αναγέννησης) κινούνται με διαφορετικές περιοδικότητες και από διαφορετικές κατευθύνσεις. Τα σπέρματα ανεβαίνουν σ' αυτά τα τρένα σε διαφορετικές στιγμές και με διαφορετικές αφθονίες. Απαιτείται βαθύτερη γνώση για το χωρικό πρότυπο της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, ώστε να κατανοηθεί ο ρόλος της στη δυναμική των δασών (Olano et al. 2002) και ειδικότερα των φυλλοβόλων δασών της Μεσογείου. Η παρούσα διδακτορική διατριβή έχει συνεισφέρει στη συμπλήρωση του κενού που περιγράφουν οι Olano et al. (2002), θέτοντας τις βάσεις της διερεύνησης της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε επίπεδο φυτοκοινότητας και ομάδων ειδών. Ως εκ

τούτου, ανοίγει τις πύλες για τη διερεύνηση των οικολογικών χαρακτηριστικών της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων συγκεκριμένων ποών, γνώση που θα συνεισφέρει στην παρακολούθηση και την διατήρηση της ποικιλότητας του ποώδους ορόφου των φυλλοβόλων δασών.

Η νέα έκταση που προστέθηκε στο ιδιωτικό υπερβοσκημένο δάσος, και στην οποία σχετικά πρόσφατα άρχισε να ασκείται βόσκηση, αποτελεί ένα παράδειγμα δάσους που νομοτελειακά θα οδηγηθεί σε κατάσταση υπερβόσκησης, αντίστοιχη με το ήδη υπερβοσκημένο δάσος που μελέτησα. Πότε θα συμβεί αυτό; Μπορεί να αποτραπεί; Το σχέδιο παρακολούθησης και δειγματοληψιών που ακολούθησα θα μπορούσε να δώσει συγκεκριμένες απαντήσεις σε ερωτήματα αυτού του τύπου. Η μεθοδολογική προσέγγιση περιλαμβάνει πολύ λεπτομερείς καταγραφές, όπως και η μέτρηση αρτιβλάστων χωρίς τη χρήση επιφανειών δειγματοληψίας.



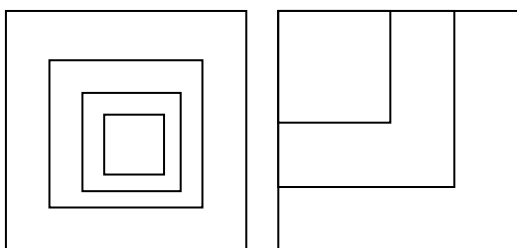
Εικόνα 4. Οι υπο-επιφάνειες και η σήμανση χωρίς επιφάνειες συνεισέφεραν 19% του πλούτου των ειδών που καταγράφηκε συνολικά εντός μιας μόνιμης επιφάνειας δειγματοληψίας 150 m², ■ ο αριθμός ειδών χωρίς τη συνεισφορά των υπο-επιφανειών και των σημείων σήμανσης

Figure 4. Subplots and plotless sampling contributed the 19% of the total species richness recorded within a permanent plot 150 m², ■ species number without the contribution of subplots and markings

Στόχος της καταγραφής, χωρίς τη χρήση επιφανειών στην περιοχή μελέτης, ήταν η καλύτερη αξιολόγηση των δεδομένων των υπο-επιφανειών και ο βοηθητικός ρόλος στην εξαγωγή συμπερασμάτων που αφορούν την αναγεννητική ικανότητα της βλάστησης. Εξίσου σημαντικός στόχος είναι η αποτροπή του σφάλματος παράβλεψης σπάνιων taxa σε επίπεδο αρτιβλάστου ή νεαρού φυτού, που μπορεί να μην περιλαμβάνονται στις υπο-επιφάνειες (Εικόνα 4). Μελλοντικά, τα χαρακτηριστικά που αφορούν την αναγέννηση ή

την υποβάθμιση της βλάστησης, όπως το ύψος των φυταρίων που αναπτύσσονται υπό διαφορετικές περιβαλλοντικές συνθήκες και συνθήκες βόσκησης σε επίπεδο taxon θα μπορούσαν να διερευνηθούν με συλλογή ποσοτικών δεδομένων στις υπο-επιφάνειες δειγματοληψίας.

Η μεθοδολογική προσέγγιση των nested plots (Εικόνα 5) (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974, Traxler 1997) αποδείχθηκε αποδοτική για τον προσδιορισμό των διαφορών στην ποικιλότητα και θα μπορούσε να εφαρμοστεί στο πλαίσιο ενός έργου διερεύνησης σε δύο κατευθύνσεις: α) η φυτρωτική ικανότητα των ειδών υπό διαφορετικούς χειρισμούς και υπό διαφορετικές συνθήκες και β) η σχέση της φυτρωτικής ικανότητας με λειτουργικά χαρακτηριστικά αυτών των ειδών και με τα χαρακτηριστικά της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων τους.



Εικόνα 5. Σχέδια nested plots

Figure 5. Nested plots designs

Σε μία περίπτωση συγκριτικής μελέτης αυτού του τύπου έχει βρεθεί ότι τόσο το μέγεθος, όσο και η ποικιλότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μειώνονται όσο προχωράει η διαδικασία της διαδοχής και διαφέρουν ανάλογα με τον τύπο του εδάφους (Forester & Leopold 2006). Παράγοντες όπως το χαμηλό pH του εδάφους, η υψηλή οργανική ύλη ή η χαμηλή περιεκτικότητα σε ανόργανα θρεπτικά εδάφους έχει βρεθεί ότι περιορίζουν το μέγεθος και την ποικιλότητα των εδαφικών τραπεζών σπερμάτων (Hills & Morris 1992). Αυτές οι ιδιότητες περιορίζουν την τράπεζα σπερμάτων των τυπικών δασικών ειδών σε συνδυασμό με τη διαδοχή, με την υπερβόσκηση ή με το κλίμα; Πώς θα γνωρίζω ότι θα είναι αποδοτική η σπορά επιθυμητών ειδών ως συμπληρωματική της τράπεζας σπερμάτων τεχνική αποκατάστασης;

Στην παρούσα διδακτορική διατριβή απαντήθηκαν ερωτήματα όπως: πώς είναι τα αρχικά στάδια διαδοχής της βόσκησης, ποια είναι τα στοιχεία της αρχικής δασικής βόσκησης, ποια είναι τα φυτικά είδη που δείχνουν αντοχή στη βόσκηση των δασών αυτού του τύπου; Αυτή η έρευνα αποτελεί βάση για το σχεδιασμό και την ορθολογική διαχείριση

δασών σε υπο-Μεσογειακές ορεινές περιοχές, αλλά και για το ζήτημα της επαναφοράς της δασικής βόσκησης. Η σημασία των επιδράσεων της βόσκησης στη βιοποικιλότητα των δασών αναλύθηκε διεξοδικά και θα συμβάλει στην ορθολογικοποίηση του συστήματος διαχείρισης βόσκησης.

Κεφάλαιο 9

Chapter 9

Περίληψη διδακτορικής διατριβής

Doctoral Thesis Summary

9.1 Περίληψη

Οι επιπτώσεις της βόσκησης έχουν μελετηθεί διεξοδικά σε ποώδεις φυτοκοινότητες, αλλά λιγότερο στις δασικές. Η απαγόρευση της βόσκησης κατά το παρελθόν στα δάση αποτελεί ένα ζήτημα υπό αμφισβήτηση, καθώς έχει εφαρμοστεί με σκοπό την αναγέννηση των δασών κυρίως μέσω της αναβλάστησης των κυρίαρχων ειδών του δενδρώδους ορόφου. Γι' αυτό το λόγο έχει δοθεί λιγότερη προσοχή στο ρόλο της βόσκησης ως διαχειριστική πρακτική, που μπορεί να ευνοεί τη διατήρηση υψηλών επιπέδων βιοποικιλότητας σε δασικά οικοσυστήματα και ακόμη λιγότερη έμφαση έχει δοθεί στην αναγέννηση του ποώδους ορόφου. Έτσι, γεννήθηκε η ανάγκη ανάπτυξης αποτελεσματικών μοντέλων δασικής βόσκησης.

Στη Μεσόγειο, η βόσκηση αποτελεί αναπόσπαστο συστατικό στοιχείο των οικοσυστημάτων. Παρά το γεγονός αυτό, η γνώση για τις επιδράσεις και το ρόλο της βόσκησης στη φυτοποικιλότητα των δασών της Μεσογείου και πολύ περισσότερο της Ελλάδας, είναι πολύ μικρή. Παραδοσιακές πρακτικές, όπως η εποχιακή μετακίνηση μικρών αγελάων ζώων, έχουν διατηρηθεί σε περιοχές της Ελλάδας ακόμη και σήμερα, αλλά σπανίζουν. Στα θερμόφιλα δάση δρυός, που έχουν μεγάλη οικολογική αξία, είτε ασκείται έντονη δασική βόσκηση, είτε σχεδόν καθόλου. Γι' αυτό γεννιούνται τα ερωτήματα: Ποιο είναι το αποτελεσματικό σημείο άσκησης της δασικής βόσκησης ανάμεσα σε αυτά τα δύο άκρα; Γνωρίζοντας ότι η βόσκηση έχει διαμορφώσει ιστορικά το τοπίο της Μεσογείου και της Ελλάδας, μπορεί να διερευνηθεί αν αυτό αντανακλάται στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων εκτός από την υπέργεια βλάστηση;

Σήμερα, η δυνατότητα αποκατάστασης των δασών μετά από διαταραχή αποτελεί πρόκληση στη λειτουργική και δομική διατήρηση των δασικών οικοσυστημάτων και η εδαφική τράπεζα σπερμάτων μπορεί να έχει ένα ποσοστό συμβολής. Εδώ υπεισέρχεται και το ζήτημα της εφαρμογής του αποκλεισμού από τη βόσκηση, που είναι μία τεχνική ευρείας εφαρμογής. Μία μελέτη περίπτωσης στην οποία θα εφαρμόζονταν μέθοδοι δειγματοληψίας και παρακολούθησης σε ένα δάσος υπό διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης και διαταραχής θα μπορούσε να δώσει απαντήσεις στα παραπάνω ερωτήματα.

Την περιοχή μελέτης αποτελούν εκτεταμένα υπο-Μεσογειακά μικτά δάση φυλλοβόλων δρυών κοντά στην Κόνιτσα (Ηπειρος), που υφίστανται μακροχρόνια υπερβόσκηση από μεγάλο αριθμό διαφορετικών ζωικών ειδών [μηρυκαστικά: *Dama dama* (πλατόνι), *Cervus elaphus* (ευγενής έλαφος), *Capreolus capreolus* (ζαρκάδι), *Ovis musimon* (αγριοπρόβατο), *Capra hircus cretica* (κρι-κρι) και το μη μηρυκαστικό *Sus scrofa* (αγριόχοιρος)]. Η

τοπογραφία των δασών μελέτης είναι λοφώδης προς ημι-ορεινή. Τα δάση βρίσκονται δίπλα στη γέφυρα του ποταμού Αώου στην περιοχή του Μπουραζανίου, είναι πρεμνοφυή, εντάσσονται στον ύφυγρο βιοκλιματικό όροφο, στη ζώνη των θερμόφιλων δρυών και εδράζονται πάνω σε φλύσχη, που κατά τόπους διακόπτεται από ασβεστόλιθο. Εντάσσονται στη φυτοκοινωνική ένωση των Νότιων Βαλκανίων *Verbasco glabrati-Quercetum frainetto*. Κυρίαρχο είδος είναι η *Quercus frainetto* ενώ σε αφθονία ή, κατά θέσεις, κυρίαρχα είναι και τα είδη *Quercus pubescens*, *Q. cerris* και *Q. trojana*. Συχνά απαντούν τα *Fraxinus ornus*, *Phillyrea latifolia*, *Carpinus orientalis*, *Cotinus coggygria* και *Juniperus oxycedrus*.

Η έρευνα εστιάστηκε σε μία ιδιωτική δασική έκταση περίπου 200 ha. Τα 112 ha αυτής της έκτασης διαιρέθηκαν σε 26 ha που βόσκονται από αγριόχοιρους και σε 86 ha που βόσκονται από πληθυσμούς μηρυκαστικών. Τα δάση βρίσκονταν σε κατάσταση υπερβόσκησης τα τελευταία 36 χρόνια. Άλλα 86 ha δασική έκταση προστέθηκαν στο ιδιωτικό δάσος το 2005 και ξεκίνησε η πειραματική μετακίνηση των ζώων από το υπερβοσκημένο κομμάτι προς τη νέα έκταση. Εκτός της ιδιωτικής έκτασης, η έρευνα επεκτάθηκε και στα γειτονικά σποραδικά βοσκημένα δάση, όπου όλοι οι όροφοι (στρώσεις) του δάσους είναι πολύ καλά αναπτυγμένοι.

Ο σκοπός της παρούσας έρευνας ήταν ο προσδιορισμός του κρίσιμου σημείου εφαρμογής της δασικής βόσκησης ως διαχειριστικής πρακτικής, στο οποίο η φυτική ποικιλότητα και η αναγεννητική ικανότητα της βλάστησης είναι βέλτιστες στα υπο-Μεσογειακά δασικά οικοσυστήματα. Γι' αυτό το σκοπό μελέτησα τα ακόλουθα ερωτήματα:

- Ποια είναι η χλωριδική ποικιλότητα της υπέργειας βλάστησης και ποιες οι διαφορές που παρατηρούνται υπό διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης;
- Διαθέτουν τα υπο-Μεσογειακά δάση «μνήμη» τράπεζας σπερμάτων, που αντανakλά την προηγούμενη χρήση και τις προηγούμενες συνθέσεις ειδών;
- Ποια είναι τα ποιοτικά και ποσοτικά χαρακτηριστικά της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων;
- Ποια είναι η σχέση της χλωριδικής ποικιλότητας της υπέργειας βλάστησης με τη φυτική ποικιλότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων υπό διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης;
- Σε ποιο ποσοστό η τράπεζα σπερμάτων μπορεί να προβλέψει τα χαρακτηριστικά των υπερβοσκημένων δασών δρυός;

- Ποιες είναι οι μεταβολές που παρατηρούνται με την υποβάθμιση της υπέργεια βλάστησης και, αντίστοιχα, την αύξηση της αναγεννητικής ικανότητας, σε συνθήκες βόσκησης και μη βόσκησης;
- Τι επιδράσεις έχει η βόσκηση από τα διαφορετικά ζωικά είδη (αγριόχοιρος, μηρυκαστικά);

Η ανάλυσή τους βασίστηκε στην πειραματική εφαρμογή ιεραρχικής παρακολούθησης, με σχεδιασμό nested plots για την καταγραφή των μεταβολών της βλάστησης στα διαφορετικά καθεστώτα, συμπεριλαμβανόμενου και του αποκλεισμού από τη βόσκηση.

Τα αποτελέσματα από τον προσδιορισμό των φυσικοχημικών παραμέτρων του εδάφους έδειξαν εδάφη ουδέτερα προς όξινα, βαριά αργιλοπηλώδη στις βοσκημένες περιοχές και βαριά αργιλώδη στις σποραδικά βοσκημένες περιοχές. Από τη συσχέτιση των εδαφικών παραμέτρων με την υπέργεια ξυλώδη βλάστηση προέκυψε ότι, τα δάση που βόσκονται από μηρυκαστικά συσχετίζονται με το περιεχόμενο σε ιλύ και άργιλο, με την εδαφική υγρασία και οργανική ουσία, ενώ τα δάση που βόσκονται από αγριόχοιρους συσχετίζονται θετικά με την κλίση του εδάφους. Η DCA κατάταξη των δειγματοληψιών της υπέργεια ξυλώδους βλάστησης έδειξε σαφή διαφοροποίηση των δασών που βόσκονται από τα μηρυκαστικά, των δασών που βόσκονται από τους αγριόχοιρους και των σποραδικά βοσκημένων δασών.

Η φυτοκοινωνιολογική ανάλυση της υπέργεια βλάστησης έδειξε σαφή διαφοροποίηση των δασών που βόσκονται από τα μηρυκαστικά. Σε αυτή την ανάλυση συμπεριέλαβα δεδομένα από θέσεις δασών που βόσκονται πρόσφατα και ανήκουν στη νέα δασική έκταση και από θέσεις στις οποίες εφαρμόστηκε αποκλεισμός από τη βόσκηση. Η κυριαρχία του *Helleborus odoratus* subsp. *cyclophyllus*, στον ποώδη όροφο των υπερβοσκημένων από τα μηρυκαστικά δασών, προκάλεσε τη διαφοροποίηση των συγκεκριμένων θέσεων από τις υπόλοιπες. Τα πρόσφατα βοσκημένα δάση δε διακρίθηκαν με σαφήνεια από τα σποραδικά βοσκημένα.

Τα δάση που μελέτησα διαθέτουν οικολογική μνήμη που αντανακλά το ιστορικό βόσκησης. Η εδαφική τράπεζα των δασών της περιοχής μελέτης είναι μόνιμη και η πυκνότητα των σπερμάτων είναι της τάξης των 2000 σπερμάτων/ m². Η μακροχρόνια υπερβόσκηση και ειδικά η βόσκηση από αγριόχοιρους επέφερε την ποιοτική και ποσοτική υποβάθμιση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων αυτών των δασών. Τις μεγαλύτερες τιμές πυκνότητας σπερμάτων, ανά μονάδα επιφάνειας, τις υπολόγισα για τα σποραδικά βοσκημένα δάση και τις ελάχιστες για τα δάση που βόσκονται από τους αγριόχοιρους. Η

βόσκηση και το βάθος μειώνουν σημαντικά την πυκνότητα σπερμάτων. Οι διαφορές ήταν στατιστικά σημαντικές και για την επίδραση της βόσκησης από διαφορετικό ζωικό είδος (αγριόχοιροι, μηρυκαστικά).

Το κυρίαρχο φυτικό είδος στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων είναι το *Trifolium arvense* ενώ δε βρήκα τον *Helleborus odoratus* subsp. *cyclophyllus*. Τον μικρότερο πλούτο ειδών τον κατέγραψα στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων των θέσεων που βόσκονται από αγριόχοιρους και το μεγαλύτερο στις θέσεις που βόσκονται σποραδικά. Τα περισσότερα είδη βρέθηκαν στα πρώτα 5 cm εδάφους με αναλογία 2:1, σε σχέση με την κατώτερη εδαφική στοιβάδα (5-10 cm). Ο πλούτος ειδών στις περιοχές που βόσκονται από μηρυκαστικά είναι μεγαλύτερος σε σχέση με την τράπεζα σπερμάτων των περιοχών που βόσκονται από αγριόχοιρους και μικρότερος από τον πλούτο ειδών της τράπεζας σπερμάτων των σποραδικά βοσκημένων δασών. Η βόσκηση αλλά και το βάθος επιδρούν στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων. Οι παραπάνω διαφορές στον πλούτο ειδών ήταν στατιστικά σημαντικές και για την επίδραση της βόσκησης από διαφορετικό ζωικό είδος (αγριόχοιροι, μηρυκαστικά).

Η βόσκηση δεν επηρέασε μόνο το πρότυπο κατανομής σε σχέση με τα διαφορετικά καθεστώτα, αλλά και το πρότυπο κατανομής των σπερμάτων μέσα στο έδαφος. Στις σποραδικά βοσκημένες επιφάνειες, η πλειοψηφία των σπερμάτων συγκεντρώνεται στην ανώτερη εδαφική στοιβάδα, ένα πρότυπο που αναφέρεται στην πλειοψηφία της βιβλιογραφίας. Στις υπερβοσκημένες δασικές θέσεις το πρότυπο αυτό φαίνεται να διαταράσσεται. Η βόσκηση επηρέασε την ανώτερη εδαφική στοιβάδα, ενώ δεν ανιχνεύτηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στην κατώτερη εδαφική στοιβάδα. Ωστόσο, όταν εφάρμοσα ανάλυση διακύμανσης στο ενιαίο σετ δεδομένων των πειραμάτων της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, βρήκα ότι ο διαφορετικός τύπος βόσκησης (μηρυκαστικά, αγριόχοιροι, σποραδική βόσκηση) επιδρά στον πλούτο ειδών και των δύο εδαφικών στοιβάδων.

Ο πλούτος ειδών (α-ποικιλότητα) και η β-ποικιλότητα της τράπεζας σπερμάτων, αλλά και της υπέργειας βλάστησης, μειώνεται με την επίδραση της βόσκησης. Η β-ποικιλότητα της υπέργειας βλάστησης βρέθηκε μεγαλύτερη μεταξύ υπερβοσκημένων και σποραδικά βοσκημένων θέσεων, ενώ στην εδαφική τράπεζα σπερμάτων ήταν μεγαλύτερη μεταξύ βοσκημένων θέσεων.

Η σχέση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων με την υπέργεια βλάστηση είναι φτωχή και αυτό καθιστά περιορισμένη τη δυναμική της τράπεζας σπερμάτων για αποκατάσταση. Στη

μόνιμη εδαφική τράπεζα σπερμάτων καταγράφηκαν 28 taxa, από τα οποία απουσιάζουν τα κυρίαρχα ξυλώδη taxa και πολλά δασικά είδη της υπέργειας βλάστησης. Η ομοιότητα μεταξύ υπέργειας βλάστησης και εδαφικής τράπεζας σπερμάτων μειώνεται με την επίδραση της βόσκησης. Καμία ομοιότητα με την υπέργεια βλάστηση δεν είχε η τράπεζα σπερμάτων των θέσεων που βόσκονται από αγριόχοιρους (Sørensen 0%).

Τη σχέση μεταξύ υπέργειας βλάστησης και εδαφικής τράπεζας σπερμάτων, υπό τα διαφορετικά καθεστώτα βόσκησης, τη διερεύνησα περαιτέρω με τρεις αναλύσεις: ανάλυση λογιστικής παλινδρόμησης, ανάλυση δέντρου ταξινόμησης και ανάλυση κύριων συνιστωσών (PCA κατάταξη). Από τις δύο πρώτες αναλύσεις προέκυψε σαφής διάκριση της υπέργειας βλάστησης (misclassification errors 19% και 17% αντίστοιχα). Η παρουσία των ειδών *Phillyrea latifolia*, *Euphorbia amygdaloides* και *Brachypodium sylvaticum* αποτελεί ένδειξη της σποραδικής βόσκησης, η παρουσία μόνο της *Phillyrea latifolia* δείχνει βόσκηση από αγριόχοιρους, ενώ η απουσία της δείχνει βόσκηση από μηρυκαστικά. Η PCA κατάταξη της υπέργειας βλάστησης έδειξε διαβάθμιση της έντασης της βόσκησης από τις επιφάνειες βόσκησης μηρυκαστικών προς τις επιφάνειες σποραδικής βόσκησης. Από τις αντίστοιχες αναλύσεις για την εδαφική τράπεζα σπερμάτων δεν ανιχνεύθηκε σαφής δομή.

Με πιο λεπτομερή ανάλυση της ποώδους τράπεζας σπερμάτων βρήκα και πάλι ότι η πλειοψηφία των σπερμάτων βρίσκεται στις ανώτερες εδαφικές στοιβάδες, οι οποίες επηρεάζονται από τη βόσκηση και συγκεκριμένα ο πλούτος ειδών και η πυκνότητα σπερμάτων των ποωδών ειδών μειώνονται σημαντικά από την επίδραση της βόσκησης. Πραγματοποίησα στατιστικούς ελέγχους για να ανιχνεύσω πιθανές διαφορές σε λειτουργικά χαρακτηριστικά (μέσο διασποράς, στρατηγική επιβίωσης) της ποώδους τράπεζας σπερμάτων. Η μακροχρόνια υπερβόσκηση μείωσε τον πλούτο ειδών και την πυκνότητα σπερμάτων των μη διαταραχόφιλων ειδών και ειδικά των τυπικών δασικών ποών, καθώς και των ζώχωρων ειδών. Τα διαταραχόφιλα και διαδεδομένα με φυσικούς μηχανισμούς (κυρίως ανεμόχωρα) είδη δεν επηρεάστηκαν από τη βόσκηση. Επομένως, οι φυτοκοινότητες που θα μπορούσαν να προκύψουν από την εδαφική τράπεζα σπερμάτων θα διαφέρουν από την υπέργεια βλάστηση των σποραδικά βοσκημένων μη διαταραγμένων δασών. Μετά τη διακοπή της βόσκησης, η μόνιμη ποώδης τράπεζα σπερμάτων δε θα είναι επαρκής για αποκατάσταση του ποώδους ορόφου που στα υπερβοσκημένα δάση της έρευνάς μου έχει σχεδόν εκλείψει.

Όταν διερεύνησα τις μεταβολές της υπέργεια βλάστησης των δασών διαχρονικά, με βάση τα διαφορετικά στάδια διαταραχής (υπερβόσκηση, αποκλεισμός από τη βόσκηση και άρα διαδοχή, σποραδική βόσκηση σε μη διαταραγμένα δάση), χρησιμοποιώντας δεδομένα έξι ετών, κατέγραψα μεγάλες διαφορές στη φυτική ποικιλότητα των δασών. Οι διαρκώς υπερβοσκημένες περιοχές είναι οι φτωχότερες σε είδη, ενώ οι περιοχές υπό διαδοχή και οι μη διαταραγμένες περιοχές είναι οι πλουσιότερες. Η χρονική μεταβολή των ειδών (το χρονικό ανάλογο της β-ποικιλότητας στη χωρική της διάσταση) δε διέφερε σημαντικά μεταξύ των περιοχών της διαδοχής και των μη διαταραγμένων περιοχών (τιμές δείκτη χρονικής μεταβολής 49.4% και 45.7% αντίστοιχα). Στις υπερβοσκημένες επιφάνειες η χρονική μεταβολή ήταν μικρή ή ακόμη και μηδενική (στις περιπτώσεις κυριαρχίας του *Helleborus odorus* subsp. *cyclophyllus* στον ποώδη όροφο). Η υπερβόσκηση ως διαταραχή μείωσε τη φυτική ποικιλότητα και διαχρονικά.

Από τη σύγκριση της χωρικής με τη χρονική μεταβολή των ειδών προέκυψε ότι στο συγκεκριμένο οικοσύστημα εφαρμόζεται η υποκατάστατη του χώρου από το χρόνο. Είδη που απαντούν σε πολλές επιφάνειες δειγματοληψίας απαντούν και σε πολλά έτη. Η ανομοιότητα στη σύνθεση των ειδών αυξάνεται όσο αυξάνεται η απόσταση μεταξύ δύο παρατηρήσεων, όπως και στην περίπτωση της μείωσης της ομοιότητας με την απόσταση (distance decay). Η χρονική μεταβολή από έτος σε έτος σε μία θέση μειώνεται με την επίδραση της υπερβόσκησης, ενώ χωρίς την επίδραση αυτή είναι μεγάλη. Η στοχαστικότητα φαίνεται να είναι η κινητήρια δύναμη στη διαμόρφωση των κοινοτήτων των δασών της έρευνας. Το γεγονός ότι το 1/2 του συνολικού πλούτου ειδών εκπροσωπείται από τη χρονική μεταβολή των ειδών για όλη την περίοδο έρευνας, συνάδει με τη διαπίστωση ότι η εκτίμηση της ποικιλότητας που βασίζεται σε παρατηρήσεις ενός μόνο έτους, μπορεί να υποτιμήσει τον πλούτο των ειδών σε μεγάλο βαθμό.

Η χρησιμότητα της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων στην αποκατάσταση των μακροχρόνια υπερβοσκημένων δασών δρυός της παρούσας έρευνας δε θα πρέπει να προσεγγίζεται μονοδιάστατα. Παρά το περιορισμένο δυναμικό της η τράπεζα σπερμάτων μπορεί να συνεισφέρει συμπληρωματικά με άλλες μεθόδους στην αποκατάσταση, όπως για παράδειγμα με κάποιο χειρισμό των εδαφών ή με σπορά ορισμένων θεμελιωδών ειδών. Ωστόσο, αυτό προϋποθέτει λεπτομερέστερη έρευνα σε επίπεδο ειδών και όχι σε επίπεδο «δεξαμενής ειδών». Η έρευνα σε επίπεδο «δεξαμενής ειδών» πραγματοποιήθηκε μέσα από αυτή τη διατριβή, και ταυτόχρονα τέθηκαν οι βάσεις για τη διερεύνηση σε επίπεδο ειδών. Οι ιδιότητες (π.χ. η φυτρωτική ικανότητα στο πεδίο) θεμελιωδών ειδών, όπως τα τυπικά

δασικά ποώδη είδη, μπορούν να εξεταστούν σε σχέση με μικροοικοτοπικές συνθήκες και διαφορετικούς χειρισμούς. Είναι σημαντικό να συνεχιστεί η παρακολούθηση της υποβάθμισης της βλάστησης στη νέα πρόσφατα βοσκημένη έκταση για να προσδιοριστεί το κρίσιμο σημείο υποβάθμισης από το οποίο το οικοσύστημα δεν μπορεί να επανέλθει φυσικά. Τα σποραδικά βοσκημένα δάση από μικρές αγέλες ζώων διατηρούν καλή κατάσταση στη δομή τους, καλή αναγεννητική ικανότητα και υψηλή φυτική ποικιλότητα.

9.2 Summary

Grazing impacts have been studied in detail mainly in herbaceous communities but in less detail in forest ones. The past abandonment of wood pasture is a questionable matter as it was implemented in favor of forest regeneration mainly through the revegetation of the dominant species of the canopy layer. Less attention has therefore been given to the role of grazing as a management practice which can favor the conservation of high biodiversity levels in forest ecosystems and even less attention has been given to the regeneration of the forest herb layer. This way the need to develop effective models of wood pasture rose.

In the Mediterranean basin, grazing is an integral component of the ecosystems. Despite this fact, the knowledge of the impacts and the role of grazing on the plant diversity of the Mediterranean and especially of Greece is very poor. Traditional practices, such as the seasonal movement of small animal herds, have been maintained in regions of Greece even nowadays, but on rare occasions. In the thermophilous oak forests which are of high ecological value, grazing is exercised either intensively or almost not at all. Thus, the following questions emerge: Which is the most effective point of wood pasture practice between these two extremes? Knowing that grazing has historically formed the Mediterranean and Greek landscape, is it possible to examine whether this is reflected in the soil seed bank apart from the above-ground vegetation?

Nowadays, the forests restoration potential after disturbance is challenging in the functional and structural conservation of forest ecosystems and the soil seed bank may partly make a positive contribution. The matter of grazing exclusion widely practiced also has an impact. A case study in which sampling and monitoring methods would be implemented in a forest under different grazing regimes and disturbance may be able to give answers to the questions above.

The study area is covered by extensive sub-Mediterranean mixed deciduous oak forests near Konitsa (Epirus), which undergo long-term overgrazing by a large number of different animal species [ruminants: *Dama dama* (deer), *Cervus elaphus* (elk), *Capreolus capreolus* (roe deer), *Ovis musimon* (wild sheep), *Capra hircus cretica* (Cretan goat) and non-ruminants *Sus scrofa* (wild boar)]. The topography is hilly to mountainous and the forests are situated next to the river Aaos Bridge in the Bourazani area. The forests are coppiced, classified to the sub-humid bioclimatic zone and the zone of thermophilous oaks. They cover flysch locally substituted by limestone and they belong to the South Balkan association *Verbasco glabrati-Quercetum frainetto*. The dominant species is *Quercus*

frainetto while abundant or co-dominant is *Quercus pubescens*, *Q. cerris* and *Q. trojana*. Common species are *Fraxinus ornus*, *Phillyrea latifolia*, *Carpinus orientalis*, *Cotinus coggygria* and *Juniperus oxycedrus*.

My research took mainly place in a private forest area about 200 ha. The 112 ha of this area are divided in 26 ha grazed by wild boar and in 86 ha grazed by ruminants populations. As a result the forests became overgrazed. In the adjacent sporadically grazed forests all layers are well developed. Another forest area of 86 ha was added to the private forest in 2005 and the experimental movement of animals started from the overgrazed area to the new private area. My research was extended in the sporadically grazed forests apart from the private area.

The goal of the present research was to determine the critical point at which the wood pasture can be practiced as a management tool so that plant diversity and the regenerative ability of vegetation are optimal in these sub-Mediterranean forest ecosystems. For this purpose I studied the following questions: which is the floristic diversity of the above-ground vegetation and what are the differences observed under the different grazing regimes? Do the studied sub-Mediterranean forests possess a seed bank “memory” which reflects the past land use and the species composition of the past? Which are the qualitative and quantitative features of the soil seed bank? Which is the relation between the floristic diversity of the above-ground vegetation and the soil seed bank flora under the different grazing regimes? In what level can the soil seed bank predict the characteristics of the overgrazed oak forests? What are the changes observed with the degradation of the above-ground vegetation and respectively the increase in the regenerative ability in overgrazing and sporadically grazing conditions? What is the impact of the grazing by the different animal species (ruminants and wild boar)? The analysis of the questions above is based on an experimental implementation of hierarchical monitoring with nested plots designed to record the vegetation changes under the different grazing regimes including the grazing exclusion.

The results from the determination of the physicochemical soil parameters showed that the soils are neutral to acidic, heavy clay-loamy in the overgrazed areas to loamy in the sporadically grazed areas. The correlation between the soil parameters and the above-ground vegetation revealed that the ruminants' grazed forests are correlated with the loam and clay content, the water content and the organic matter, while the boar grazed forests are correlated with the slope. DCA ordination of above-ground vegetation plots showed

that the ruminant grazed, the boar grazed and the sporadically grazed forests are clearly differentiated.

The phytosociological analysis of the above-ground vegetation revealed a clear differentiation of the ruminant grazed forests. In this analysis I included data from forest sites which are recently grazed and belong to the new private forest area and forest sites which were excluded from grazing. The dominance of *Helleborus odorus* subsp. *cyclophyllus* in the herb layer of the ruminant overgrazed forests caused this differentiation. The recently grazed forests were not differentiated from the sporadically grazed ones.

The forests I studied possess an ecological memory which reflects their grazing history. The soil seed bank of the study area is persistent and the seeds density reaches the levels of 2000 seeds/m². The long-term overgrazing and especially the wild boar grazing caused the qualitative and quantitative degradation of the soil seed bank of these forests. I calculated the higher values of seeds density per area unit in the sporadically grazed forests and the minimum ones in the wild boar grazed forests. Both grazing and soil depth significantly reduced the seed density. These differences were statistically significant regarding the impact of different animal species grazing (ruminants, wild boar).

The dominant plant species in the soil seed bank is *Trifolium arvense* while I did not find *Helleborus odorus* subsp. *cyclophyllus*. I recorded lower species richness in the soil seed bank of the sites grazed by the wild boar and the highest species richness in the sporadically grazed sites. The majority of species were found in the upper 5 cm of soil with a 2:1 ratio in relation to the deeper soil layer (5-10 cm). Species richness in the ruminant grazed seed bank is higher than the species richness in the boar grazed seed bank and lower than the richness in the sporadically grazed seed bank. Both grazing and soil depth influenced the seed bank species richness. The above differences were also significant regarding the impact of different animal species grazing (ruminants and wild boar).

The grazing did not affect only the horizontal distribution pattern of the soil seed bank related to the different grazing regimes but also the vertical pattern of seeds distribution in the soil. In the sporadically grazed sites the majority of seeds are concentrated in the upper soil layer, a pattern commonly mentioned in literature. In the overgrazed forest sites this pattern seems to be disturbed. Grazing affected the upper soil layer while statistically significant differences were not detected in the deeper soil layers. However when I applied analysis of variance in the total data set of the seed bank experiments I found that the

different animal species grazing (ruminants, wild boar and sporadically grazing) affects species richness of both soil layers.

Species richness (a-diversity) and b-diversity of the soil seed bank and of the above-ground vegetation diminished with the impact of grazing. I found that the b-diversity of the above-ground vegetation was higher between the overgrazed and the sporadically grazed sites, while in the soil seed bank it was higher among the overgrazed sites.

The relation between the above-ground vegetation and the soil seed bank is poor and this fact makes the potential for restoration of the soil seed bank limited. In the persistent soil seed bank 28 taxa were recorded, from which the dominant woody taxa and many typical forest taxa of the above-ground vegetation were absent. The similarity between the above-ground vegetation and the soil seed bank decreases with grazing. No similarity with the above-ground vegetation was recorded for the boar grazed seed bank (Sørensen 0%).

I examined further the relationship between the above-ground vegetation and the soil seed bank flora applying three analyses: logistic regression analysis, tree classification analysis and principal components analysis (PCA ordination). The two first analyses revealed clear differentiation for the above ground vegetation (misclassification errors 19% and 17% respectively). The presence of *Phillyrea latifolia*, *Euphorbia amygdaloides* and *Brachypodium sylvaticum* indicates the sporadic grazing, the presence of only *Phillyrea latifolia* indicates the boar grazing and its absence indicates the ruminants grazing. PCA ordination of the above-ground vegetation showed a gradient of grazing intensity from the ruminants grazed plots to the sporadically grazed plots. The respective analyses for the soil seed bank did not reveal a clear structure.

Analyzing in more detail the herb seed bank I found that the majority of seeds are present as well in the upper soil layer, which is affected by grazing, and specifically the species richness and the seeds density of the herb taxa are significantly reduced by grazing. I applied statistical tests to detect possible differences in functional features (dispersal mode, life strategy) of the herb seed bank. The long-term overgrazing reduced the species richness and the seed density of the non-ruderal species and especially the typical forest herbs, as well as of the animal-dispersed species. The ruderal and physically-dispersed (mainly wind-dispersed) species were not affected by grazing. The plant communities which could arise from the soil seed bank would thus be different from the above-ground vegetation of the sporadically grazed undisturbed forests. The persistent herb seed bank

would be insufficient to restore the almost vanished herb layer of the overgrazed forests after cessation of grazing.

When I examined the changes in the above-ground vegetation over time, based on different stages of disturbance (overgrazing, grazing enclosure and thus succession, sporadic grazing in undisturbed forests) and using data from six years, I recorded noticeable differences in the plant diversity of the forests. The continuously overgrazed forests are poorer in species while the sites under succession and the undisturbed sites are richer. The temporal turnover of species (the temporal analogue of the spatial aspect of β -diversity) did not differ significantly between the successional and the sporadically grazed plots (values of the temporal turnover index 49.4% and 45.7% respectively). In the overgrazed plots the temporal turnover was low or even zero (in the cases of *Helleborus odorus* subsp. *cyclophyllus* dominance). The disturbance caused by overgrazing reduced plant diversity in time.

By comparing of the spatial turnover with the temporal turnover of species the space for time substitution was found to be applicable in the studied ecosystem. Species present in many plots are also present in many years. The dissimilarity in species composition increases as the distance between two observations increases similarly to the case of distance decay. The between-year temporal turnover within a plot decreases with overgrazing while without its impact this turnover is high. Stochasticity seems to be the driving force in shaping the forest communities of this study. The fact that almost half of the accumulated species richness is explained as species temporal turnover for the period over the total period of study, corresponds/ is in line with the assumption that the diversity assessment of only one year may greatly underestimate the species richness.

The usefulness of the soil seed bank in restoring the long-term overgrazed oak forests of the present study should not be approached one-dimensionally. Despite its limited restoration potential, the soil seed bank could contribute to restoration if combined with other methods, for instance soil treatments or targeted species seeding. However, this requires detailed research at species level and not only at “species pool” level. The latter was examined in this thesis and simultaneously the basis for the examination of the former was set. The features (e.g. the germinability in the field) of target species such as the typical forest herbs could be examined in relation to microhabitat conditions and different treatments. It is important that the monitoring of the vegetation degradation in the recently grazed new private forest area is continued in order to detect the critical point after which

the ecosystem cannot recover naturally. The forests sporadically grazed by small herds maintain their structure, good regenerative ability and high plant diversity.

9.3 Zusammenfassung

Die Weideauswirkungen sind untersucht in aller Ausführlichkeit in Kräutergesellschaften doch weniger in Wäldergesellschaften. Das Weideverbot in Wälder, in der Vergangenheit, ist eine zweifelhafte Frage weil es für die Regeneration der Wäldern hauptsächlich durch Wiederbewachsung der dominanten Arten im Baumschicht, durchgeführt ist. Deswegen hat weniger Beachtung geschenkt in die Weiderolle als Bewirtschaftung die die Pflege auf höherer Biodiversitätsniveau in Waldökosystemen begünstigen kann und wenigerer Nachdruck in die Regeneration des Krautschichts verleiht hat. So entstand das Bedürfnis der wirksamen Modellentwicklung für Waldweide.

Im Mittelmeer, ist die Weide ein untrennbarer Bestandteil der Ökosysteme. Dennoch ist die Kenntnis für die Einflüsse und die Rolle der Weide auf die Pflanzendiversität der Wälder des Mittelmeers und viel mehr Griechenlands sehr wenig. Traditionelle Nutzenwendungen als die saisonale Bewegung kleiner Herden sind aufrechterhalten in griechische Regionen doch heute aber selten. In der thermophilen Eichenwälder, die große ökologische Wert haben, ist intensive Waldweide geübt oder kaum nichts geübt ist. Dafür sind die Frage aufwerfen: was ist die wirksame Punkt der Waldweideanwendung zwischen diesen zwei Extreme? Die Weide hat gebildet die historische Landschaft des Mittelmeers und Griechenlands, dann kann es untersucht werden ob dieses in der Samenbank außer der oberirdischen Vegetation reflektiert ist?

Heute, die Möglichkeit für Waldrekultivierung nach der Störung ist eine Herausforderung zum funktionellen und strukturellen Waldschutz und die Samenbank kann Beitrag haben. Hier eingeht auch die Sache der Anwendung der Weideexklusion die eine Praxis mit breiter Anwendung ist. Eine Gehäuseuntersuchung in die Monitorings- und Probenahmemethoden, die in einem Wald unter verschiedenen Weideregime und Störungen geübt würde, dann könnte die Antworten auf diese Fragen geben.

Die Untersuchungsregion besteht aus extensiven sub-Mittelmeerischen Eichenlaubmischwäldern in der Nähe der Stadt Konitsa (Epirus) unter lange andauernden Überbeweidung von großen Populationen verschiedener Tierarten [Wiederkäuer: *Dama dama*, *Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus*, *Ovis musimon*, *Capra hircus cretica* und nicht Wiederkäuer Tiere *Sus Scrofa* (Wildschwein)]. Die Topografie der Wälder ist hügelig bis gebirgig und sie befinden sich neben der Brücke des Flusses Aous in der Bourazani Region. Die Wälder sind Niederwälder, gehören zu der subhumiden bioklimatischen Zone und der thermophilen Eichenwälder Zone und gründen auf Flysch und stellenweise die

beim Kalkstein unterbrochen sind. Sie gehören zur Verband des Sub-Balkanhalbinsel Verbasco glabrati-Quercetum frainetto. Die Dominant Art ist *Quercus frainetto* und üppig oder auch dominant sind die Arten *Quercus pubescens*, *Q. cerris*, und *Q. trojana*. Gewöhnlich sind die *Fraxinus ornus*, *Phillyrea latifolia*, *Carpinus orientalis*, *Cotinus coggygria* und *Juniperus oxycedrus*.

Die Untersuchung konzentriert in einem privaten Waldgebiet ungefähr 200 ha. 112 ha dieses Gebietes sind in 26 ha. die von Wildschwein geweidet werden und 86 ha. die von Wiederkäuerpopulationen geweidet werden geteilt. Infolge, sind die Wälder überbeweidet. In den benachbarten sporadisch beweideten Wäldern sind die Schichten sehr gut entwickelt. Andere 85 ha Waldgebietes waren im Privatwaldgebiet in 2005 hinzugefügt und die experimentelle Tierversetzung vom überbeweideten Gebiet zu der neuen Privatwald. Außerhalb des privaten Gebietes war die Untersuchung in den sporadisch beweideten Wäldern erweitert.

Das Ziel dieser Untersuchung war die Bestimmung des Punktes für die Waldweideanwendung als Bewirtschaftung, wo die Pflanzendivesität und die Regenerationskapazität der Vegetation am besten in diesen sub-Mediterranean Waldökosystemen sind. Für dieses Ziel, habe ich die folgende Fragen untersucht: Was ist die floristische Diversität von der oberirdischen Vegetation und welche Untersuchungen unter verschiedene Weideregime beobachtet sind? Haben diese Wälder ‚Gedächtnis‘ als Samenbank die die frühere Gebräuche und Artenzusammenfassungen reflektiert? Welche sind die qualitative und quantitative Merkmale der Samenbank? Welche ist die Beziehung der Zusammensetzungen der oberirdischen Vegetation mit der Pflanzendiversität der Samenbank unter verschiedenen Weideregime? In welchem Prozent kann die Samenbank die Merkmale der überbeweideten Eichenwälder vorsehen? Welche sind die beobachteten Änderungen unter der Störung der oberirdischen Vegetation und entsprechenden Erhöhung der Regenerationskapazität unter Überbeweidung und keiner Beweidung? Welche Auswirkungen hat die Weide verschiedener Tiere (Wildschwein, Wiederkäuer)? Die Analyse verlässt sich auf experimentelle Anwendung hierarchisches Monitoring mit Entwurf Nestflächen für das Verzeichnis der Vegetationsänderungen in verschiedenen Regime einschließlich die Weideexklusion.

Die Ergebnisse der Bestimmung der physicochemicalen Bodenparameters entdeckten Boden neutral bis säurehaltig, schwer tonartig-lehmige in der überbeweideten Regionen und schwer tonartigen in der sporadisch beweidet Regionen. Die Korrelation der

edaphischen Parameter/ Bodenparameter mit der oberirdischen holzartigen Vegetation entdeckt dass die Wiederkäuerbeweideten Wälder mit Lehm und Ton, Bodenfeuchte und organischer Substanz zusammengehörig sind, obwohl die Wildschweinüberbeweideten Wälder mit der Hangneigung zusammengehörig sind. Die DCA Ordination der oberirdischen holzartigen Vegetationsprobestellen produziert klare Unterscheidungen der Wiederkäuer-, Wildschwein-, und sporadisch beweideten Wäldern.

Die pflanzensoziologische Analyse der oberirdischen Vegetation entdeckt klare Unterscheidungen der wiederkäuerbeweideten Wälder. In diesen Analysen, habe ich die Daten der Waldorten, die kürzlich beweideten sind, einbezogen und die zu den neuen Waldgebiet gehören und der Waldorten die Weideexklusion haben. Die Dominanz von *Helleborus odoratus* subsp. *cyclophyllus* in Krautschicht der wiederkäuerüberbeweideten Wäldern verursacht die Differentiation dieser Orten von den anderen Orten. Die kürzlich beweidete Wälder waren nicht klar differenziert von den sporadisch beweideten Wäldern. Die Wälder, die ich untersucht habe, haben ökologische ‚Gedächtnis‘ dass die Weidegeschichte reflektiert. Die Samenbank der Wälder im Untersuchungsgebiet ist ständig und die Samenabundanz ist der Klassen von 2000 Samen/ m². Die längerfristige Überbeweidung und speziell die Wildschweinweide herbeiführt der qualitativen und quantitativen Degradierung der Samenbank dieser Wälder. Ich habe berechnet die höhere Werte der Samenabundanz pro Flächeneinheit für die sporadisch beweidete Wälder und die Minimal für die wildschweinbeweidete Wälder. Die Beweidung und die Bodentiefe reduzieren bedeutend die Samenbankabundanz. Die Unterschiede waren statistisch signifikant auch für die Weideauswirkung verschiedener Weidetiere (Wildschwein, Wiederkäuer).

Die dominante Pflanzenart in die Samenbank ist *Trifolium arvense*, doch fand ich keine Samen von *Helleborus odoratus* subsp. *cyclophyllus*. Der niedrigerer Artenreichtum habe ich in der Samenbank der wildschweinbeweideten Orten aufgenommen und die Höchste in die sporadisch beweideten orten. Die meisten Arten waren gefunden in der ersten 5 cm der Bodentiefe mit Verhältnis 2:1 im Vergleich zu der tiefgründigen Bodentiefe (5-10 cm). Der Artenreichtum in die wiederkäuerbeweideten Orten ist größer als der Reichtum in der Samenbank der wildschweinbeweideten Orten und kleinerer von der Artenreichtum der Samenbank von der sporadisch beweideten Orten. Die Beweidung als auch das Bodentiefe beeinflussen die Samenbank. Diese Unterschiede in dem Artenreichtum waren statistisch

signifikant als auch für die Weideauswirkungen verschiedener Tiere (Wildschwein, Wiederkäuer).

Die Beweidung beeinflusst nicht nur das horizontal Verbreitungsbild unter den verschiedenen Weideregime aber auch das vertikal Verbreitungsbild der Samen im Boden. In die sporadisch beweideten Fläche die Stimmenmehrheit der Samen ist ansammelt in die oberer Bodentiefe, ein Verbreitungsbild dass in der Bibliografie aufführt ist. In den überbeweideten Orten ist dieses Bild zerstört. Die Beweidung beeinflusst die obenere Bodentiefe obwohl statistisch bedeutende Unterschiede in die tiefgründige Bodentiefe nachweisbar waren. Als ich Varianzanalyse für die totale Datenbank der dreien Samenbankexperimenten anwendet habe, fand ich dass die verschiedene Weidetyp (Wiederkäuer-, Wildschwein-, sporadische Beweidung) den Reichtum in beiden Bodentiefen beeinflusst.

Der Artenreichtum (a-Diversität) und die b-Diversität der Samenbank als auch der oberirdischen Vegetation sind reduziert bei der Weideauswirkung. Die b-Diversität der oberirdischen Vegetation war größer zwischen überbeweidet und sporadisch beweidet Orten, obwohl die b-Diversität in die Samenbank war grosser inzwischen überbeweideten Orten.

Die Relation der Samenbank mit der oberirdischen Vegetation ist klein und deswegen ist das Potential der Samenbank für Restauration beschränkt. In der persistenten Samenbank 28 Arten resistriert sind, von diesen die dominante holzartige Arten und viele Waldarten der oberirdischen Vegetation abwesend sind. Die Similarität zwischen oberirdischen Vegetation und Samenbank reduziert mit Weidebeeinfluss. Keine Similarität mit der oberirdischen Vegetation hatte die Samenbank der wildschweimbeweideten Orten (Sørensen Ähnlichkeitsindex 0%).

Ich habe die Relation zwischen oberirdischen Vegetation und Samenbank unter den verschiedenen Weideregimen weiter mit dreien Analysen untersucht: logistische Regression Analyse, Klassifikation Baum Analyse und Hauptkomponente Analyse (PCA Ordination). Die zweie erste Analysen gaben klar Differenzierung der oberirdischen Vegetation (entsprechende Missklassifikationfehler 19% und 17%). Die Präsenz von *Phillyrea latifolia*, *Euphorbia amygdaloides* und *Brachypodium sylvaticum* zeigt die sporadische Beweidung, die isolierte Präsenz von *Phillyrea latifolia* zeigt die Wildschweinweide und die Abwesenheit von *Phillyrea latifolia* zeigt die Wiederkäuerweide. Die PCA Ordination der oberirdischen Vegetation zeigt den Gradient

der Weideintensität von der Wiederkäuerweidefläche zu den Sporadischeweidefläche. Die entsprechenden Analysen für die Samenbank zeigten keine klare Struktur.

Mit ausführlicherer Analyse der Krautsamenbank fand ich auch dass die Mehrheit der Samen ist in die obenere Bodentiefe die sind von der Beweidung beeinflusst und konkret der Artenreichtum und die Samenbankabundanz der Krautarten reduziert signifikant bei der Weideeinfluss. Ich machte statistische Analysen zu finden potenzielle Unterschiede in funktionelle Merkmale (Verbreitungsmittel, Lebensstrategie) der Krautsamenbank. Die längerfristige Überbeweidung reduziert den Artenreichtum und die Samenabundanz der nicht ruderalen Arten und spezifisch der typischen Waldkrautarten als auch der tierverbreitete Arten. Die ruderalen und verdriftete (verbreitete bei Verdriftung) (hauptsächlich windverbreitete) Arten waren nicht beeinflusst bei der Weide. Folglich, die Pflanzengesellschaften die gehen hervor der Samenbank könnten verschieden von der oberirdischen Vegetation der sporadisch beweideten ungetrübten Wälder sein. Nach dem Weideabbruch, wird die persistente Krautsamenbank nicht genügend für die Restauration des Krautschichts, das in die überbeweideten Wälder dieser Untersuchung ist fast verschwindet.

Als ich die zeitliche Veränderungen der oberirdischen Waldvegetation unter verschiedenen Störstufen versucht habe (Überbeweidung, Weideexklusion deswegen Sukzession, sporadische Weide in ungetrübten Wäldern), gebrauchte ich sechsjährigen Daten und registrierte ich große Unterschiede in der Pflanzendiversität der Wälder. Die ständig überbeweideten Orte sind artenärmer doch die Sukzessionsorte und die ungetrübten Orte sind teurer. Die zeitliche Umsatz der Arten (die zeitliche entsprechende β -Diversität) unterscheidet sich nicht signifikant zwischen den Sukzessionsorten und den ungetrübten Orten (entsprechende Werte der Index für zeitliche Umsatz 49.4% und 45.7%). In der überbeweideten Fläche war der zeitliche Umsatz klein oder null (in Fällen der Dominanz von *Helleborus odorus* subsp. *cyclophyllus* im Krautschicht). Die Weidestörung reduziert die Pflanzendiversität zeitlich.

Von der Zusammenhaltung der räumlichen Umsatz mit der zeitlichen Umsatz der Arten geht es hervor dass in diesem Ökosystem angewendet ist die Substitution des Raums von Zeit. Die Arten die anwesend in vielen Flächen sind auch anwesend in vielen Jahren sind. Die Ungleichheit in Artenzusammensetzung erhöht sich wie die Distanz zwischen zwei Beobachtungen sich erhöht, als in der Fall von distance decay. Die zeitliche Umsatz von Jahr zu Jahr in einen Ort reduziert mit dem Überbeweidungseinfluss doch ohne diesen

Einfluss ist es groß. Die Stochastik ist wahrscheinlich den Trieb in die Formung der Gesellschaften in die Wälder der Untersuchung. Das Ereignis dass das ein Zweites des speicherndes Artenreichtums entsprechend mit den zeitlichen Umsatz der Arten für die ganze Untersuchungsperiode ist, steht im Einklang mit der Voraussetzung dass die Diversitätsbestimmung die nur auf einjährigen Beobachtungen sich verlässt, könnte groß den Artenreichtum unterschätzen.

Die Nutzbarkeit der Samenbank für Restauration der längerfristige überbeweideten Eichenwäldern dieser Untersuchung muss nicht einseitig behandelt. Gegen das bedingte Potenzial, die Samenbank kann beitragen zusätzlich mit anderen Methoden in Restauration, beispielsweise mit Bodenbehandlung oder mit Saat spezifischen Zielarten. Obwohl dies detaillierte Untersuchung in Artenniveau und nicht in „Artenlache“ bedürft. Das Letzte war bei diesem Thesis untersucht, und gleichzeitig die Grundlagen für die Untersuchung des Erstes gelegt werden hatten. Die Eigenschaften (zum Beispiel die Keimfähigkeit in Freiland) fundamentalen Arten als die typischen Waldkrautarten konnte examiniert werden in Zusammenehaltung mit den Verhältnissen des Kleinstandorts und mit verschiedenen Behandlungen. Die andauernd Monitoring der Vegetationsstörung ist signifikant in dem neuen kürzlich beweideten Waldgebiet für die Determination des Schwerpunkts, in dem die Ökosystem nicht zurückgewinnen kann. Die sporadisch beweideten Wälder von kleinen Herden konservieren gute Struktur, hohe Regenerationskapazität und hohe Pflanzendiversität.

Αναφορές

References

1. Ξενόγλωσση/ διεθνής βιβλιογραφία

- Abensperg-Traun, M., Atkins, L., Hobbs, R., Steven D.E. 1998. Exotic plant invasion and understorey species richness: a comparison of two types of eucalypt woodland in agricultural Western Australia. *Pacific Conservation Biology* 4: 21-32
- Adams, L.W., VanDruff, L.W., Luniak, M. 2005. Managing urban habitats and wildlife. In: Braun, C.E., (ed.), *Techniques for Wildlife Investigations and Management*, sixth edition, pp. 714–739, The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA
- Adler, P.B. 2004. Neutral fail models to reproduce observed species-area and species-time relationships in Kansas grasslands. *Ecology* 85(5): 1265-1272
- Adler, P.B., White, E.P., Lauenroth, W.K., Kaufman, D.M., Rassweiler, A., Rusak, J.A. 2005. Evidence for a general species-time-area relationship. *Ecology* 86(8): 2032-2039
- Alarcón, R., Waser, N.M., Ollerton, J. 2008. Year-to-year variation in the topology of a plant-pollinator interaction network. *Oikos* 117(12): 1796-1807
- Alrababah, M.A., Alhamad, M.A., Suwaileh, A., Al-Gharaibeh, M. 2007. Biodiversity of semi-arid Mediterranean grasslands: Impact of grazing and afforestation. *Applied Vegetation Science* 10(2): 257-264
- Allen, E.A., Chambers, J.C., Nowak, R.S. 2008. Effects of a spring prescribed burn on the soil seed bank in sagebrush steppe exhibiting Pinyon-Juniper expansion. *Western North American Naturalist* 68(3): 265-277
- Allen, E.A., Nowak, R.S. 2008. Effect of the Pinyon-Juniper tree cover on the soil seed bank. *Rangeland Ecology Management* 61: 63-73
- Amiaud, B., Touzard, B. 2004. The relationships between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in old embanked marshlands of Western France. *Flora* 199: 25-35
- Andreu, V., Imeson, A.C., Rubio, J.L. 2001. Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest, *CATENA* 44(1): 69-84
- Argaw, M., Teketay, D., Olsson, M. 1999. Soil seed flora, germination and regeneration pattern of woody species in an Acacia woodland of the Rift Valley in Ethiopia. *Journal of Arid Environments* 43: 411-435.
- Aronne, G., Wilcock, C.C. 1994. First evidence of myrmecochory in fleshy-fruited shrubs of the Mediterranean region. *New Phytologist* 127: 781-788
- Ashton, P.M.S., Harris, P.G., Thadani, R. 1998. Soil seed bank dynamics in relation to topographic position of a mixed-deciduous forest in southern New England, USA. *Forest Ecology and Management* 111(1): 15-22
- Bagnouls, F., Gaussen, F. 1953. Saison sèche et indice xérothermique. *Docum. Pour les Cartes des Prod. Veget. Serie: Generalité* 1: 1-49
- Baker, H.G. 1989. Some aspects of the natural history of seed banks. In: Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson R.L. (eds.), *Ecology of Soil Seed Bank*, pp. 9-24, Academic Press, San Diego
- Bakker, J.P., Ruyter, J.C. 1981. Effects of five years of grazing on a salt-marsh vegetation - A study with sequential mapping. *Vegetatio* 44 (2): 81-100

- Bakker, J.P., Dijkstra, M., Russchen, P.T. 1985. Dispersal, germination and early establishment of halophytes and glycophytes on a grazed and abandoned salt marsh gradient. *New Phytologist*, 101: 291-308
- Bakker, J.P., de Vries, Y. 1992. Germination and early establishment of lower salt-marsh species in grazed and mown salt marsh. *Journal of Vegetation Science* 3: 247-252
- Bakker, J.P., Olf, H., Willems, J.H., Zobel, M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* 7: 147-156
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M., Thompson, K. 1996. Seed bank and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45(4): 461-490
- Barrett, M.A., Stiling, P. 2006. Effects of herbivory on forest communities in the lower Florida Keys. *Biological Conservation* 129:100-108
- Baskin, C.C., Baskin, J.M. 1998. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, San Diego, CA
- Beattie, A.J., Lyons, N. 1975. Seed dispersal in *Viola* (Violaceae): adaptation and strategies. *American Journal of Botany* 62(7): 714-722
- Beatty, S.W. 1991. Colonization Dynamics in a Mosaic Landscape: The Buried Seed Pool. *Journal of Biogeography* 18(5): 553-563
- Beddows, A.R. 1959. *Dactylis glomerata* L. *Journal of Ecology* 47(1): 223-239
- Beinlich, B., Van Rehmen, K. 1999. Das Weideschwein als dynamischer Faktor in der Landschaftspflege. *Natur- und Kulturlandschaft* 3: 165-171
- Beinlich, B., Poschlod, P. 2002. Low intensity pig pastures as an alternative approach for habitat management, Pp. 219-226. In: Redecker B., Finck P., Härdtle W., Riecken U, Schröder E. (Eds.) 2002, *Pasture Landscapes and Nature Conservation*. Springer, Heidelberg, Germany
- Bekker, R.M., Bakker, J.P., Grandin, U., Kalamees, R., Milberg, P., Poschlod, P., Thompson, K., Willems, J. 1998. Seed size shape and vertical distribution in the soil: indicators of longevity. *Functional Ecology* 12: 834-842
- Benton, M.J. 1995. Diversification and extinction in the history of life. *Science* 268: 52-58
- Bergmeier, E. 2004. Weidedruck-Auswirkungen auf die Struktur und Phytodiversität mediterraner Ökosysteme. *Berichte der Reinhold-Tüxen Gesellschaft* 16
- Bergmeier, E., Dimopoulos, P., Theodoropoulos, K, Eleftheriadou, E. 2004. Zonale sommergrüne Laubwälder der südlichen Balkanhalbinsel-eine Übersicht, *Tüxenia* 24: 89-111
- Bergmeier, E. 2005. Phytodiversity on deciduous oak forest vegetation in Greece-a comparative approach. *Botanica Chronika* 18(1): 37-49
- Bergmeier, E., Dimopoulos, P. 2008. Identifying plant communities of thermophilous deciduous forest in Greece: species composition, distribution, ecology and syntaxonomy. *Plant Biosystems* 142(2): 228-254
- Bertiller, M.B., Aloia, D.A. 1997. Seed bank strategies in Patagonian semi-arid grasslands in relation to their management and conservation. *Biodiversity and Conservation* 16: 639-650
- Benz, W., Koch, W., Moosman, A. 1984. Ein Extraktionsverfahren zur Bestimmung des Unkrautsamenpotentials im Boden. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheit und Pflanzenschutz* 10: 106-114

- Bohn, U., Gollub, G., Hettwer, C., Neuhäuslová, Z., Raus, T., Schlüter, H. et al. 2004. Karte der natürlichen Vegetation Europas/ Map of the natural vegetation of Europe. Bonn-Bad Godesberg, Germany: BfN. CD-ROM
- Bormann, F.H. 1953. The statistical efficiency of sample plot size and shape in forest ecology. *Ecology* 34: 474-487
- Bornkamm, R. 2006. Fifty years vegetation development of a xerothermic calcareous grassland in Central Europe after heavy disturbance. *Flora* 201: 249-267
- Bossuyt, B., Hermy, M. 2001. Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography* 24(2): 225-238
- Bossuyt, B., Heyn, M., Hermy, M. 2002. Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecology* 162: 33-48
- Bossuyt, B., Hermy, M. 2004. Seed bank assembly follows vegetation succession in dune slacks. *Journal of Vegetation Science* 15: 449-456
- Bossuyt, B., Bytaye, J., Honnay, O. 2006. Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils - a case study from Southern Belgium. *Journal of Environmental Management*. 79(4): 364-371
- Bossuyt, B., Honnay, O. 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19(6): 875-884
- Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensoziologie-Grundzüge der Vegetationskunde* (3rd ed.) Wien & New York
- Britton, A.J., Beale, C.M., Towers, W., Hewison, R.L. 2009. Biodiversity gains and losses: Evidence of homogenization of Scottish alpine vegetation. *Biological Conservation* 142: 1728-1739
- Brown, A.H.F., Oosterhuis, L. 1981. The role of buried seed in coppicewoods. *Biological Conservation* 21: 19-38.
- Brown, J.H., Morgan Ernest, S.K., Parody, J.M., Haskell, J.P. 2001. Regulation of diversity: maintenance of species richness in changing environments. *Oecologia* 126: 321-332
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Tyler, G., 1996. Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests - effects of management and soil acidity during one decade. *Forest Ecology and Management* 88: 259-272
- Buckley, G.P., Howell, R., Anderson, M.A. 1997. Vegetation succession following ride edge management in lowland plantations and woods. 2. The seed bank resource. *Biological Conservation* 82: 305-316
- Carøe, I., Barfod, A.S., Lawesson, J.E. 2000. Temporal dynamics of the ground vegetation in a Danish beech forest. *Nordic Journal of Botany* 20(5): 585-597
- Carter, C.T., Ungar, I.A. 2002. Aboveground vegetation, seed bank and soil analysis of a 31-year-old forest restoration on coalmine spoil in southeastern Ohio. *American Midland Naturalist* 147: 44-59
- Chaideftou, E., Mentis, Th., Zotos, A., Bergmeier, E., Dimopoulos, P. 2007. Relations between soil parameters and vegetation in a deciduous oak forest under different grazing regimes (Bourazani N Greece). Pp. 456-465. In: *Proceedings of 3rd Conference of Hellenic Ecological Society and Hellenic Zoological Society, Ioannina, 16-19 November 2006* (in Greek with English summary)

- Chaideftou, E., Thanos, C.A., Bergmeier, E., Kallimanis, A., Dimopoulos, P. 2009. Seed bank composition and above-ground vegetation in response to grazing in sub-Mediterranean oak forests (NW Greece). *Plant Ecology* 201: 255-265
- Chaideftou, E., Thanos, C.A., Bergmeier, E., Kallimanis, A., Dimopoulos, P. 2010. Potential usefulness of the soil seed bank in managing forests with overgrazed herb layer. *Journal of Biological Research* (In press).
- Chaneton, E.J., Perelman, S.B., Omacini, M., Leon, R.J.C. 2002. Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. *Biological Invasions* 4(1-2): 7-24
- Chang, E.R., Jefferies R.L., Carleton, T.J. 2001. Relationship between vegetation and soil seed banks in an arctic coastal marsh. *Journal of Ecology* 89: 367-384
- Chýlová, T., Münzbergová, Z. 2008. Past land use co-determinates the present distribution of dry grassland plant species. *Preslia* 80: 183-198
- Chytrý, M., Sedláková, I., Tichý, L. 2001. Species richness and species turnover in a successional heathland. *Applied Vegetation Science* 4: 89-96
- Colwell, R.K., Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil Trans Royal Soc* 345: 101-118
- Cooper, A., McCann, T., Bunce, R.G.H. 2006. The influence of sampling intensity on vegetation classification and the implications for environmental management. *Environmental Conservation* 33(2): 118-127
- Cooper, E.J. 2006. Reindeer grazing reduces seed and propagule bank in the high Arctic. *Canadian Journal of Botany* 84: 1740-1752
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Diaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, B.P., ter Steege, H., Morgan, H.D., van der Heijden, M.G.A., Pausas, J.G., Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380
- Cornett, M.W., Frelich, L.E., Puettmann, K.J., Reich, P.B. 2000. Conservation implications of browsing by *Odocoileus virginianus* in remnant upland *Thuja occidentalis* forests. *Biological Conservation* 93: 359-369
- Crist, T.O., Veech, J.A. 2006. Additive partitioning of rarefaction curves and species area relationships, unifying a-, b- and g-diversity with sample size and habitat area. *Ecology Letters* 9: 923-932
- Crowley, W., Harrison, S.S.C., Coroi, M., Sacré, V.M. 2003. An ecological assessment of the plant communities at Port Bán Nature Reserve in south-western Ireland. *Biology and Environment* 103(2): 69-82
- Csontos, P. 2007. Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Community Ecology* 8(1): 75-85
- Cuevas, J.G., Marticorena, A., Cavieres, L.A. 2004. New additions to the introduced flora of the Juan Fernández Islands: origin, distribution, life history traits, and potential of invasion. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 523-538

- Czarnecka, J. 2005. Seed dispersal effectiveness in three adjacent plant communities: xerothermic grassland, brushwood and woodland. *Annales Botanici Fennici* 42: 161-171.
- Daskalakou, E.N., Thanos, C.A. 1996. Aleppo pine (*Pinus halepensis*) postfire regeneration: the role of canopy and soil seed banks. *International Journal for Wildland Fire* 6(2): 59-66
- De'ath, G., Fabricius, K.E. 2000. Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81(11): 3178-3192
- Debussche, M., Debussche, G., Lepart, J. 2001. Changes in the vegetation of *Quercus pubescens* woodland after cessation of coppicing and grazing. *Journal of Vegetation Science* 12: 81-92
- Decocq, G., Valentin, B., Toussaint, B., Hendoux, F., Saguez, R., Bardat, J. 2004. Soil seed bank composition and diversity in a managed temperate deciduous forest. *Biodiversity and Conservation* 13(13): 2485-2509
- Degreef, J., Rocha, O.J., Vanderborght, T., Baudoin, J.-P. 2002. Soil seed bank and seed dormancy in wild populations of lima bean (Fabaceae): considerations for in situ and ex situ conservation. *American Journal of Botany* 89: 1644-1650
- Demel, T. 1998. Soil seed bank at an abandoned Afromontane arable site. *Feddes Repertorium* 109(1-2): 161-174.
- Díaz-Villa, M.D., Marañón, T., Arroyo, J., Garrido, B. 2003. Soil seed bank and floristic diversity in a forest-grassland mosaic in southern Spain. *Journal of Vegetation Science* 14: 701-709
- Dierschke, H. 1994. *Pflanzensoziologie*. UTB, Ulmer Verlag, Stuttgart
- Dierschke, H. 2006. Sekundär-progressive Sukzession eines aufgelassenen Kalkmagerrasens-Dauerflächenuntersuchungen 1987-2002 Hercynia N.F. 39: 223-245
- Dimopoulos, P., Bergmeier, E. 2004. Wood pasture in an ancient sub-Mediterranean oak forest. *Ecologia Mediterranea* 30(2): 5-14
- Dimopoulos, P., Bergmeier, E., Theodoropoulos, K., Eleftheriadou, E. 2005. Thermophilous deciduous forests in Greece-a preliminary survey. *Botanica Chronika* 18(1): 83-100
- Dölle, M., Bernhardt-Römmermann, M., Path, A., Schmidt, W. 2008. Changes in life history trait composition during undisturbed old-field succession. *Flora* 203: 508-522
- Dölle, M., Schmidt, W. 2009. The relationship between soil seed bank, above-ground vegetation and disturbance intensity on old-field successional permanent plots. *Applied Vegetation Science* 12: 415-428
- Drake, D.R. 1998. Relationships among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. *Journal of Vegetation Science* 9: 815-828
- Dröschmeister, R., Grütke, H. 1998. Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 58, 435 pp.
- Dugrand, R., Wery, G. 1971. Agriculture. In: Dugrand, R. (ed.). *Atlas Regional du Languedoc-Roussillon* Berger-Levrault, Paris
- Dupré, C., Diekmann, M. 2001. Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden, *Ecography* 24 (3): 275-286
- Dutoit, T., Allard, D. 1995. Permanent seed banks in chalk grassland under various management regimes: their role in the restoration of species rich plant communities. *Biodiversity and Conservation* 4: 939-950

- Edwards, G.R., Crawley, M.J. 1999a. Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. *Journal of Ecology* 87: 423-435
- Eichberg, C., Storm, C., Kratochwil, A., Schwabe, A. 2006. A differentiating method for seed bank analysis: validation and application to successional stages of *Koelerio-Corynephoretea* inland sand vegetation, *Phytocoenologia* 36: 161-189
- Emberger, L. 1930. La végétation de la région méditerranéenne. Essai d'une classification des groupements végétaux. *Revue de Botanique* 503: 642-662; 504: 705-721
- Falinska, K. 1999. Seed bank dynamics in abandoned meadows during a 20-year period in Bialowieza National Park. *Journal of Ecology* 87: 461-475
- Fartmann, T., Hafner, S., Hermann, G. 2001. Skabiosen-Schneckenfalter (*Euphydryas aurinia*). In: *Fartmann, T., Gunnemann, H., Salm, P., Schröder, E. (eds). Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie (O Angewandte Landschaftsökologie, Heft 42), Bundesamt für Naturschutz, Bonn, pp. 363–368*
- Fay, P.K., Olsen, W.A. 1978. Technique for separating weed seeds from soil. *Weed Science* 26: 530-533
- Fenner, M. 1995. Ecology of seed banks. Pp. 507-528. In: *Kigel, J., Galili, G. (eds.). Seed Development and Germination, Marcel Dekker, New York*
- Fenner, M., Thompson, K. 2005. *The Ecology of Seeds*. Cambridge University Press
- Figueroa, J.A., Castro, S.A., Marquet, P.A., Jaksic, F.M. 2004. Exotic plant invasions to the Mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 465-483
- Finch-Savage, W.E., Leubner-Metzger, G. 2006. Seed dormancy and the control of germination. *New Phytologist* 171: 501-523
- Fischer, A. 1987. Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen, *Dissertationes Botanicae* 110: 1-234
- Fischer, J.L., Loneragan, W.A., Dixon, K., Veneklaas, E.J. 2009. Soil seed bank compositional change constraints biodiversity in an invaded species-rich woodland. *Biological Conservation* 142: 256-269
- Florentine, S.K., Westbrooke, M.E. 2005. Invasion of the noxious weed *Nicotiana glauca* R. Graham after an episodic flooding event in the arid zone of Australia. *Journal of Arid Environments* 60: 531-545
- Forrester, J.A., Leopold, D.J. 2006. Extant and potential vegetation of an old-growth maritime *Ilex opaca* forest. *Plant Ecology* 183: 349-359
- Fuhlendorf, S.D., Briske, D.D., Smeins, F.E. 2001. Herbaceous vegetation change in variable rangeland environments: the relative contribution of grazing and climatic variability. *Applied Vegetation Science* 4: 177-188
- Funes, G., Basconcelo, S., Diaz, S., Cabido, M. 2003. Seed bank dynamics in tall-tussock grasslands along an altitudinal gradient. *Journal of Vegetation Science* 14: 253-258
- Galinato, M.I., Van der Valk, A.G. 1986. Seed germination traits of annuals and emergents recruited during drawdowns in the Delta Marsh, Manitoba, Canada. *Aquatic Botany* 26: 89-102
- Gamisans, J., Hebrard, J.-P. 1979. A propos de la végétation des forêts d'Épire et de Macédoine grecque occidentale. *Doc. Phytosociol.* 4: 289-341

- Garwood, N.C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. Pp. 149-209. In Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson R.L. (eds.), *Ecology of Soil Seed Banks*, Academic Press, London
- Gashaw, M., Michelsen, A., Jensen, M., Friis, I. 2002. Soil seed bank dynamics of fire-prone wooded grassland, woodland and dry forest ecosystems in Ethiopia. *Nordic Journal of Botany* 22: 5-17
- Gerasimidis, A. 1995. Anthropogenic influence on the development of forest vegetation in Greece. Evidence from pollen diagrams. *Wiss. Jahrb. Fak. Forstwiss. Nat. Umwelt Univ. Thessaloniki* 38(1): 170-203 (In Greek with English summary)
- Gerasimidis, A. 2005. Deciduous oak forest vegetation history in Greece with emphasis on the effects of human impact as reflected by pollen diagrams. *Botanica Chronika* 18(1): 117-133
- Godefroid, S., Phartyal, S.S., Koedam, N. 2006. Depth distribution and composition of seed banks under different tree layers in a managed temperate forest ecosystem. *Acta Oecologica* 29(3): 283-292
- Goedickemeier, I., Wildi, O., Kienast, F. 1997. Sampling for vegetation survey: some properties of a GIS-based stratification compared to other statistical sampling methods. *Coenoses* 12(1): 43-50
- Gómez, J.M., García, D., Zamora, R. 2003. Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology and Management* 180: 125-134
- Gondard, H., Romane, F., Santa Regina, I., Leonardi, S. 2006. Forest management and plant species diversity in chestnut stands of three Mediterranean areas. *Biodiversity and Conservation* 15: 1129-1142
- Graherr, G., Reiter, K., Willner, W. 2003. Towards objectivity in vegetation classification: the example of the Austrian forests. *Plant Ecology* 169: 21-34
- Grandin, U., Rydin, H. 1998. Attributes of the seed bank after a century of primary succession on islands in Lake Hjälmaren, Sweden. *Journal of Ecology* 86: 293-303
- Grandin, U. 2001. Short-term and long-term variation in seed bank/ vegetation relations along an environmental and successional gradient. *Ecography* 24: 731-741
- Grandström, A. 1987. Seed viability of fourteen species during five years of storage in a forest soil. *Journal of Ecology* 75: 321-331
- Grime, J.P., Hodgson, J.G., Hunt, R. 1988. *Comparative Plant Ecology: A Functional Approach to Common British Plants*. London: Unwin Hyman
- Grime, J.P. 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties*. Wiley, New York
- Gross, K.L. 1990. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *Journal of Ecology* 78(4): 1079-1093
- Groot Buinderink, G.W.T.A., Hazebroek, E. 1996. Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration of podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 88: 71-80
- Gutián, J., Garrido, J.L. 2006. Is early flowering in myrmecochorous plants an adaptation for ant dispersal? *Plant Species Biology* 21: 165-171
- Guo, Q., Rundel P.V., Goodall, D.W. 1998. Horizontal and vertical distribution of desert seed banks: patterns, causes and implications. *Journal of Arid Environments* 38: 465-478
- HAGS 1970. *Topographical Map of Greece (Nr. 98)*. Vasilikon Sheet 1521 III, Scale 1:50.000, Athens
- Hald, A.B., Vinther, E. 2000. Restoration of a species-rich fen-meadow after abandonment: response of 64 plant species to management. *Applied Vegetation Science* 3: 15-24

- Halstead, P. 1998. Ask the fellows who lop the hay: Leaf fodder in the mountains of northwest Greece. *Rural History* 9: 211-234
- Handlova, V., Münzbergova, Z. 2006. Seed banks of managed and degraded grasslands in the Krkonose Mts., Czech Republic. *Folia Geobotanica* 41: 275-288
- Haretche, F., Rodriguez, C. 2006. Soil seed bank of an Uruguayan grassland under different grazing practices. *Ecologia Austral* 16(2): 105-113
- Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. New York, NY, USA, Academic Press, 892p
- Harrison, S. 1999. Native and alien species diversity at the local and regional scales in a grazed Californian grassland. *Oecologia* 121: 99-106
- Harun-or-Rashid, S., Biswas, S.R., Böcker, R., Kruse, M. 2009. Mangrove community recovery potential after catastrophic disturbances in Bangladesh. *Forest Ecology and management* 257: 923-930
- Haugo, R.D., Halpern, C.B. 2007. Vegetation responses to conifer encroachment in a western Cascade meadow: a chronosequence approach. *Canadian Journal of Botany* 85(3): 285-298
- Heinken, T., Schmidt, M., von Oheimb, G. 2006. Soil seed banks near rubbing trees indicate dispersal of plant species into forests by wild boar. *Basic Applied Ecology* 7(1): 31-44
- Hennekens, S.M., Schaminée, J.H.J. 2001. TURBOVEG: a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589-591
- Hermly, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C., Lawesson, J.E. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91: 9-22
- Hill, M.O. 1979. TWINSpan: a Fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. *Ecology and Systematics*, Cornell University, Ithaca, N.Y.
- Hills, S.C., Morris, D.M. 1992. The function of seed banks in northern forest ecosystems. *Forest Research Information Paper 107*, Ministry of Natural Resources, Ontario, Canada
- HMGS 1988. Aerialphotos-map of Greece. Map of Konitsa (Scale 1:100.000), Konitsa sheet E4-41, Scale 1:20.000, Athens
- HMGS 1988. Aerialphotos-map of Greece. Map of Leskoviki, (Sheet E3, Scale 1:100.000), Vasiliko sheet E3-44, Scale 1:20.000, Athens
- HMGS 1989. Aerialphotos-map of Greece. Map of Leskoviki, (Sheet E3, Scale 1:100.000), Mazio sheet E3-45, Scale 1:20.000, Athens
- Hofmann, R.R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78: 443-457
- Holderegger, R. 1996. Effects of litter removal on the germination of *Anemone nemorosa* L. *Flora* 191: 175-178
- Holyoak, M. 2000. Habitat subdivision causes changes in food web structure. *Ecology Letters* 3 (6): 509-515
- Hopfensberger, K.M. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438-1448

- Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA
- Huebner, C.D. 2007. Detection and monitoring of invasive exotic plants: A comparison of four sampling methods. *Northeastern Naturalist* 14(2): 183-206
- Hutchings, M.J., Booth, K.D. 1996. Studies on the feasibility of re-creating chalk-grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33(5): 1171-1181
- IGME, HMGS, Forest Service 1991. *Soils Map of Greece*. Vasilikon Sheet 1521 III, Scale 1:50.000, Athens
- IGME (Geological Institute of Geology and Mineral Exploration) 1987. *Geological Map of Greece*. Konitsa sheet, Scale 1:50.000, Athens
- IGME (NIGMR published) (National Institute of Geological and Mining Research) 1973. *Geological Map of Greece*. Vasilikon-Pogoniani sheets, Scale 1:50.000, Athens
- Jakobsson, A., Eriksson, O. 2003. Trade-offs between dispersal and competitive ability: a comparative study of wind-dispersed Asteraceae forbs. *Evolutionary Ecology* 17: 233-246
- Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W., Bunevich, A.N., Milkowski, L., Krasinski, Z.A. 1997. Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. *Acta Theriologica* 42:399-451
- Jensen, K. 1998. Species composition of soil seed bank and seed rain of abandoned wet meadows and their relation to aboveground vegetation. *Flora* 193: 345-359
- Jiang, Y.X., Wang, B.S., Zang, R.G., Jing, J.H., Liao, W.B. 2002. *The Biodiversity and its Formation Mechanism for Tropical Forests of Hainan Island*. Science Press, Beijing (in Chinese)
- Jorritsma, I.T.M., Van Hees, A.F.M., Mohren, G.M.J. 1999. Forest development in relation to ungulate grazing: a modelling approach. *Forest Ecology and Management* 120(1-2): 23-34
- Joshi, P.K., Rawat, G.S., Padilya, H., Roy, P.S. 2006. Biodiversity characterization in Nubra Valley, Ladakh with special reference to plant resource conservation and bioprospecting. *Biodiversity and Conservation* 15: 4253-4270
- Joys, A.C., Fuller, R.J., Dolman, P.M. 2004. Influences of deer browsing, coppice history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England. *Forest Ecology and Management* 202: 23-37
- Jutila, H. 1998. Seed banks of grazed and ungrazed Baltic seashore meadows. *Journal of Vegetation Science* 9: 395-408
- Jutila, H.M. 2003. Germination in Baltic coastal wetland meadows: similarities and differences between vegetation and seed bank. *Plant Ecology* 166: 275-293
- Kadlec, R.H., Knight, R.L. 1996. *Treatment Wetlands*, Lewis
- Kalamees, R., Zobel, M. 1998. Soil seed bank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, western Estonia. *Acta Oecologica* 19(2): 175-180
- Kalamees, R., Zobel, M. 2002. The role of seed bank in gap regeneration in a calcareous grassland community. *Ecology* 83(4): 1017-1025

- Kallimanis, A.S., Kunin, W.E., Halley, J.M., Sgardelis, S.P. 2005. Metapopulation extinction risk under spatially autocorrelated disturbance. *Conservation Biology* 19(2): 534-546
- Kallimanis, A.S., Ragia, V., Sgardelis, S.P., Pantis, J.D. 2007. Using regression trees to predict alpha diversity based upon geographical and habitat characteristics. *Biodiversity Conservation* 16: 3863-3876
- Kallimanis, A.S., Halley, J.M., Vokou, D., Sgardelis, S.P. 2008. The scale of analysis determines the spatial pattern of woody species diversity in the Mediterranean environment. *Plant Ecology* 196: 143-151
- Kallimanis, A.S., Mazaris, A.D., Tzanopoulos, J., Halley, J.M., Pantis, J.D., Sgardelis, S.P. 2008. How does habitat diversity affect the species-area relationship? *Global Ecology and Biogeography* 17(4): 532-538
- Kent, M., Coker, P. 1994. *Vegetation description and analysis. A practical approach.* John Wiley and Sons, Chichester
- Khajeddin, S.J., Yeganeh, H. 2008. Plant communities of the Karkas Hunting-prohibited Region, Isfahan-Iran. *Plant, Soil and Environment* 54(8): 347-358
- King, G., Geoffrey, B., Sturdy, D. 1994. Active tectonics and human survival strategies. *Journal of Geophysical Research* 99 B10: 20,063-20,078
- Kinloch, J.E., Friedel, M.H. 2005a. Soil seed reserves in arid grazing lands of central Australia. Part 1: seed bank and vegetation dynamics. *Journal of Arid Environments* 60: 133-161
- Kinloch, J.E., Friedel, M.H. 2005b. Soil seed reserves in arid grazing lands of central Australia. Part 2: availability of "safe sites". *Journal of Arid Environments* 60: 163-185
- Kiviniemi, K. 2008. Effects of fragment size and isolation on the occurrence of four short-lived plants in semi-natural grasslands. *Acta Oecologica* 33: 56-65
- Kjellsson, G. 1992. Seed banks in Danish deciduous forests: species composition, seed influx and distribution pattern in soil. *Ecography* 15: 86-10
- Klotz, J.R. 1997. Riparian hydrology and establishment of woody riparian vegetation. Master's thesis, University of Nevada, Reno
- Klotz, S., Kühn, I., Durka, W. (eds.) 2002. *BIOLFLOR-Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland.* Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bonn: Bundesamt für Naturschutz
- Klute, A. (ed.) 1986. *Methods of Soil Analysis. Part 1, 2nd Ed., Agron.Monogr. 9* ASA and SSSA, Madison,WI
- Koleff, P., Gaston, K.J., Lennon, J.J. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382
- Kopecký, M., Vojta, J. 2009. Land use legacies in post-agricultural forests in the Doupovské Mountains, Czech Republic. *Applied Vegetation Science* 12(2): 251-260
- Korb, J.E., Ranker, T.A. 2001. Changes in stand composition and structure between 1981 and 1996 in four Front Range plant communities in Colorado. *Plant Ecology* 157: 1-11
- Kotini-Zambaka, S. 1983. Contribution to the monthly study of the climate of Greece. Ph.D. Thesis. Aristotle University, Thessaloniki (In Greek)
- Kratochwil, A., Schwabe, A. 2001, *Ökologie der Lebensgemeinschaften*, Ulmer, Stuttgart

- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., Tschamtko, T. 2003. How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography* 30(6): 889-900
- Kuiters, A.T., Slim, P.A. 2002. Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation* 105: 65-74
- Laughlin, D.C., Moore, M.M. 2009. Climate-induced temporal variation in the productivity-diversity relationship. *Oikos* 118(6): 897-902
- Leary, C.I., Howes-Keiffer, C. 2004. Comparison of standing vegetation and seed bank composition one year following hardwood reforestation in southwestern Ohio. *Ohio Journal of Science* 104: 20-28
- Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (eds.) 1989. *Ecology of Soil Seed Banks*. San Diego, CA: Academic Press
- Leck, M.A. 2003. Seed-bank and vegetation development in a created tidal freshwater wetland on the Delaware River, Trenton, New Jersey, USA. *Wetlands* 23: 310-343
- Le Houérou, H.N. 1990. Agroforestry and sylvopastoralism to combat land degradation in the Mediterranean Basin: old approaches to new problems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 33: 99-109
- Lejju, J.B. 2004. Ecological recovery of an afro-montane forest in south-western Uganda. *African Journal of Ecology*, Supplement 42(1): 64-69
- Lennon, J.J., Greenwood, J.J.D., Turner, J.R.G. 2000. Bird diversity and environmental gradients in Britain: a test of the species-energy hypothesis. *Journal of Animal Ecology* 69(4): 581-598
- Lennon, J.J., Koleff, P., Greenwood, J.J.D., Gaston, K.J. 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology* 70: 966-979
- Leone, V., Lovreglio, R. 2004. Conservation of Mediterranean pine woodlands: scenarios and legislative tools. *Plant Ecology* 171: 221-235
- Looney, P.B., Gibson, D.J. 1995. The relationship between the soil seed bank and above-ground vegetation of a coastal barrier island. *Journal of Vegetation Science* 6: 825-836
- Lux, A., Bemmerlein-Lux, F.A. 1998. Two vegetation maps of the same island: Floristic units versus structural units. *Applied Vegetation Science* 1(2): 201-210
- Luzuriaga, A.L., Escudero, A., Olano, H.M., Loidi, J. 2005. Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica* 27(1): 57-66
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring ecological diversity*. Blackwell, Oxford
- Magurran, A.E. 2008. Diversity over time. *Folia Geobotanica* 43: 319-327
- Major, J., Pyott, W.T. 1966. Buried viable seeds in two California bunchgrass sites and their bearing on the definition of a flora. *Vegetatio* 13: 253-282
- Malo, J.E., Jiménez, B., Suarez, F. 2000. Herbivore dunging and endozoochorous seed deposition in a Mediterranean dehesa. *Journal of Range Management* 53(3): 322-328
- Malone, C.R. 1967. A rapid method for enumeration of viable seeds in soil. *Weeds* 15: 381-382
- Marage, D., Rameau, J.C., Garraud, L. 2006. Soil seed banks and vegetation succession in the Southern Alps: Effects of historical and ecological factors. *Canadian Journal of Botany* 84(1): 99-111

- Margutti, L., Ghermandi, L., Rapoport, E.H. 1996. Seed bank and vegetation in a Patagonian roadside. *International Journal of Ecology and Environmental Science* 22: 159-175
- Marks, P.L. 1974. The role of pin cherry (*Prunus pensylvanica* L) in the maintenance of stability in northern hardwood ecosystems. *Ecological Monographs* 44: 73-88.
- Marone, L., Rossi, B.E., Lopez, D.C.J. 1998a. Granivore impact on soil seed reserves in the Central Monte desert, Argentina. *Functional Ecology* 12: 640-645
- Martínez-Ruiz, C., Marrs, R.H. 2007. Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: Insights for ecological restoration. *Applied Vegetation Science* 10: 333-342
- Matejkova, I., Diggelen van, R., Prach, K. 2003. An attempt to restore a central European species-rich mountain grassland through grazing. *Applied Vegetation Science* 6: 161-168
- Matus, G., Verhagen, R., Bekker, R.M., Grootjans, A.P. 2003. Restoration of the *Cirsio dissecti*-*Molinietum* in the Netherlands: Can we rely on soil seed banks? *Applied Vegetation Science* 6: 73-84
- Matzarakis, A.P., Katsoulis, V.D. 2006. Sunshine duration hours over the Greek region. *Theoretical and Applied Climatology* 83: 107-120
- Mayor, M.D., Bóo, R.M., Peláez, D.V., Elía, O.R. 2003. Seasonal variation of the soil seed bank of grasses in central Argentina as related to grazing and shrub cover. *Journal of Arid Environments* 53: 467-477
- McElwain, J.C., Punyasena, S.W. 2007. Mass extinction events and the plant fossil record. *Trends in Ecology and Evolution* 22(10): 548-557
- McGlinn, D.J., Palmer, M.W. 2009. Modeling the sampling effect in the species-time-area relationship. *Ecology* 90(3): 836-846
- McGraw, J.B. 1987. Seed bank properties of an Appalachian *Sphagnum* bog and a model of the depth distribution of viable seeds. *Canadian journal of Botany* 65: 2028-2035
- Meissner, R.A., Facelli, J.M. 1999. Effects of sheep exclusion on the soil seed bank and annual vegetation in chenopod shrublands of South Australia. *Journal of Arid Environments* 42:117-128
- Mengistu, T., Teketay, D., Hulten, H., Yemshaw, Y. 2005. The role of enclosures in the recovery of woody vegetation in degraded dryland hillsides of central and northern Ethiopia. *Journal of Arid Environments* 60: 259-281
- Menke, C.A., Muir, P.S. 2004. Short-term influence of wildfire on canyon grassland plant communities and spalding's catchfly, a threatened plant. *Northwest Science* 78(3): 192-203
- Merrill, E.H., Beyer, H.L., Jones, G.P., McDaniel, G.W. 2003. Deciduous woodland conservation under heavy deer browsing on Devils Tower National Monument, USA. *Journal for Nature Conservation* 10: 221-232
- Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environment. *Ecological Monographs* 63: 327-366
- Miller, P.M. 1999. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 15: 179-188
- Mitlacher, K., Poschod, P., Rosen, E., Bakker, J.P. 2002. Restoration of wooded meadows-a chronosequence on Oeland (Sweden). *Applied Vegetation Science* 5: 63-73

- Moody, A., Jones, J.U. 2005. Soil response to canopy position and feral pig disturbance beneath *Quercus agrifolia* on Santa Cruz Island, California. *Applied Soil Ecology* 14: 269-281
- Mrotzek, H., Halder, M., Schmidt, W. 1999. Die Bedeutung von Wildschweinen für die Diasporenausbreitung von phanerogamen, *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 29: 437-443
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. The Blackburn Press, New Jersey USA
- Mworia, J.K., Kinyamario, J.I., Githaiga, J.M. 2008. Influence of cultivation, settlements and water sources on wildlife distribution and habitat selection in south-east Kajiado, Kenya. *Environmental Conservation* 35(2): 117-124
- Naaf, T., Wulf, M. 2007. Effects of gap size, light, herbivory on the herb layer vegetation in European beech forest gaps. *Forest Ecology and Management* 244: 141-149
- Nakagoshi, N. 1985. Buried viable seeds in temperate forests. Pp. 551-570. In: White, J. (ed.). *The Population Structure of Vegetation*. Junk, Dordrecht
- Nomiya, H., Suzuki, W., Kanazashi, T., Shibata, M., Tanaka, H., Nakashizuka, T. 2002. The response of forest floor vegetation and tree regeneration to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. *Plant Ecology* 164: 263-276
- Nygaard, P.H., Ødegaard, T. 1999. Sixty years of vegetation dynamics in a south boreal coniferous forest in southern Norway. *Journal of Vegetation Science* 10: 5-16
- Oke, S.O., Oladipo, O.T., Isichei, A.O. 2006. Seed bank dynamics and regeneration in a secondary lowland rainforest in Nigeria. *International Journal of Botany* 2(4): 363-371
- Olano, J.M., Caballero, N.A., Laskurain, N.A., Loidi, J., Escudero, A. 2002. Seed bank spatial pattern in a temperate secondary forest. *Journal of Vegetation Science* 13: 775-784
- Osem, Y., Perevolotsky, A., Kigel, J. 2006. Similarity between seed bank and vegetation in a semi-arid annual community: The role of productivity and grazing. *Journal of Vegetation Science* 17: 29-36
- Osem, Y., Perevolotsky, A., Kigel, J. 2007. Interactive effects of grazing and shrubs on the annual plant community in semi-arid Mediterranean shrublands. *Journal of Vegetation Science* 18: 869-878
- Ozinga, W.A., Römermann, C., Bekker, R.M., Prinzing, A., Tamis, W.L.M., Schaminée, J.H.J., Hennekens, S.M., Thompson, K., Poschlod, P., Kleyer, M., Bakker, J.P., van Groenendael, J.M. 2009. Dispersal failure contributes to plant losses in Europe. *Ecology letters* 12: 66-74
- Pakeman, R.J., Digneffe, G., Small, J.L. 2002. Ecological correlates of endozoochory by herbivores. *Functional Ecology* 16: 296-304
- Palmer, M.W. 2005. Distance decay in an old-growth neotropical forest. *Journal of Vegetation Science* 16(2): 161-166
- Panufnik-Mędrzycka, D., Kwiatkowska-Falińska, A.J. 2001. The realised and potential soil seed bank in the *Potentillo albae-Quercetum* community in the Białowieża primeval forest. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 70: 133-143
- Parody, J.M., Cuthbert, F.J., Decker, E.H. 2001. The effect of 50 years of landscape change on species richness and community composition. *Global Ecology and Biogeography* 10: 305-313

- Pausas, J., Ouadah, N., Ferran, A., Gimeno, T., Vallejo, R. 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology* 2: 205-213
- Pausas, J.G., Verdú, M. 2008. Fire reduces morphospace occupation in plant communities. *Ecology* 89(8): 2181-2186
- Peco, B., Ortega, M., Levassor, C. 1998. Similarity between seed bank and vegetation in Mediterranean grassland: a predictive model. *Journal of Vegetation Science* 9: 815-821
- Pereira-Diniz, S.G., Ranal, M.A. 2006. Germinable soil seed bank of a gallery forest in Brazilian Cerrado. *Plant Ecology* 183: 337-348
- Pépin, D., Renaud, P.-C., Boscardin, Y., Goulard, M., Mallet, C., Anglard, F., Ballon, P. 2006. Relative impact of browsing by red deer on mixed coniferous and broad-leaved seedlings-An enclosure-based experiment. *Forest Ecology and Management* 222: 302-313
- Petanidou, T., Kallimanis, A.S., Tzanopoulos, J., Sgardelis, S.P., Pantis, J.D. 2008. Long-term observation of a pollination network: Fluctuation in species and interactions, relative invariance of network structure and implications for estimates of specialization. *Ecology Letters* 11(6): 564-575
- Peterson, C.J., Carson, W.P. 1996. Generalizing forest regeneration models: the dependence of propagule availability on disturbance history and stand size. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 45-52
- Pettit, N.E., Froend, R.H., Ladd, P.G. 1995. Grazing in remnant woodland vegetation: changes in species composition and life form groups. *Journal of Vegetation Science* 6: 121-130
- Pettit, N.E., Froend, R.H. 2000. Regeneration of degraded woodland remnants after relief from livestock grazing. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 83: 65-74
- Pickett, S.T.A. 1982. Population patterns through twenty years of oldfield succession. *Vegetatio* 49: 5-59
- Pickett, S.T.A., McDonnell, M.J. 1989. Seed bank dynamics in temperate deciduous forests. Pp.123-147. In Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (eds.). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, CA
- Poschod, P. 1993. Underground floristics-keimfähige Diasporen im Boden als Beitrag zum floristischen Inventar einer Landschaft am Beispiel der Teichbodenflora. *Natur und Landschaft* 68: 155-159. In: Redecker B, Finck P, Härdtle W, Riecken U, Schröder E (eds) *Pasture Landscapes and Nature conservation*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 367-379
- Putman, R.J., Edwards, P.J., Mann, J.C.E., How, R.C., Hill, S.D. 1989. Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biological Conservation* 47: 13-32
- Ramos, J.A., Bugalho, M.N., Cortez, P., Iason, G.R. 2006. Selection of trees for rubbing by red and roe deer in forest plantations. *Forest Ecology and Management* 222: 39-45
- Raup, D.M., Sepkoski, J.J. 1986. Periodic extinction of families and genera. *Science* 231(4740): 833-836
- Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U., Schröder, E. (eds.) 2002. *Pasture Landscapes and Nature Conservation*. Springer, Heidelberg, Germany
- Reiter, K. 1993. *Computergestützte Methoden der Vegetationsökologie unter besonderer Berücksichtigung der Stichprobenerhebung mit Unterstützung eines geographischen Informationssystems*. Dissertation Universität Wien: 160

- Rice, K.J. 1989. Impacts of seed banks on grassland community structure and population dynamics. Pp. 212-230. In: Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (eds.). *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, San Diego
- Ricotta, C. 2008. Computing additive b-diversity from presence and absence scores, a critique and alternative parameters. *Theoretical Population Biology* 73: 244-249
- Robson, B.J., Clay, C.J. 2005. Local and regional macroinvertebrate diversity in the wetlands of a cleared agricultural landscape in south-western Victoria, Australia. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 15(4): 403-414
- Rooney, T.P., Waller, D.M. 2003. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176
- Rooney, T.P. 2009. High white-tailed deer densities benefit graminoids and contribute to biotic homogenization of forest ground-layer vegetation. *Plant Ecology* 202: 103-111
- Roovers, P., Bossuyt, B., Igodt, B., Hermy, M. 2006. May seed banks contribute to vegetation restoration on paths in temperate deciduous forest? *Plant Ecology* 187: 25-38
- Roucoux, K.H., Tzedakis, P.C., Frogley, M.R., Lawson, I.T., Preece, R.C. 2008. Vegetation history of the marine isotope stage 7 interglacial complex at Ioannina, NW Greece. *Quaternary Science Reviews* 27: 1378-1395
- Rowell, T.A. 1988. Monitoring of vegetation. In: Rowell, T.A. (ed.). *The Peatland Management Handbook*. Nature Conservancy-Council, No 14
- Saratsi, E. 2003. Landscape history and traditional management practices in the Pindos Mountains of northwest Greece c. 1850-2000. PhD. Thesis. University of Nottingham
- Satterthwaite, W.H., Holl, K.D., Hayes, G.F., Barber, A.L. 2007. Seed banks in plant conservation: Case study of Santa Cruz tarplant restoration. *Biological Conservation* 135: 57-66
- Shen, Y., Liu, W., Cao, M., Li, Y. 2007. Seasonal variation in density and species richness of soil seed banks in karst forests and degraded vegetation in central Yunnan, SW China. *Seed Science Research* 17: 99-107
- Schiffman, P.M., Johnson, W.C. 1992. Sparse Buried Seed Bank in a Southern Appalachian Oak Forest: Implications for Succession. *American Midland Naturalist* 127(2): 258-267
- Smallidge, P.J., Leopold, D.J. 1995. Watershed liming and pit and mound topography effects on seed banks in the Adirondacks, New York, U.S.A. *Forest Ecology and Management* 72: 273-285
- Solomon, T.B., Snyman, H.A., Smit, G.N. 2006. Soil seed bank characteristics in relation to land use systems and distance from water in a semi-arid rangeland of southern Ethiopia. *South African Journal of Botany* 72: 263-271
- Southwood, T.R.E., Henderson, P.A., Woiwod, I.P. 2003. Stability and change over 67 years – the community of heteroptera as caught in a light-trap at Rothamsted, UK. *European Journal of Entomology* 100: 557-561
- Spatz, G., Mueller-Dombois, D. 1973. The influence of goats on koa tree reproduction in Hawaii Volcanoes National Park. *Ecology* 54: 870-876
- Stockton, S.A., Allombert, S., Gaston, A.J., Martin, J.-L. 2005. A natural experiment on the effects of high deer densities on the native flora of coastal temperate rain forests. *Biological Conservation* 126: 118-128

- Sternberg, M., Gutman, M., Perevolotsky, A., Kigel, J. 2003. Effects of grazing on soil seed bank dynamics: An approach with functional groups. *Journal of Vegetation Science* 14: 375-386
- Strandberg, B., Kristiansen, S.M., Tybirk, K. 2005. Dynamic oak-scrub to forest succession: Effects of management on under storey vegetation, humus forms and soils. *Forest Ecology and Management* 211: 318-328
- Strid, A., Tan, K. (ed.) 1997. *Flora Hellenica* 1. Königstein
- Strid, A., Tan, K. (ed.) 2002. *Flora Hellenica* 2. Ruggell
- Strykstra, R.J., Bekker, R.M., Van Andel, J. 2002. Dispersal and life span spectra in plant communities: a key to safe site dynamics, species coexistence and conservation. *Ecography* 25: 145-160
- Tanentzap, A.J., Bazely, D.R. 2009. Propagule pressure and resource availability determine plant community invisibility in a temperate forest understorey. *Oikos* 118: 300-308
- Tárrega, R., Calvo, L., Marcos, E., Taboada, A. 2006. Forest structure and understory diversity in *Quercus pyrenaica* communities with different human uses and disturbances. *Forest Ecology and Management* 227: 50-58
- ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York
- ter Heerdt, G.N.J., Verweij, G.L., Bekker, R.M., Bakker, J.P. 1996. An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144-151
- Thanos, C.A., Daskalidou, E.N., Nikolaidou, S. 1996. Early post-fire regeneration of a *Pinus halepensis* forest on Mount Parnis, Greece. *Journal of Vegetation Science* 7: 273-280
- Thanos, C.A. 2005. Theophrastus on Oaks. *Botanica Chronika* 18(1): 29-36
- Thompson, K., Grime, J.P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893-921
- Thompson, K., Bakker, J., Bekker, R. 1997. *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge University Press, Cambridge
- Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Hodgson, J.G. 1998. Ecological Correlates of Seed Persistence in Soil in the North-West European Flora. *Journal of Ecology*. 86: 163-169
- Thompson, K. 2000. The functional ecology of seed banks. Pp. 215-35. In Fenner, M. (ed.). *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*, Wallingford: CABI
- Tichý, L. 2002. JUICE software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 13: 451-453
- Tierney, G.L., Fahey, T.J. 1998. Soil seed bank dynamics of pin cherry in a northern hardwood forest, New Hampshire, USA. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 28: 147-80
- Travis, S.E., Hester, M.W. 2005. A space-for-time substitution reveals the long-term decline in genotypic diversity of a widespread salt marsh plant, *Spartina alterniflora*, over a span of 1500 years. *Journal of Ecology* 93(2): 417-430
- Traxler, A. 1997. *Handbuch des Vegetations-Ökologischen Monitorings-Methoden, Praxis, angewandte Projekte, Teil A: Methoden*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Monographien Band 89-A, Wien

- Treweek, J.R., Watt, T.A., Hambler, C. 1997. Integration of Sheep Production and Nature Conservation: Experimental Management. *Journal of Environmental Management* 50:193-210
- Tsaliki, M., Bergmeier, E., Dimopoulos, P. 2005. Vegetation patterns and plant diversity in mixed oak woodlands in the region of Bourazani, Epirus (NW Greece). *Botanica Chronika* 18: 209-235
- Tuomisto, H. 2010. A diversity of beta diversities, straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2-22
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.E. (ed.) 1968-1980. *Flora Europaea* 2-5, Cambridge
- Tutin, T.G., Burges, N.A., Chater, A.O., Edmonson, J.R., Heywood, V.H., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.E. (ed.) 1993. *Flora Europaea* 1 (2nd Ed.), Cambridge
- Tyre, A.J., Tenhumberg, B., McCarthy, M.A., Possingham, H.P. 2000. Swapping space for time and unfair tests of ecological models. *Austral Ecology* 25(4): 327-331
- Ungar, I.A., Woodell, S.R.J. 1996. Similarity of seed banks to aboveground vegetation in grazed and ungrazed salt marsh communities on the Gower Peninsula, South Wales. *International Journal of Plant Science* 157 (6): 746-749
- Van der Leeuw, S. 2004. Vegetation Dynamics and Land Use in Epirus, Pp. 121-141. In: Mazzoleni, S., di Pasquale, G., Mulligan, M., di Martino, P., Rego, F. 2004. *Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape*. John Wiley and Sons, Ltd.
- Van der Maarel, E., Sykes, M.T. 1993. Small scale plant species turnover in a limestone grassland, the carousel model and some comments on the niche concept. *Journal of Vegetation Science* 4: 179-188
- Van der Valk, A.G., Pederson, R.L. 1989. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. Pp. 329-346. In: Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, New York, U.S.A.
- Van Wieren, S.E. 1996. Digestive Strategies in ruminants and nonruminants. Ph.D. Thesis. University of Wageningen
- Veech, J.A., Crist, T.O. 2007. Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global Ecology and Biogeography* 16: 650-656
- Vega, J.A., Fernández, C., Pérez-Gorostiaga, P., Fonturbel, T. 2008. The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecology and Management* 256: 1596-1603
- Venable, D.L. 1989. Modelling the evolutionary ecology of seed banks. Pp. 67-87. In Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (eds.) *Ecology of soil seed banks*. Academic press San Diego, California, USA
- Vera, F.W.M. (ed.) 2002. *Grazing Ecology and Forest History*, CABI Publishing
- Verbyla, D.L., Fischer, R.F. 1989. An alternative approach to conventional soil-site regression modeling. *Canadian Journal of Forest Research* 19(2): 179-184
- Vittoz, P., Engler, R. 2007. Seed dispersal distances: a topology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica* 117: 109-124

- Walck, J.L., Baskin, J.M., Baskin, C.C., Francis, S.W. 1996. Sandstone rockhouses of the eastern United States, with particular reference to the ecology and evolution of the endemic plant taxa. *Botanical Review* 62: 311-362
- Warr, S.J., Kent, M., Thompson, K. 1994. Seed bank composition and variability in five woodlands in south-west England. *Journal of Biogeography* 21: 151-168
- Wassie, A., Teketay, D. 2006. Soil seed banks in church forests of northern Ethiopia: Implications for the conservation of woody plants. *Flora* 201(1): 32-43
- Watt, S.C.L., García-Berthou, E., Vilar, L. 2007. The influence of water level and salinity on plant assemblages of a seasonally flooded Mediterranean wetland. *Plant Ecology* 189: 71-85
- Wellstein, C., Otte, A., Waldhardt, R. 2007. Seed bank diversity in mesic grasslands in relation to vegetation type management and site conditions. *Journal of Vegetation Science* 18: 153-162
- Whigham, D.F. 2004. Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 583-621
- White, E.P. 2004. Two-phase species-time relationships in North American land birds. *Ecology Letters* 7: 329-336
- White, E.P., Adler, P.B., Lauenroth, W.K., Gill, R.A., Greenberg, D., Kaufman, D.M., Rassweiler, A., Rusak, J.A., Smith, M.D., Steinbeck, J.R., Waide, R.B., Yao, J. 2006. A comparison of the species-time relationship across ecosystems and taxonomic groups. *Oikos* 112: 185-195
- White, E.P. 2007. Spatiotemporal scaling of species richness, patterns, processes, and implications. In: Storch, D., Marquet, P.A., Brown, J.H. (eds). Pp 325-346. *Scaling biodiversity*. Cambridge University Press, Cambridge
- Willems, J.H., Huijsmans K.G.A. 1994. Vertical seed dispersal by earthworms: a quantitative approach. *Ecography* 17: 124-130
- Willems, J.H. 1995. Soil seed bank, seedling recruitment and actual species composition in an old and isolated chalkgrassland site. *Folia Geobotanica Phytotaxonomica* 30: 141-156
- Williams-Linera, G. 1993. Soil seed banks in four lower montane forests of Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 9(2): 321-337
- Willig, M.R., Christopher, P.B., Brokaw, N., Higgins, C., Thompson, J., Zimmermann, C.R. 2007. Cross-Scale responses of biodiversity to hurricane and anthropogenic disturbance in a tropical forest. *Ecosystems* 10: 824-838
- Wilmanns, O. 1989. Zur Frage der Reaktion der Waldboden-Vegetation auf Stoffeintrag durch Regen - eine Studie auf der Schwäbischen Alb. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 160: 165-175
- Witten, I.H., Frank, E. 2000. *Data Mining. Practical machine learning tools and techniques*. Morgan Kaufmann
- Yorks, T.E., Leopold, D.J., Raynal, D.J. 2000. Vascular plant propagule banks of six eastern hemlock stands in the Catskill Mountains of New York. *Journal of the Torrey Botanical Society* 127: 87-93
- Zhan, X., Li, L., Cheng, W. 2007. Restoration of *Stipa krylovii* steppes in Inner Mongolia of China: Assessment of seed banks and vegetation composition. *Journal of Arid Environments* 68: 298-307

- Zhang, W. 1998. Changes in species diversity and canopy cover in steppe vegetation in Inner Mongolia under protection from grazing. *Biodiversity Conservation* 7(10): 1365-1381
- Zhao, W.Z., Bai, S.M. 2001. Characteristics of seed bank a fenced grassland in Horqin Sandy Land. *Journal of Desert Research* 21: 204-208
- Zobel, M., Suurkask, M., Rosen, E., Pärtel, M. 1996. The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science* 7: 203-210
- Zomeni, M., Tzanopoulos, J., Pantis, J.D. 2008. Historical analysis of landscape change using remote sensing techniques: An explanatory tool for agricultural transformation in Greek rural areas, *Landscape and Urban Planning* 86: 38-46

2. Ελληνική βιβλιογραφία

- Αλεξιάδης, Κ.Α. 1980. Φυσική και Χημική Ανάλυση του Εδάφους, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο, Θεσσαλονίκη
- Αλιφραγκής, Κ. 2008. Το έδαφος, Γένεση-Ιδιότητες-Ταξινόμηση. τ.1, 1^η έκδοση, Εκδόσεις Αιβάζη, Θεσσαλονίκη
- Δημόπουλος, Π. 2002. Αριθμητικές Μέθοδοι Ταξινόμησης και Κατάταξης της Βλάστησης. Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων, Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Αγρίνιο
- Δημόπουλος, Π., Πανίτσα, Μ. 2003. Οικολογία Φυτών. Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων, Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Αγρίνιο
- Δημόπουλος, Π., Bergmeier, E., Θεοδωρόπουλος, Κ., Fischer, P., Τσιαφούλη, Μ. 2005. Οδηγός Παρακολούθησης Τύπων Οικοτόπων και Φυτικών Ειδών στις Περιοχές Δικτύου Natura 2000 με Φορείς Διαχείρισης στην Ελλάδα. Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων, Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Υπουργείο Περιβάλλοντος Χωροταξίας και Δημοσίων Έργων
- Μαυρομάτης, Γ.Ν. 1980. Το Βιοκλίμα της Ελλάδας, Σχέσεις Κλίματος και Φυσικής βλάστησης, Βιοκλιματικοί Χάρτες. Ίδρυμα Δασικών Ερευνών, Αθήνα
- Παπαμίχος, Ν.Θ. 1996. Δασικά Εδάφη, Σχηματισμός-ιδιότητες-Συμπεριφορά. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης
- Υπουργείο Γεωργίας, Δασική Υπηρεσία, Διεύθυνση Χαρτογράφησης (Εκτύπωση Γ.Υ.Σ.), Χάρτης Δασών Ελλάδας, Φύλλο 1, Κλίμακα 1:500.000, Αθήνα

Παραρτήματα

Appendices

Παράρτημα κεφαλαίου 2

Appendix of chapter 2

A. Μετεωρολογικά στοιχεία σταθμού εγκατεστημένου στην περιοχή μελέτης (Μπουραζάνι, ιδιωτική έκταση)

A. Meteorological data from the station established in the private study area (Bourazani)

B. Μετεωρολογικά στοιχεία από σταθμούς Ιωαννίνων και Κόνιτσας

B. Meteorological data from the stations of Ioannina and Konitsa

Γ. Τιμές εδαφολογικών παραμέτρων

C. Soil parameters values

A.

Μετεωρολογικός σταθμός Μπουραζανίου (40° 03' 27.5", 20° 39' 14.3", υψόμετρο 564 m a.s.l.)

Περίοδος 2004-2008

Μήνες	Βροχόπτωση (μέσο ύψος σε mm)	Μέση μηνιαία θερμοκρασία (°C)	Μέγιστη μηνιαία θερμοκρασία (°C)	Ελάχιστη μηνιαία θερμοκρασία (°C)	Dew point	Σχετική Υγρασία (%)	Ηλιακή ακτινοβολία (J/m ²)	PAR σε ανοικτή συστάδα (mol/m ²)
Ιανουάριος	54.6	4.9	10.1	-2.7	0.3	67.8	756.4	1762.0
Φεβρουάριος	44.1	5.6	10.4	-2.9	-0.3	63.2	927.3	2230.7
Μάρτιος	81.7	8.6	13.9	2.4	3.1	72.7	784.9	1709.2
Απρίλιος	42.9	12.3	17.5	7.5	5.3	68.3	1776.8	3772.9
Μάιος	36.2	16.6	21.6	12.6	10.1	70.0	2274.2	4681.0
Ιούνιος	15.8	20.6	26.5	14.8	12.9	67.1	2571.3	5297.6
Ιούλιος	18.8	23.6	28.9	19	12.2	55.1	1993.9	4120.1
Αύγουστος	8.4	23.4	27.9	17.7	13.4	59.8	1863.7	3932.6
Σεπτέμβριος	35.6	19.0	25.5	12.0	9.9	62.6	952.2	1969.4
Οκτώβριος	25.0	14.2	18.9	8.6	8.9	75.6	945.7	1991.0
Νοέμβριος	90.6	7.6	13.2	1.9	4.0	82.2	624.4	1294.6
Δεκέμβριος	49.4	5.1	9.5	-0.2	1.2	79.5	499.3	1060.6
έτος	503.0	13.4	18.6	7.6	6.8	68.6	1330.8	2818.5

B.

Μετεωρολογικός σταθμός Ιωαννίνων 642 (39° 40', 20° 51', υψόμετρο 483 m a.s.l.)

Περίοδος 1956-1997, Εθνική Μετεωρολογική Υπηρεσία, Διεύθυνση Κλιματολογίας Εφαρμογών, Τμήμα 1 Ελέγχου Επεξεργασίας

ΜΗΝΕΣ	ΘΕΡΜΟΚΡΑΣΙΕΣ °C												Μέση σχετική υγρασία %	Μέση ηλιοφάνεια σε ώρες	Μέση νέφωση σε όγδα	ΥΕΤΟΣ		Επικρατούσα διεύθυνση ανέμου	Μέση ένταση ανέμου σε κόμβους		
	Μέση	Τυπική απόκλιση	Μέση Μέγιστη	Τυπική απόκλιση	Μέση ελάχιστη	Τυπική απόκλιση	Απολύτως μέγιστη	Απολύτως ελάχιστη	Μέση των απολύτως μεγίστων	Τυπική απόκλιση	Μέση των απολύτως ελαχίστων	Τυπική απόκλιση				Μέση υψος σε mm	Μέγιστο 24ώρου σε mm				
Ιανουάριος	4.7	1.4	10.1	1.4	0.2	2	37.4	-13	14.5	1.8	-7.1	2.6	76.9	5.9	92.7	34.1	4.6	124.2	89.7	NA	3.1
Φεβρουάριος	6.1	1.5	11.5	1.6	1	1.9	37.4	-10.2	16.6	2.3	-5.6	2.8	73.3	7.5	98.5	31.1	4.7	111.6	56.6	NA	3.7
Μάρτιος	8.8	1.6	14.4	1.9	3.2	1.3	37.4	-8.2	20.7	2.6	-3.2	2.3	69.5	7.6	130.4	30.9	4.7	95.4	58.8	NA	4.1
Απρίλιος	12.4	1.3	17.7	1.7	5.9	1	37.4	-3	24.2	2.1	0.2	1.6	67.9	4.5	166.4	32.4	4.9	78	67.3	ΒΔ	3.5
Μάιος	17.4	1.5	23	1.8	9.6	1	37.4	-0.5	29	2.2	4	2	65.9	6	215.4	25.8	4.2	69.3	45.4	ΒΔ	3
Ιούνιος	21.9	1	27.6	1.2	12.8	0.8	38.8	5.2	33.3	2.1	8.2	1.6	59.1	6.4	282.1	29.4	3	43.5	55.3	ΒΔ	3
Ιούλιος	24.8	1.2	30.8	1.5	14.9	0.9	42.4	7.4	36.1	2.6	10.6	1.6	52.4	7.4	315.8	35.3	2	32	53.2	Δ	2.8
Αύγουστος	24.3	1.5	30.9	1.8	15	1.1	40.5	7	35.8	2.3	10.7	1.7	54.4	7.4	294.9	18.3	1.9	31.2	72	ΒΔ	2.7
Σεπτέμβριος	20.1	1.4	26.7	1.9	12.2	1.2	37.4	3	31.9	2.6	7	2.1	63.6	6.2	215.4	13.8	2.7	54	64.5	Δ	2.5
Οκτώβριος	14.9	1.2	21.2	1.6	8.5	1.5	37.4	-3	27.4	2.5	1.5	2.1	70.8	5.1	158.4	27.5	3.5	99.5	90	NA	2.9
Νοέμβριος	9.7	1.3	15.5	1.4	4.7	1.7	37.4	-8.4	20.4	1.9	-3.1	2.5	79.8	3.5	99.8	28.3	4.6	167.9	94	NA	1.9
Δεκέμβριος	5.9	1.4	11.1	1.3	1.8	1.7	37.4	-9.6	15.3	1.9	-5.5	2	81.5	5.5	83	21.2	4.9	174.9	86.6	NA	2.3
ΕΤΟΣ	14.2		20		7.5		42.4	-13	25.4		1.5		68		2152.8		3.8	1081.5	94		3

Μετεωρολογικός σταθμός Κόνιτσας 628 (40° 03', 20° 45', υψόμετρο 542 m a.s.l.)

Περίοδος 1975-1997, Εθνική Μετεωρολογική Υπηρεσία, Διεύθυνση Κλιματολογίας Εφαρμογών, Τμήμα 1 Ελέγχου Επεξεργασίας

ΜΗΝΕΣ	ΘΕΡΜΟΚΡΑΣΙΕΣ °C												Μέση σχετική υγρασία %	Μέση νεφώση σε όγδοα	ΥΕΤΟΣ		Επικρατούσα διαύθινη ανέμου	Μέση ένταση ανέμου σε κόμβους			
	Μέση	Τυπική απόκλιση	Μέση Μέγιστη	Τυπική απόκλιση	Μέση ελάχιστη	Τυπική απόκλιση	Απολύτως μέγιστη	Απολύτως ελάχιστη	Μέση των απολύτως μεγίστων	Τυπική απόκλιση	Μέση των απολύτως ελαχίστων	Τυπική απόκλιση			Τυπική απόκλιση	Μέση ηλιοφάνεια σε ώρες			Τυπική απόκλιση	Μέση ύψος σε mm	Μέγιστο 24ώρου σε mm
Ιανουάριος	5.2	1.4	10	1.9	0.6	1.6	18.4	-12	15.8	2.2	-6.3	2.7	69.7	22.7	124.9	38.2	3.9	65.8	87.6	B	3.2
Φεβρουάριος	6.5	1.5	11.4	1.8	1.6	1.9	23	-10	18.2	2.7	-4.8	2.9	66.4	17.1	131.7	35.5	4.5	63.3	52.3	B	3.5
Μάρτιος	9.5	1.6	14.6	2.2	3.7	1.4	25.6	-7.2	21.9	2.5	-3	2.3	62.3	15.5	155.8	30.1	4.4	59.3	49.1	B	3.3
Απρίλιος	12.2	1.1	17.4	1.7	6.2	0.8	26.5	-3.2	24.1	2	0.8	1.8	63	5	172.3	36.9	4.8	68.6	38.2	N	3.1
Μάιος	17.2	1.4	22.7	1.8	10.2	1	33.2	1	28.5	2.3	5.1	2	62.9	4.4	215.3	32.4	4.3	54.7	37.8	B	2.5
Ιούνιος	21.7	1	27.6	1.3	13.9	0.6	38.4	5.2	33	2.4	9.2	1.6	57.3	4.9	282	42.5	3	25.2	27.2	Δ	2.7
Ιούλιος	24.4	1.4	30.8	1.9	16	0.9	42	10	35.7	2.6	12.1	1.4	51.5	6.6	324.3	33.3	2.2	12.4	36.2	NΔ	2.2
Αύγουστος	24	1.4	30.7	1.9	15.9	1	38.5	7.6	35.5	2.1	11.5	1.5	51.9	4.8	297.9	18.9	2.3	23	33.6	NΔ	2.2
Σεπτέμβριος	20.3	1.8	27.1	2.6	13.1	1.1	36	4.6	32.1	2.9	8.4	2.2	58.2	6.3	230.7	19.2	2.6	38.3	37.2	B	2.4
Οκτώβριος	15.4	1.2	21.1	1.5	9.4	1.7	32.8	-2.5	28.4	2.6	3.1	2.6	65.7	15.4	175.8	22.2	3.6	90.1	95	B	2.6
Νοέμβριος	9.8	1.6	14.6	1.6	5.3	2.2	24.2	-8	20.7	2	-1.7	3.7	74.2	17.3	117.3	27.4	4.6	135.6	58.7	B	2.8
Δεκέμβριος	6.4	1.6	10.5	1.3	2.1	2.1	19.2	-9	16.3	1.8	-4.7	2.1	74.5	23.4	97	30	4.5	132	95	B	3.2
ΕΤΟΣ	14.4		19.9		8.2		42	-12	25.8		2.5		63.1		2325		3.7	768.3	95		2.8

Μετεωρολογικός σταθμός Κόνιτσας 628 (40° 03', 20° 45', υψόμετρο 542 m a.s.l.)

Περίοδος 1975-1997, Εθνική Μετεωρολογική Υπηρεσία, Διεύθυνση Κλιματολογίας Εφαρμογών, Τμήμα 1 Ελέγχου Επεξεργασίας

ΜΗΝΕΣ	ΜΕΣΟΣ ΑΡΙΘΜΟΣ ΗΜΕΡΩΝ ΣΤΙΣ ΟΠΟΙΕΣ ΣΗΜΕΙΩΘΗΚΕ															
	Νέφωση (0 - 1,5)/8	Νέφωση (1,6 - 6,4)/8	Νέφωση (6,5 -8)/8	Υετός	Βροχή	Χιόνι	Καταιγίδα	Χαλάζι	Χιονοσκεπ ές έδαφος	Ομίχλη	Δρόσος	Πάχνη	Ελάχιστη θερμοκρασία < ή = από 0,0 °C	Μέγιστη θερμοκρασία < ή = από 0,0 οC	Ταχύτητα ανέμου > ή = από 6 Μποφόρ	Ταχύτητα ανέμου > ή = από 8 Μποφόρ
Ιανουάριος	10.4	11.6	8.9	8.2	6.6	1.5	0.9	0.1	1.1	1.9	0.3	2.9	14.9	0.3	0.7	0.4
Φεβρουάριος	7.8	10.3	10.1	8.1	7.1	1.3	0.6	0	0.6	1.6	0.6	1.8	9.7	0	0.6	0.4
Μάρτιος	6.5	14.7	9.8	9.2	8.4	0.7	1.1	0.1	0.1	1.8	3.1	1.8	5.1	0	0.4	0.3
Απρίλιος	4.5	14.8	10.7	11.4	10.8	0.2	1.5	0.1	0	1.6	4.6	0.1	1.1	0	0.2	0.2
Μάιος	4.5	19.4	7.1	9.7	9.5	0	4.5	0.1	0	2	6.3	0.2	0	0	0	0
Ιούνιος	9.1	18.5	2.5	4.9	4.7	0	3.8	0.1	0	0.9	4.8	0	0	0	0.3	0.3
Ιούλιος	15.9	14.2	0.9	3.1	2.8	0	2.4	0	0	0.5	2.5	0	0	0	0.1	0.1
Αύγουστος	15.7	14.7	0.7	3.3	3.3	0	3.2	0.1	0	0.6	2.4	0	0	0	0.1	0
Σεπτέμβριος	13.1	14.4	2.4	4.6	4.5	0	2.2	0	0	1.6	3.8	0	0	0	0.1	0.1
Οκτώβριος	10.2	14.2	6.6	8.2	7.9	0	2.5	0	0	2.4	3.8	0.2	0.2	0	0.2	0.1
Νοέμβριος	8.7	10.9	10.3	11.5	10.9	0.3	2.2	0.1	0.2	4.4	2.4	2.5	4.2	0	0.6	0.5
Δεκέμβριος	10.2	9.8	10.9	11.7	11.4	0.9	1.9	0	0.1	3.1	0.8	3.1	8.8	0.1	1	0.6
ΕΤΟΣ	116.6	167.5	80.9	93.9	87.9	4.9	26.8	0.7	2.1	22.4	35.4	12.6	44	0.4	4.3	3

Γ.

- 0-20 cm

Θέση δειγματοληψίας	Άμμος (%)	Ιλύς (%)	Αργίλος (%)	Οργανική ουσία (%)	pH	CaCO ₃ (%)	Ηλεκτρική αγωγιμότητα (μS/cm)
Plot1	28.8	32.0	39.2	10.8	7.1	0.2	86
Plot2	30.8	34.0	35.2	6.7	6.9	0.7	89
Plot3	30.8	34.0	35.2	4.6	7.7	13.6	157
Plot4	43.6	26.0	30.4	5.9	6.9	0.7	54
Plot5	34.8	32.0	33.2	9.5	5.7	0.2	88
Plot6	28.8	32.0	39.2	4.3	7.5	8.1	171
Plot7	23.2	40.0	36.8	10.5	7.2	2.6	134
Plot8	23.2	34.0	42.8	10.3	5.7	0.5	56
Plot9	24.8	36.0	39.2	8.4	6.5	0.5	80
Plot10	41.6	28.0	30.4	7.9	7.0	1.7	142
Plot11	24.8	36.0	39.2	10.3	6.6	0.0	75
Plot12	21.2	30.0	48.8	8.8	5.3	0.1	43
Plot13	30.8	28.0	41.2	1.2	7.1	0.4	59
Plot14	27.6	36.0	36.4	10.5	6.7	0.1	71
Plot15	33.2	32.0	34.8	12.7	7.3	2.5	164
Plot16	21.2	30.0	48.8	8.3	7.2	0.3	85
Plot17	28.8	28.0	43.2	0.3	6.3	0.0	70
Plot18	24.8	32.0	43.2	0.0	5.5	0.0	67
Plot19	32.4	30.0	37.6	0.0	6.9	0.0	71
Plot20	30.4	34.0	35.6	0.5	6.6	0.7	73
Plot21	43.6	22.0	34.4	11.1	6.5	0.7	67
Plot22	35.2	24.0	40.8	5.7	6.8	0.4	189
Plot23	28.4	32.0	39.6	11.9	6.0	0.2	61
Plot24	36.8	26.0	37.2	9.9	6.3	0.7	71

- 20-40 cm

Θέση δειγματοληψίας	Άμμος (%)	Ιλύς (%)	Αργίλος (%)	Οργανική ουσία (%)	pH	CaCO ₃ (%)	Ηλεκτρική αγωγιμότητα (μS/cm)
Plot1	29.6	18.0	52.4	9.0	7.5	8.8	142
Plot2	25.6	30.0	44.4	9.3	6.9	0.4	72
Plot3	26.8	34.0	39.2	6.6	7.9	26.6	131
Plot4	32.4	28.0	39.6	6.7	6.7	0.0	45
Plot5	38.8	26.0	35.2	9.6	6.5	0.3	65
Plot6	22.4	36.0	41.6	4.9	7.6	1.8	122
Plot7	31.6	32.0	36.4	9.7	7.8	16.9	142
Plot8	20.8	32.0	47.2	4.4	5.9	0.0	42
Plot9	28.8	26.0	45.2	10.3	6.7	0.7	57
Plot10	44.4	28.0	27.6	0.0	7.9	7.3	115
Plot11	30.8	34.0	35.2	10.1	7.3	0.9	129
Plot12	17.6	30.0	52.4	9.8	6.2	0.0	46
Plot13	24.4	28.0	47.6	5.3	6.9	0.2	48
Plot14	21.2	34.0	44.8	9.9	6.8	0.6	90
Plot15	37.6	32.0	30.4	6.2	7.9	23.1	136
Plot16	30.8	22.0	47.2	0.9	7.4	0.0	79
Plot17	18.8	32.0	49.2	5.1	6.9	5.1	176
Plot18	20.4	32.0	47.6	0.0	6.1	0.7	52
Plot19	27.2	26.0	46.8	1.7	6.7	0.2	59
Plot20	32.8	24.0	43.2	0.3	6.4	0.6	43
Plot21	38.8	30.0	31.2	7.9	7.4	2.9	130
Plot22	45.6	22.0	32.4	7.1	7.5	3.4	142
Plot23	26.8	28.0	45.2	5.0	5.7	0.3	42
Plot24	31.6	26.0	42.4	4.6	7.8	0.0	52

Θέση δειγματοληψίας	Κωδικός πεδίου	Καθεστώς βόσκησης	Εδαφική υγρασία (%)
Plot1	No3	A	12.8
Plot2	No7	M	16.3
Plot3	No11	A	11.7
Plot4	No12	A	11.6
Plot5	No13	Σ	14.1
Plot6	No14	M	15.9
Plot7	No15	Σ	15.9
Plot8	No16	Σ	21.7
Plot9	No17	Σ	21.6
Plot10	No18	Σ	10.5
Plot11	No19	M	16.0
Plot12	No20	M	15.8
Plot13	meteo	M	15.0
Plot14	mast	M	15.7
Plot15	A	M	19.1
Plot16	B	A	15.0
Plot17	C	Σ	16.1
Plot18	D	Σ	14.5
Plot19	E	Σ	15.9
Plot20	F=A ₁	M	15.5
Plot21	G	A	11.4
Plot22	H	A	9.9
Plot23	J	Σ	14.6
Plot24	K	Σ	16.0

Καθεστώς βόσκησης

A: Βόσκηση από αγριόχοιρους, M: Βόσκηση από μηρυκαστικά, Σ: Βόσκηση σποραδική

Παράρτημα κεφαλαίων 2, 3 και 4

Appendix for chapters 2, 3 and 4

Στοιχεία δειγματοληψιών και επιφανειών δειγματοληψίας

Data of plots and sampling

Φυσιογραφικά στοιχεία

Θέση	Κωδικός πεδίου	Συντεταγμένες	Υψόμετρο (m)	Έκθεση	Κλίση (κλίμακα)	Παλιό καθεστώς	Νέο καθεστώς
1	12	40° 03' 29", 20° 38' 36"	480	B	2	M	M
2	13	40° 03' 29", 20° 38' 34"	455	N-NA	3	Σ	Π
3	29	40° 03' 33", 20° 38' 20"	501	N	4	Σ	Π
4	21	40° 03' 42", 20° 38' 58"	565	B	4	M	M
5	28	40° 03' 38", 20° 38' 24"	496	B	3	Σ	Π
6	17	40° 03' 21", 20° 37' 57"	396	B	1	Σ	Π
7	18	40° 03' 30", 20° 39' 57"	656	N-NA	1	Σ	Σ
8	26	40° 03' 45", 20° 38' 50"	548	A	3	A	A
9	14	40° 03' 20", 20° 39' 33"	550	B	1	M	M
10	3	40° 03' 38", 20° 38' 48"	555	B	3	A	A
11	7	40° 03' 28", 20° 39' 09"	544	B	2	M	M
12	11	40° 03' 28", 20° 38' 35"	461	NA	3	A	M
13	2	40° 03' 29", 20° 38' 53"	496	B	4	A	M
14	1	40° 03' 28", 20° 38' 54"	517	NA	2	A	M
15	9	40° 03' 46", 20° 38' 57"	548	B	2	M	M
16	8	40° 03' 40", 20° 38' 55"	556	B	2	M	M
17	20	40° 03' 21", 20° 39' 25"	538	BΔ	3	M	M
18	19	40° 03' 20", 20° 39' 29"	563	B	2	M	M
19	15	40° 03' 18", 20° 39' 34"	588	N-NA	1	Σ	Σ
20	16	40° 03' 19", 20° 39' 33"	576	N-NA	1	Σ	Σ
21	6	40° 03' 20", 20° 37' 56"	364	N-NA	3	Σ	Π
22	25	40° 03' 46", 20° 38' 51"	560	B	4	A	A
23	27	40° 03' 38", 20° 38' 11"	605	B-BA	4	M	M
24	5	40° 03' 41", 20° 38' 49"	536	NA-Δ	4	A	A
25	24	40° 03' 45", 20° 38' 54"	527	N-NA	3	M	M
26	10	40° 03' 39", 20° 38' 50"	550	BΔ	1	M	M
27	22	40° 03' 30", 20° 38' 15"	517	BA	3	Σ	Π
28	23	40° 03' 32", 20° 37' 42"	406	B-BA	3	Σ	Σ
29	30	40° 03' 37", 20° 38' 21"	497	N	1	Σ	Π
30	31	40° 03' 37", 20° 38' 21"	503	N	1	Σ	Π
31	32	40° 03' 36", 20° 38' 21"	496	N	1	Σ	Π
32	33	40° 03' 30", 20° 38' 18"	525	N	1	Σ	Π
33	34	40° 03' 43", 20° 37' 84"	467	BΔ	3	Σ	Π
34	35	40° 03' 46", 20° 37' 89"	473	BΔ-Δ	2	Σ	Π
35	36	40° 03' 49", 20° 37' 92"	466	B	3	Σ	Π
36	37	40° 03' 51", 20° 38' 22"	501	B	1	Σ	Π
37	40	40° 03' 49", 20° 38' 35"	495	B	3	Σ	Π
38	41	40° 03' 82", 20° 38' 86"	595	B	3	M	M
39	42	40° 03' 42", 20° 37' 81"	457	B	4	Σ	Π
40	4	40° 03' 37", 20° 38' 51"	565	B	2	A	A

Καθεστώς βόσκησης

A: Βόσκηση από αγριόχοιρους, M: Βόσκηση από μηρυκαστικά, Σ: Βόσκηση σποραδική, Π: Βόσκηση πρόσφατη

Κλίμακα κλίσης

1. 0-10%, 2. 11-20%, 3. 21-35%, 4. 35-50%, 5. 50-75%, 6. 75-100%, 7. >100%

Στοιχεία δειγματοληψιών

Θέση	Relevé	Υπο- επιφάνεια 1 m ²	Υπο- επιφάνειες 25 m ²	Σήμανση αρτιβλάστων	Αποκλεισμός από βόσκηση	Εδαφική τράπεζα σπερμάτων	Δείγματα εδάφους
1	■						■
2	■						■
3	■						■
4	■						
5	■						■
6	■						■
7	■						■
8	■						■
9	■						■
10	■						■
11	■						■
12	■						■
13	■						
14	■						
15	■						
16	■						
17	■						
18	■						■
19	■						■
20	■						■
21	■						■
22	■	■ (4)	■ (3)	■		■	■
23	■	■ (4)		■	■		■
24	■	■ (4)		■	■		
25	■	■ (4)	■ (3)	■	■	■	■
26	■	■ (4)	■ (1)	■	■	■	■
27	■		■ (3)			■	■
28	■					■	■
29	■	■ (4)				■	■
30	■						
31	■						
32	■						
33	■						
34	■						
35	■						
36	■						
37	■						
38	■	■ (4)					
39	■	■ (4)			■		
40	■	■ (4)					
41	<i>meteo</i>			■	■		■
42	<i>mast</i>			■	■		■

(μέσα στις παρενθέσεις ο αριθμός υπο-επιφανειών)

Παράρτημα κεφαλαίου 4

Appendix of chapter 4

A. κατανομή των taxa

A. taxa distribution

B. συχνότητα των taxa

B. taxa frequency

Α. κατανομή των taxa

Κατανομή αριθμού taxa	Καθεστώς βόσκησης							Βάθος				
	Μηρυκαστικά		Αγριόχοιροι		Μάρτυρας		Συνολικά	0-5 cm		5-10 cm		0-10 cm
	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ		Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά
1ο πείραμα												
Αριθμός taxa	24	12	7	4	31	20	48	39	25	23	9	48
ποσοστά taxa	50,0	25,0	14,6	8,3	64,6	41,7	100%	81,3	52,1	47,9	18,8	100%
	Μηρυκαστικά-Μάρτυρας		Αγριόχοιροι-Μάρτυρας		Αγριόχοιροι-Μηρυκαστικά		Συνολικά	Βάθος (0-10 cm)				
Αριθμός κοινών taxa	9		0		1		2	14				
ποσοστά κοινών taxa	18,8		0,0		2,1		4,2	29,2				

Κατανομή αριθμού taxa	Καθεστώς βόσκησης							Βάθος				
	Μηρυκαστικά		Αγριόχοιροι		Μάρτυρας		Συνολικά	0-5 cm		5-10 cm		0-10 cm
	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ		Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά
2ο πείραμα												
Αριθμός taxa	11	4	3	1	37	29	42	34	26	16	8	42
ποσοστά taxa	26,2	9,5	7,1	2,4	88,1	69,0	100%	81,0	61,9	38,1	19,0	100%
	Μηρυκαστικά-Μάρτυρας		Αγριόχοιροι-Μάρτυρας		Αγριόχοιροι-Μηρυκαστικά		Συνολικά	Βάθος (0-10 cm)				
Αριθμός κοινών taxa	6		1		0		1	8				
ποσοστά κοινών taxa	14,3		2,4		0,0		2,4	19,0				

Κατανομή αριθμού taxa	Καθεστώς βόσκησης							Βάθος				
	Μηρυκαστικά		Αγριόχοιροι		Μάρτυρας		Συνολικά	0-5 cm		5-10 cm		0-10 cm
3ο πείραμα	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ		Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά	ΜΗ ΚΟΙΝΑ	Συνολικά
Αριθμός taxa	12	4	5	2	29	18	35	30	21	14	5	35
ποσοστά taxa	34,3	11,4	14,3	5,7	82,9	51,4	100%	85,7	60,0	40,0	14,3	100%
	Μηρυκαστικά-Μάρτυρας		Αγριόχοιροι-Μάρτυρας		Αγριόχοιροι-Μηρυκαστικά		Συνολικά	Βάθος (0-10 cm)				
Αριθμός κοινών taxa	8		3		0		0	9				
ποσοστά κοινών taxa	22,9		8,6		0,0		0,0	25,7				

Β. Συχνότητα των taxa

Συχνότητα taxa 1ο πείραμα	Αριθμός ατόμων κάθε taxon						
	Βάθος			Καθεστώς βόσκησης			
TAXON	0-5 cm	5-10 cm	0-10 cm	Μηρυκαστικά	Αγριόχοιροι	Μάρτυρας	Συνολικά
1	3	0	3	3	0	0	3
2	1	0	1	1	0	0	1
3	0	2	2	1	0	1	2
<i>Trifolium arvense</i>	23	16	39	1	0	38	39
5	1	0	1	1	0	0	1
6	1	0	1	1	0	0	1
7	9	2	11	4	7	0	11
8	1	2	3	1	0	2	3
9	4	8	12	10	0	2	12
10	2	0	2	0	0	2	2
<i>Poa trivialis</i>	2	0	2	2	0	0	2
12	0	2	2	2	0	0	2
<i>Dactylis glomerata</i>	8	6	14	9	0	5	14
14	1	0	1	1	0	0	1
15	2	3	5	2	0	3	5
16	0	1	1	1	0	0	1
17	1	1	2	0	0	2	2
18	6	1	7	0	0	7	7
19	2	0	2	0	0	2	2
20	0	1	1	1	0	0	1
Poaceae	5	1	6	2	0	4	6
22	0	1	1	1	0	0	1
23	15	1	16	1	1	14	16
<i>Lathyrus laxiflorus</i>	21	10	31	1	0	30	31
25	0	2	2	1	0	1	2
26	1	0	1	0	0	1	1
27	1	0	1	0	0	1	1
28	1	0	1	1	0	0	1
29	1	0	1	1	0	0	1
30	1	0	1	0	1	0	1
31	0	1	1	0	1	0	1
32	1	0	1	0	0	1	1
33	1	0	1	0	1	0	1
34	1	0	1	0	1	0	1
35	9	0	9	0	0	9	9
36	1	0	1	0	0	1	1
37	0	1	1	0	0	1	1
38	1	0	1	0	0	1	1
39	1	1	2	0	0	2	2
40	6	4	10	0	0	10	10
41	1	0	1	0	0	1	1
42	1	0	1	0	0	1	1
43	1	0	1	0	0	1	1
44	1	0	1	0	0	1	1
45	1	0	1	0	0	1	1
46	1	0	1	0	0	1	1
Poaceae	0	1	1	0	0	1	1
Poaceae	7	5	12	3	2	7	12
ΣΥΝΟΛΟ	147	73	220	52	14	154	220

Συχνότητα taxa 2ο πείραμα TAXON	Αριθμός ατόμων κάθε taxon						
	Βάθος			Καθεστώς βόσκησης			
	0-5 cm	5-10 cm	0-10 cm	Μηρυκαστικά	Αγριόχοιροι	Μάρτυρας	Συνολικά
1	7	0	7	1	0	6	7
<i>Dactylis glomerata</i>	15	5	20	6	0	14	20
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	1	0	1	0	0	1	1
<i>Trifolium arvense</i>	22	37	59	3	1	55	59
5	3	2	5	0	0	5	5
6	0	1	1	0	0	1	1
7	0	2	2	0	0	2	2
8	1	0	1	0	0	1	1
9	5	0	5	0	0	5	5
10	2	1	3	1	0	2	3
<i>Cercis siliquastrum</i>	0	1	1	0	0	1	1
12	2	0	2	0	1	1	2
<i>Lathyrus laxiflorus</i>	0	1	1	0	1	0	1
<i>Viola alba</i>	3	1	4	1	0	3	4
15	1	0	1	0	0	1	1
16	1	0	1	0	0	1	1
<i>Galium species</i>	5	0	5	0	0	5	5
18	1	0	1	0	0	1	1
19	1	0	1	0	0	1	1
<i>Vicia sp.</i>	2	0	2	1	0	1	2
21	1	0	1	0	0	1	1
22	0	1	1	1	0	0	1
<i>Dorycnium hirsutum</i>	1	0	1	0	0	1	1
<i>Veronica chamaedrys</i>	2	0	2	1	0	1	2
25	1	0	1	0	0	1	1
<i>Trifolium species</i>	1	0	1	0	0	1	1
<i>Carpinus orientalis</i>	1	0	1	0	0	1	1
Rosaceae	2	0	2	0	0	2	2
<i>Solanum nigrum</i>	2	0	2	0	0	2	2
30	0	1	1	0	0	1	1
31	1	0	1	0	0	1	1
32	1	1	2	0	0	2	2
33	1	1	2	0	0	2	2
34	1	0	1	0	0	1	1
35	1	1	2	2	0	0	2
36	3	0	3	0	0	3	3
37	1	0	1	1	0	0	1
38	1	0	1	0	0	1	1
39	0	1	1	1	0	0	1
40	0	1	1	0	0	1	1
41	1	0	1	0	0	1	1
<i>Fraxinus ornus</i>	1	0	1	0	0	1	1
ΣΥΝΟΛΟ	95	58	153	19	3	131	153

Συχνότητα taxa 3ο πείραμα	Αριθμός ατόμων κάθε taxon						
	Βάθος			Καθεστώς βόσκησης			
TAXON	0-5 cm	5-10 cm	0-10 cm	Μηροκαστικά	Αγριόχοιροι	Μάρτυρας	Συνολικά
<i>Lathyrus laxiflorus</i>	2	0	2	0	0	2	2
2	1	0	1	0	0	1	1
<i>Viola alba</i>	8	2	10	3	0	7	10
<i>Silene italica</i>	7	2	9	3	0	6	9
<i>Trifolium arvense</i>	5	14	19	0	3	16	19
<i>Veronica chamaedrys</i>	13	2	15	2	0	13	15
<i>Dorycnium hirsutum</i>	1	0	1	0	0	1	1
8	1	0	1	0	0	1	1
<i>Luzula forsteri</i>	3	0	3	1	0	2	3
<i>Trifolium physodes</i>	4	0	4	3	0	1	4
11	1	0	1	1	0	0	1
<i>Sonchus asper</i>	8	0	8	1	0	7	8
<i>Cercis siliquastrum</i>	1	0	1	0	0	1	1
<i>Carpinus orientalis</i>	3	0	3	0	0	3	3
<i>Rubus sanctus</i>	1	0	1	0	0	1	1
16	0	2	2	0	1	1	2
17	0	1	1	0	0	1	1
18	1	0	1	0	0	1	1
<i>Crataegus monogyna</i>	2	1	3	0	0	3	3
<i>Trifolium campestre</i>	1	0	1	1	0	0	1
21	0	1	1	0	0	1	1
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	1	0	1	1	0	0	1
<i>Galium aparine</i>	1	0	1	0	0	1	1
<i>Campanula patula</i>	1	0	1	1	0	0	1
<i>Vicia cassubica</i>	0	1	1	0	0	1	1
<i>Inula salicina</i>	1	0	1	0	0	1	1
<i>Carex flacca</i>	2	1	3	0	1	2	3
<i>Solanum nigrum</i>	5	0	5	0	0	5	5
<i>Medicago lupulina</i>	1	0	1	0	0	1	1
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	14	5	19	3	0	16	19
<i>Fraxinus ornus</i>	1	0	1	0	0	1	1
<i>Parietaria judaica</i>	1	5	6	0	6	0	6
<i>Dactylis glomerata</i>	2	1	3	1	0	2	3
Caryophyllaceae	0	1	1	0	1	0	1
Poaceae	1	0	1	0	0	1	1
ΣΥΝΟΛΟ	94	39	133	21	12	100	133

Παράρτημα κεφαλαίου 7

Appendix of chapter 7

Πίνακας παρουσίας φυτικών ειδών σε αριθμό ετών, αριθμό επιφανειών δειγματοληψίας, αριθμό χειρισμών και ανά έτος κατά την εξαετή περίοδο καταγραφών των μεταβολών της βλάστησης

Table of plant species presence in years, plots, treatments and per year during the six-year period of vegetation changes observations

Taxon	Αριθμός ετών	Αριθμός επιφανειών	Αριθμός χειρισμών	2002	2003	2004	2005	2006	2007
1 <i>Acanthus spinosus</i> L.	2	2	1	0	1	0	0	1	0
2 <i>Acer campestre</i> L.	3	3	1	2	0	0	2	1	0
3 <i>Acer monspessulanum</i> L.	6	9	3	2	3	2	3	7	5
4 <i>Acer</i> spec.	3	2	2	0	0	1	1	0	1
5 <i>Achillea holosericea</i> Sibth. & Sm.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
6 <i>Achillea</i> spec.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
7 <i>Alkanna</i> spec.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
8 <i>Allium guttatum</i> Steven	1	1	1	1	0	0	0	0	0
9 <i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) L. C. M. Richard	1	1	1	1	0	0	0	0	0
10 <i>Anagallis</i> spec.	1	1	1	0	0	0	1	0	0
11 <i>Anthemis tinctoria</i> L.	3	6	3	4	1	1	0	0	0
12 <i>Anthyllis vulneraria</i> L.	1	2	1	2	0	0	0	0	0
13 <i>Arbutus unedo</i> L.	4	3	2	0	0	1	2	2	1
14 <i>Aremonia agrimonoides</i> (L.) DC.	6	13	2	2	1	1	8	2	5
15 <i>Arrum</i> spec.	1	1	1	0	0	0	0	0	1
16 <i>Asparagus acutifolius</i> L.	6	16	3	8	3	4	9	4	2
17 <i>Asphodeline lutea</i> (L.) Reichenb.	1	1	1	0	0	1	0	0	0
18 <i>Asplenium</i> spec.	1	1	1	0	0	0	1	0	0
19 <i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C. H. Stirt	5	4	2	1	0	1	3	1	1
20 <i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roemer & Schules	5	4	2	1	2	2	0	1	1
21 <i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	6	9	2	4	2	4	4	7	1
22 <i>Campanula spatulata</i> Sibth. & Sm.	2	1	1	0	1	1	0	0	0
23 <i>Campanula</i> spec.	2	2	1	0	1	1	0	0	0
24 <i>Carex distachya</i> Desf.	1	1	1	0	1	0	0	0	0
25 <i>Carex flacca</i> Schreber	6	13	2	5	4	6	3	8	3
26 <i>Carpinus orientalis</i> Miller	6	15	3	6	1	4	11	10	2

27	<i>Cephalanthera longifolia</i> (L.) Fritsch	2	3	2	0	2	3	0	0	0
28	<i>Cerastium</i> spec.	1	1	1	0	0	0	0	0	1
29	<i>Cercis siliquastrum</i> L.	4	4	2	0	1	0	3	4	7
30	<i>Cistus creticus</i> L.	1	1	1	0	0	0	1	0	0
31	<i>Cistus</i> spec.	2	1	1	0	0	0	0	1	1
32	<i>Clematis vitalba</i> L.	3	5	2	3	0	3	0	1	0
33	<i>Clinopodium vulgare</i> L.	5	9	2	5	2	1	2	4	0
34	<i>Colchicum</i> spec.	1	1	1	0	0	0	1	0	0
35	<i>Colutea arborescens</i> L.	3	4	1	3	0	0	2	2	0
36	Compositae	3	2	2	0	0	1	1	0	1
37	<i>Cornus mas</i> L.	5	8	2	4	0	1	5	6	1
38	<i>Corylus colurna</i> L.	1	2	1	0	0	0	2	0	0
39	<i>Cotinus coggygria</i> Scop.	6	15	3	4	4	6	10	11	3
40	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	5	3	2	0	2	2	1	2	1
41	<i>Crepis fraasii</i> Schultz Bip.	4	6	2	2	2	2	0	0	3
42	<i>Crocus chrysanthus</i> (Herbert) Herbert	4	1	1	0	0	1	1	1	1
43	<i>Crocus</i> spec.	2	3	2	0	0	0	2	1	0
44	<i>Cyclamen hederifolium</i> Aiton	3	4	3	0	0	1	4	1	0
45	<i>Cynosurus echinatus</i> L.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
46	<i>Dactylis glomerata</i> L.	6	11	2	3	4	5	2	9	5
47	<i>Dictamnus albus</i> L.	2	1	1	0	0	1	0	1	0
48	Dikot	4	6	2	0	0	2	3	1	3
49	<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) W. Greuter	1	1	1	1	0	0	0	0	0
50	<i>Dorycnium hirsutum</i> (L.) Ser.	6	16	3	4	3	1	8	8	4
51	<i>Echinops ritro</i> L.	2	5	2	0	4	4	0	0	0
52	<i>Echinops sphaerocephalus</i> L.	1	2	1	2	0	0	0	0	0
53	<i>Elymus hispidus</i> (Opiz) Melderis	1	1	1	1	0	0	0	0	0

54	<i>Epipactis microphylla</i> (Ehrh.) Swartz	3	2	1	0	0	1	0	1	2
55	<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	6	11	2	4	3	4	7	8	2
56	<i>Euphorbia seguierana</i> Necker	1	2	1	2	0	0	0	0	0
57	Fabaceae	1	1	1	0	0	0	0	0	1
58	<i>Festuca heterophylla</i> Lam.	1	1	1	0	1	0	0	0	0
59	<i>Festuca</i> spec.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
60	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	2	2	1	1	1	0	0	0	0
61	<i>Fraxinus ornus</i> L.	6	20	3	7	4	7	9	13	10
62	<i>Galium aparine</i> L.	1	1	1	0	0	0	1	0	0
63	<i>Galium laconicum</i> Boiss. & Heldr.	2	2	1	0	2	2	0	0	0
64	<i>Galium lucidum</i> All.	2	2	1	0	0	1	2	0	0
65	<i>Galium</i> spec.	4	4	2	0	1	1	0	1	1
66	<i>Geranium brutium</i> Gasparr.	2	2	1	0	0	0	1	1	0
67	<i>Geranium purpureum</i> Vill.	3	3	2	0	0	0	1	2	2
68	<i>Geranium rotundifolium</i> L.	1	1	1	0	0	0	1	0	0
69	<i>Geranium</i> spec.	3	4	2	0	0	3	1	0	1
70	Gramineae	4	3	2	0	0	1	1	1	3
71	<i>Hedera helix</i> L.	5	4	2	1	0	2	3	2	1
72	<i>Helictotrichon convolutum</i> (C.Presl) Henrard	1	1	1	0	1	0	0	0	0
73	<i>Helictotrichon cycladum</i> (Rech. fil. & Scheffer) Rech. fil.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
74	<i>Helleborus odoratus</i> subsp. <i>cyclophyllus</i> (A.Braun) Strid	5	19	3	13	0	5	15	11	4
75	<i>Hieracium bauhinii</i> Besser	1	1	1	1	0	0	0	0	0
76	<i>Hippocrepis</i> species	1	1	1	0	0	0	1	0	0
77	<i>Hypericum perforatum</i> L.	4	4	2	0	2	0	1	2	3
78	<i>Hypericum rumeliacum</i> Boiss.	1	4	2	4	0	0	0	0	0
79	<i>Hypericum</i> spec.	2	1	1	0	0	0	1	1	0
80	<i>Inula salicina</i> L.	3	2	1	1	1	1	0	0	0

81	<i>Inula spec.</i>	2	2	1	0	0	0	1	1	0
82	<i>Iris unguicularis</i> Poiret	2	1	1	0	1	1	0	0	0
83	<i>Johrenia distans</i> (Griseb.) Halácsy	1	1	1	1	0	0	0	0	0
84	<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	6	15	3	8	1	4	13	12	3
85	<i>Lapsana communis</i> L.	2	4	1	0	0	0	3	2	0
86	<i>Lathyrus aphaca</i> L.	2	2	1	0	0	2	0	0	1
87	<i>Lathyrus laxiflorus</i> (Desf.) O. Kuntze	6	9	2	3	2	1	7	5	2
88	<i>Lathyrus niger</i> (L.) Bernh.	4	7	1	1	3	0	3	1	0
89	<i>Lathyrus nissolia</i> L.	2	2	2	0	1	0	1	0	0
90	<i>Lathyrus spec.</i>	2	2	2	1	0	0	1	0	0
91	<i>Leontodon cichoraceus</i> (Ten.) Sanguinetti	3	4	2	1	1	2	0	0	0
92	<i>Lithospermum purpurocaeruleum</i> L.	4	8	2	5	1	3	0	1	0
93	<i>Lotus spec.</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0
94	<i>Luzula forsteri</i> (Sm.) DC.	6	7	2	1	3	4	3	1	2
95	<i>Medicago lupulina</i> L.	2	2	1	0	0	1	1	0	0
96	<i>Melitis melissophyllum</i> L.	6	9	2	1	3	3	6	5	2
97	<i>Muscari comosum</i> (L.) Miller	1	1	1	1	0	0	0	0	0
98	<i>Muscari neglectum</i> Guss. ex Ten.	3	5	2	0	0	4	0	2	2
99	<i>Muscari spec.</i>	4	3	2	0	0	2	1	1	1
100	Orchidaceae	1	2	1	0	0	0	0	0	2
101	<i>Origanum vulgare</i> L.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
102	<i>Ornithogalum spec.</i>	2	3	2	0	3	1	0	0	0
103	<i>Osyris alba</i> L.	4	3	2	0	1	1	1	1	0
104	<i>Petrohragia spec.</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0
105	<i>Phillyrea latifolia</i> L.	6	22	3	8	3	8	17	17	4
106	<i>Phleum spec.</i>	1	1	1	0	1	0	0	0	0
107	<i>Physospermum cornubiense</i> (L.) DC.	1	1	1	0	1	0	0	0	0

108	<i>Pistacia terebinthus</i> L.	2	2	2	0	1	1	0	0	0
109	<i>Poa</i> spec.	4	3	2	0	0	2	1	1	1
110	<i>Poa trivialis</i> subsp. <i>sylvicola</i> (Guss.) H. Lindb. fil.	4	4	2	0	3	2	0	1	1
111	<i>Potentilla micrantha</i> Ramond ex DC.	4	5	2	0	3	3	1	3	0
112	<i>Prunella laciniata</i> (L.) L.	1	2	1	2	0	0	0	0	0
113	<i>Prunella</i> spec.	1	1	1	0	1	0	0	0	0
114	<i>Prunella vulgaris</i> L.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
115	<i>Ptilostemon strictus</i> (Ten.) W. Greuter	4	2	1	1	1	1	0	1	0
116	<i>Pyrola</i> spec.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
117	<i>Quercus cerris</i> L.	3	4	1	2	0	0	4	2	0
118	<i>Quercus coccifera</i> L.	6	4	1	1	1	2	3	3	1
119	<i>Quercus frainetto</i> Ten.	6	6	2	1	2	3	3	6	1
120	<i>Quercus pubescens</i> Willd.	2	3	1	0	0	0	2	1	0
121	<i>Quercus</i> spec.	4	11	2	0	0	2	6	5	5
122	<i>Quercus trojana</i> Webb	5	5	2	2	0	1	2	4	1
123	<i>Rhus coriaria</i> L.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
124	<i>Rosa gallica</i> L.	5	7	2	0	4	4	2	6	2
125	<i>Rosa</i> spec.	3	4	1	1	0	0	3	2	0
126	<i>Rubus canescens</i> DC.	4	3	1	1	1	0	1	1	0
127	<i>Ruscus aculeatus</i> L.	4	5	1	0	0	1	4	5	1
128	<i>Scutellaria columnae</i> All.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
129	<i>Sedum cepaea</i> L.	1	1	1	0	1	0	0	0	0
130	<i>Selinum silaifolium</i> (Jacq.) G.Beck	4	5	1	3	2	0	0	2	1
131	<i>Silene italica</i> (L.) Pers.	3	5	1	3	2	2	0	0	0
132	<i>Silene</i> spec.	1	2	2	0	0	0	2	0	0
133	<i>Solanum nigrum</i> L.	2	1	1	0	0	0	1	0	1
134	<i>Sonchus</i> spec.	2	3	1	0	0	0	2	0	2

135	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz	4	3	2	0	1	1	2	1	0
136	<i>Stipa bromoides</i> (L.) Dörfler	2	5	2	3	2	0	0	0	0
137	<i>Tamus communis</i> L.	3	3	1	0	0	2	3	1	0
138	<i>Tanacetum corymbosum</i> (L.) Schultz Bip.	4	4	2	0	2	1	1	3	0
139	<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	4	7	2	2	1	0	4	1	0
140	<i>Thymus longicaulis</i> C. Presl.	6	9	3	4	1	2	4	6	2
141	<i>Thymus</i> spec.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
142	<i>Torilis arvensis</i> (Hudson) Link	4	4	1	1	0	0	3	2	1
143	<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) DC.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
144	<i>Torilis</i> spec.	2	3	1	0	0	0	0	2	1
145	<i>Trifolium arvense</i> L.	5	5	2	0	1	3	3	3	3
146	<i>Trifolium campestre</i> Schreber	6	9	3	1	1	5	2	6	5
147	<i>Trifolium echinatum</i> Bieb.	1	1	1	0	1	0	0	0	0
148	<i>Trifolium ochroleucon</i> Hudson	6	8	2	2	1	2	4	3	2
149	<i>Trifolium pallidum</i> Waldst. & Kit.	2	2	1	0	0	2	0	1	0
150	<i>Trifolium physodes</i> Steven ex Bieb.	5	6	2	0	2	4	5	5	3
151	<i>Trifolium purpureum</i> Loisel.	1	1	1	0	0	0	0	1	0
152	<i>Trifolium</i> spec.	5	6	3	0	2	2	2	2	3
153	<i>Trifolium tenuifolium</i> Ten.	2	1	1	0	0	1	0	1	0
154	<i>Verbascum chaixii</i> Vill.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
155	<i>Verbascum glabratum</i> Friv.	3	4	1	1	3	3	0	0	0
156	<i>Verbascum</i> spec.	1	1	1	1	0	0	0	0	0
157	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	6	18	3	4	4	9	11	10	7
158	<i>Vicia cassubica</i> L.	2	2	2	0	2	2	0	0	0
159	<i>Vicia laeta</i> Ces.	1	1	1	0	1	0	0	0	0
160	<i>Vicia sativa</i> L.	3	11	2	0	0	0	5	4	5
161	<i>Vicia</i> spec.	3	5	2	0	1	5	0	2	0

162	<i>Vicia villosa</i> Roth	3	1	1	1	0	0	1	1	0
163	<i>Viola alba</i> Besser	6	16	3	5	4	9	10	10	5

Βιογραφικό σημείωμα

1. ΠΡΟΣΩΠΙΚΕΣ ΠΛΗΡΟΦΟΡΙΕΣ

Όνομα: Ευγενία Χαϊδευτού
Διεύθυνση Τμήματος (γραφείου): Σεφέρη 2, Αγρίνιο, Τ.Κ. 30100
Τηλέφωνο: 6973611584
Ηλεκτρονική διεύθυνση: echaidef@cc.uoi.gr

2. ΕΚΠΑΙΔΕΥΤΙΚΗ ΔΡΑΣΤΗΡΙΟΤΗΤΑ

Επικουρικός ρόλος στα μαθήματα:

- | | |
|----------------------------|---|
| 1. Οικολογία 1 | (Έτος)
2007-2008, 2008-2009, 2009-2010 |
| 2. Οικολογική Χαρτογράφηση | 2007-2008, 2008-2009, 2009-2010 |
| 3. Παρακολούθηση οικοτόπων | 2004-2005 |

3. ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΟ ΣΥΓΓΡΑΦΙΚΟ ΕΡΓΟ

I) ΔΗΜΟΣΙΕΥΣΕΙΣ ΣΕ ΔΙΕΘΝΗ ΠΕΡΙΟΔΙΚΑ ΜΕ ΚΡΙΤΕΣ

1. **Chaideftou, E.**, Thanos, C.A., Bergmeier, E., Kallimanis, A. & Dimopoulos, P. (2010). Potential usefulness of the soil seed bank in managing forests with overgrazed herb layer. *Journal of Biological Research* (In press).
2. **Chaideftou, E.**, Thanos, C.A., Bergmeier, E., Kallimanis, A. & Dimopoulos, P. (2009). Seed bank composition and above-ground vegetation in response to grazing in sub-Mediterranean oak forests (NW Greece), *Plant Ecology*, 201(1): 255-265.
3. Bagiorgas, H.S., **Chaideftou, E.**, Assimakopoulos, M.N., Mihalakakou, G., Psiloglou, B.E. & Michalaina, E. (2009). The use of wind energy for passive cooling applications in western Greece, *Intelligent Buildings International* 1(3): 209-221.

II) ΔΗΜΟΣΙΕΥΣΕΙΣ ΣΕ ΠΡΑΚΤΙΚΑ ΔΙΕΘΝΩΝ/ ΕΥΡΩΠΑΪΚΩΝ ΣΥΝΕΔΡΙΩΝ ΜΕ ΚΡΙΤΕΣ

1. **Chaideftou E.**, Thanos C.A., Bergmeier E., Kallimanis A. & Dimopoulos P., 2009: ‘*Soil seed bank is of little relevance for the restoration of overgrazed sub-mediterranean pasture woods*’, Σελ. 78, τόμος περιλήψεων του συνεδρίου 2nd European Congress of Conservation Biology: “Conservation Biology and beyond: from science to practice”, Πράγα (Δημοκρατία της Τσεχίας), 1-5 Σεπτεμβρίου 2009.
2. **Chaideftou E.**, Thanos C.A., Bergmeier E., Kallimanis A. & Dimopoulos P., 2009: ‘*The restoration potential of the soil seed bank for the understorey herb layer in overgrazed forests*’, Σελ. 27, τόμος περιλήψεων του συνεδρίου 52nd IAVS International Symposium “Vegetation processes and Human Impact in a Changing World”, Χανιά-Κρήτη, 30 Μαΐου - 4 Ιουνίου 2009.
3. **Chaideftou E.**, Thanos C.A., Dimopoulos P., 2009: “*Plant functional traits in relation to seedling recruitment and light conditions in submediterranean oak forests of Greece*”, In: Ivanova, D. (ed.), *Plant, Fungal and habitat diversity investigation and conservation. Proceedings of IV Balkan Botanical Congress*, Σόφια, 20-26 Ιουνίου 2006. Σελ. 597-601. Institute of Botany, Sofia. ISBN 978-954-9746-14-3.
4. **Chaideftou E.**, Thanos C.A., Bergmeier E. & Dimopoulos P., 2007: ‘*Soil seed bank composition and above-ground vegetation in sub-Mediterranean oak forests under different grazing regimes (NW Greece)*’, σελ. 139, Poster 1, Session A. IV-Ecology, τόμος περιλήψεων του συνεδρίου XII OPTIMA (Organisation for the Phyto-Taxonomic Investigation of the Mediterranean Area) Meeting, Pisa, 10-16 Σεπτεμβρίου 2007.
5. Dimopoulos P., Thanos C.A., Bergmeier E., **Chaideftou E.**, Tsaliki M., 2004: “*The role of seed banks in the regeneration of overgrazed oak woodlands, as exemplified in the Environmental Park of Bourazani*”, σελ. 45, τόμος περιλήψεων του διεθνούς συνεδρίου 13th

International Workshop: "European Vegetation Survey", Session IIa: Deciduous oak woodlands & General Vegetation Surveys, Ιωάννινα, 15-20 Απριλίου 2004.

6. Dimopoulos P., **Chaideftou E.**, Giannoulis Ch., Bergmeier E., Thanos C.A., 2004: 'Soil Seed Banks under Various Grazing Regimes in a Deciduous Oak Forest of NW Greece', σελ.85, Poster 31, Session 8, τόμος περιλήψεων του διεθνούς συνεδρίου Seed Ecology 2004, An International Meeting on Seeds and the Environment, Ρόδος, 29 Απριλίου-4 Μαΐου 2004.

III) ΔΗΜΟΣΙΕΥΣΕΙΣ ΣΕ ΠΡΑΚΤΙΚΑ ΕΛΛΗΝΙΚΩΝ ΣΥΝΕΔΡΙΩΝ ΜΕ ΚΡΙΤΕΣ

1. **Χαϊδευτού Ε.**, Δημόπουλος Π., Bergmeier E., Καλλιμάνης Α., 2010 «Πώς μεταβάλλεται η σύνθεση των ειδών από έτος σε έτος σε ένα υπο-Μεσογειακό μικτό δάσος δρυός της ΒΔ Ελλάδας;», Σελ. 107, τόμος περιλήψεων του συνεδρίου 5^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Οικολογίας, Πάτρα, 7-10 Οκτωβρίου 2010.
2. Λάτσιου Α., **Χαϊδευτού Ε.**, Κάγκαλου Ι., 2010 «Αποτύπωση των απόψεων των τοπικών κοινοτήτων σχετικά με τη διαχείριση δύο προστατευόμενων λιμνών, υπό το πρίσμα της Οδηγίας-πλαίσιο (2000/60)», Σελ. 55, τόμος περιλήψεων του συνεδρίου 5^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Οικολογίας, Πάτρα, 7-10 Οκτωβρίου 2010.
3. **Χαϊδευτού Ε.**, Θάνος Κ.Α., Bergmeier E., Καλλιμάνης Α., Δημόπουλος Π., 2009 «Εδαφικές τράπεζες σπερμάτων και η εν δυνάμει χρησιμότητά τους για την αποκατάσταση βοσκόμενων δασών δρυός (ΒΔ Ελλάδα)», Σελ. 169, τόμος περιλήψεων του συνεδρίου 11^{ου} Πανελληνίου Επιστημονικού Συνεδρίου Ελληνικής Βοτανικής Εταιρείας, Αθήνα, 8-11 Οκτωβρίου 2009.
4. **Χαϊδευτού Ε.**, Θάνος Α. Κ., Bergmeier E., Καλλιμάνης Αθ. & Δημόπουλος Π., 2008: «Χλωριδική σύνθεση της εδαφικής τράπεζας σπερμάτων και της υπέργειας βλάστησης υπο-Μεσογειακών βοσκόμενων δασών δρυός», σελ. 137, τόμος περιλήψεων του 4^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου των Ε.Ο.Ε.-Ε.Β.Ε.-Ε.Ζ.Ε.-Ε.Φ.Ε., με τίτλο «Σύγχρονες τάσεις της έρευνας στην οικολογία», Βόλος, 9-12 Οκτωβρίου 2008.
5. **Χαϊδευτού Ε.**, Μεντής Θ., Ζώτος Α. & Δημόπουλος Π., 2007: «Σχέσεις εδαφικών παραμέτρων-βλάστησης φυλλοβόλου δάσους δρυών που υπόκειται σε διαφορετικά καθεστάτα βόσκησης (Μπουραζάνι Κόνιτσας)», σελ. 456-465, στα πρακτικά του 3^{ου} συνεδρίου Ελληνικής Οικολογικής Εταιρείας-Ελληνικής Ζωολογικής Εταιρείας με τίτλο «Οικολογία και Διατήρηση της Βιοποικιλότητας», Ιωάννινα, 16-19 Νοεμβρίου 2006, (ελληνικά & αγγλική περίληψη).
6. **Χαϊδευτού Ε.**, Δημόπουλος Π., Θάνος Κ.Α., 2005 «Ανάλυση εδαφικής τράπεζας σπερμάτων σε υπο-Μεσογειακό δάσος φυλλοβόλων δρυών με διαφορετικούς τύπους βόσκησης (Μπουραζάνι, ΒΔ Ελλάδα)», Πρακτικά 10^{ου} Πανελληνίου Επιστημονικού Συνεδρίου Ελληνικής Βοτανικής Εταιρείας, Ιωάννινα, 5-8 Μαΐου 2005.

IV) ΕΚΔΟΣΗ ΒΙΒΛΙΟΥ

1. Δημόπουλος Π. & **Χαϊδευτού Ε. (επιμέλεια έκδοσης)** (2008). Εγχειρίδιο Πολλαπλασιασμού Παραποτάμιων Δέντρων και Θάμνων- Ένας Οδηγός Αποκατάστασης της Παραποτάμιας Βλάστησης στη Μεσογειακή Περιοχή, Interreg III C Sud, Ripidurable: Sustainable Management of Riparian Woods, 200 σελίδες, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων (στα Ελληνικά)

V) ΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΗ ΕΠΕΤΗΡΙΔΑ

1. Δημόπουλος Π., Bergmeier E., Θεοδωρόπουλος Κ., Ελευθεριάδου Ε. & **Χαϊδευτού Ε.**: «Ανασκόπηση των ζωνικών φυλλοβόλων δρυοδασών στη Νότια Βαλκανική Χερσόνησο» Επιστημονική Επετηρίδα της Σχολής Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

