

Δασική πανίδα

Κωσταντίνος Σ. Ποϊραζίδης¹, Σάββας Γ. Καζαντζίδης², Αλέξιος Δ. Γιαννακόπουλος³, Γεώργιος Μήτσαινας⁴

Διευθύνσεις

1. ΤΕΙ Ιονίων Νήσων, Τμήμα Τεχνολογίας Περιβάλλοντος και Οικολογίας, Πλ. Κάλβου 2, 291 00 Ζάκυνθος, kpoiraz@teiion.gr

2 Εθνικό Ίδρυμα Αγροτικής Έρευνας – Ινστιτούτο Δασικών Ερευνών, 570 06 Βασιλικά, Θεσσαλονίκη, savkaz@fri.gr

3. Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Τμήμα Περιβάλλοντος, Τομέας Διαχείρισης Οικοσυστημάτων, Εργαστήριο Διαχείρισης Βιοποικιλότητας, Λόφος Ξενία, 811 00 Μυτιλήνη, agiannak@env.aegean.gr

4. Πανεπιστήμιο Πατρών, Τμήμα Βιολογίας, Τομέας Βιολογίας Ζώων, Εργαστήριο Ζωολογίας, 265 04 Ρίον, mitsain@upatras.gr

Λέξεις κλειδιά: Δάσος, δασική βιοποικιλότητα, αξία πανίδας, βιότοποι πανίδας, απειλές πανίδας, διαχείριση πανίδας.

Περίληψη

Τα δασικά οικοσυστήματα χαρακτηρίζονται από αξιοσημείωτη βιοποικιλότητα και ο αριθμός των ειδών της δασικής πανίδας αποτελεί το σημαντικότερο ποσοστό των χερσόβιων ζωικών οργανισμών. Στην Ευρώπη, τις υψηλότερες τιμές βιοποικιλότητας φέρουν οι περιοχές της Μεσογείου και μεταξύ αυτών ξεχωρίζουν τα Βαλκάνια και ιδιαίτερα η Ελλάδα. Στο παρόν κεφάλαιο παρουσιάζεται ο ρόλος της δασικής πανίδας για τη σταθερότητα και διατήρηση των δασικών οικοσυστημάτων όσο και η αξία της για τον άνθρωπο, μέσα από πολύπλοκους μηχανισμούς αλληλεπιδράσεων. Σχολιάζεται η καταλληλότητα διαφόρων δασικών οικοσυστημάτων για την κάλυψη των οικολογικών απαιτήσεων της δασικής πανίδας και η σημασία παραμέτρων όπως το μέγεθος και η διακύμανση της χωροκράτειας .. Με έμφαση στην ορνιθοπανίδα, περιγράφεται η στενή συσχέτιση της δομής του δάσους και της κατανομής και συμπεριφοράς της δασικής πανίδας καθώς και η ως εκ τούτου μεγάλη προσοχή που πρέπει να δίνεται κατά το σχεδιασμό και την εφαρμογή διαχειριστικών πρακτικών που μεταβάλλουν τη δομή του δάσους και την ποικιλότητά του. Αναπτύσσεται επίσης η μεγάλη σημασία των νεκρών δένδρων, των δένδρων μεγάλης ηλικίας και των ανοιγμάτων στη διατήρηση ακόμα και στην αύξηση της ποικιλότητας της δασικής πανίδας. Επίσης, παρατίθενται οι κίνδυνοι που ανά πάσα στιγμή μπορούν να οδηγήσουν σε πληθυσμιακές μειώσεις και να απειλήσουν την ποικιλότητα της δασικής πανίδας και οι οποίοι είναι ως επί το πλείστον ανθρωπογενούς προέλευσης όπως: α) κατακερματισμός ενδιαιτημάτων, β) λαθροθηρία, γ) γενετική υποβάθμιση/αλλοίωση λόγω εμπλουτισμών, δ) εισβολή ξενικών ειδών, ε) άλλοι κίνδυνοι σχετιζόμενοι με ρύπανση, κλιματική αλλαγή, πυρκαγιές, λειτουργία ανεμογεννητριών κ.λπ. Τέλος, παρέχονται προτάσεις και άξονες δράσεων για την αποτελεσματική διαχείριση των δασικών οικοσυστημάτων, με στόχο, μεταξύ των άλλων, στη διασφάλιση της ποικιλότητας της δασικής πανίδας.

1. Γενικά στοιχεία για τη δασική πανίδα

Η άγρια πανίδα περιλαμβάνει όλους τους ζωϊκούς οργανισμούς που ζουν ελεύθερα στο φυσικό περιβάλλον και οι οποίοι καταλαμβάνουν συγκεκριμένα ενδιαιτήματα¹ ανάλογα με τις οικολογικές τους ανάγκες. Τα περισσότερα ζώα χρησιμοποιούν περισσότερα από ένα ενδιαιτήματα, σε διάφορες φάσεις του βιολογικού τους κύκλου με αποτέλεσμα η χρήση του χώρου να είναι ιδιαίτερα περίπλοκη και πολλές φορές δύσκολο να περιγραφεί.

Από βιολογικής άποψης, τα δάση αποτελούν τα πιο ποικίλα χερσαία οικοσυστήματα. Από τις περίπου 200 περιοχές που έχουν οριστεί ως αξιοσημείωτα παραδείγματα της βιοποικιλότητας που απαντά στα οικοσυστήματα του πλανήτη, οι δασικές περιοχές αποτελούν τα 2/3 του συνόλου. Μάλιστα, εκτιμάται ότι το 80% του πλήθους των χερσόβιων ζωικών οργανισμών σχετίζονται με τα δάση. Τα taxa που απαρτίζουν τη δασική πανίδα είναι προσαρμοσμένα ώστε να αξιοποιούν τα δασικά οικοσυστήματα για την κάλυψη του μεγαλύτερου μέρους των κύκλων ζωής τους. Για παράδειγμα, στη δασική πανίδα ανήκουν πολλά νυκτόβια αρπακτικά πουλιά τα οποία ενώ μπορεί να επιλέγουν ως περιοχές κυνηγιού ένα αγροοικοσύστημα ή έναν υγρότοπο, ωστόσο, για κούρνιασμα και φωλεοποίηση, απαιτούν δάση ή συστάδες με δένδρα μεγάλης ηλικίας.

2. Η ποικιλότητα της δασικής πανίδας στην Ελλάδα

Είναι γνωστό ότι η βιοποικιλότητα δεν κατανέμεται ομοιόμορφα στον πλανήτη και ότι σε ορισμένες περιοχές αυτή είναι ιδιαίτερα πλούσια (*hot spots*). Στην Ευρώπη, η κατανομή των πλούσιων σε βιοποικιλότητα ειδών περιοχών ακολουθεί ένα πρότυπο σύμφωνα με το οποίο υψηλότερες τιμές σε αριθμό ειδών καταγράφονται στις νότιες περιοχές, δηλ. στη Μεσόγειο, ενώ ιδιαίτερα υψηλές είναι οι τιμές που σημειώνονται στη Βαλκανική χερσόνησο (Gaston και David 1994). Η Ελλάδα, αναλογικά με το μέγεθός της, χαρακτηρίζεται από ιδιαίτερα υψηλά επίπεδα ποικιλότητας ζωικών ειδών καθώς επίσης και από μεγάλο αριθμό ενδημικών. Τούτο οφείλεται κυρίως: Α) Στη γεωγραφική της θέση στο 'σταυροδρόμι' μεταξύ τριών ηπείρων που έχει ως αποτέλεσμα, η κατά βάση 'Κεντρο-ευρωπαϊκή' βιοποικιλότητά της να εμφανίζει στοιχεία επιρροής από την Ασία (Kryštufek 2004) αλλά και την Αφρική, ενώ για αρκετά ζωικά είδη η Ελλάδα αποτελεί όριο εξάπλωσής τους. Β) Στην υψηλή γεωμορφολογική ποικιλότητα της Ελλάδας σε συνδυασμό με την πολύπλοκη γεωλογική και οικολογική ιστορία της. Εξάλλου η Βαλκανική Χερσόνησος και ειδικότερα η Ελλάδα αποτέλεσε 'καταφύγιο' ειδών (*refugium*) κατά την τελευταία παγετώδη περίοδο στο τέλος του Πλειστόκαινου (πριν από 20.000-14.000 έτη). Η έναρξη της τρέχουσας θερμής περιόδου (πριν από περίπου 10.500 έτη-Ολόκαινο) επέτρεψε την προς βορρά εξάπλωση αρκετών ειδών, τα οποία καταφέροντας να ξεπεράσουν τον σημαντικό γεωγραφικό φραγμό των βαλκανικών οροσειρών, κατέλαβαν περιοχές της κεντρικής Ευρώπης (Hewitt 1996). Ωστόσο, είναι αρκετοί οι πληθυσμοί ειδών οι οποίοι μη διαθέτοντας αυτή την ικανότητα διασποράς περιορίστηκαν στη Βαλκανική χερσόνησο και διαφοροποιήθηκαν σε ενδημικά στοιχεία της περιοχής (Bilton κ.α. 1998). Στους παραπάνω παράγοντες πρέπει να προστεθούν οι επιρροές και από τη μακροαίωνα δραστηριότητα του ανθρώπου.

¹ Ως ενδιαιτήματα ορίζεται η οικολογική ή περιβαλλοντική περιοχή όπου διαβιεί ένας οργανισμός, ή όπου, με βάση τις οικολογικές παραμέτρους που την χαρακτηρίζουν, θα μπορούσε κανείς να τον συναντήσει (Odum και Barrett 2004). Συνήθως, ένα ενδιαιτήματα αναλύεται σε πέντε βασικές συνιστώσες: α) τροφικές πηγές-διαθέσιμοι πόροι, β) νερό, γ) βλάστηση, δ) κλιματικές συνθήκες και ε) θέσεις αναπαραγωγής. (Αναφορά;)

Η γνώση μας για τη ποικιλότητα της ελληνικής πανίδας ξεκινά από τον Αριστοτέλη, που πριν από 2.300 χρόνια στο έργο του *‘Των περί τα ζώα ιστοριών’*, περιγράφει περίπου 600 ζωικά είδη. Σήμερα, σύμφωνα με τις πιο πρόσφατες απογραφές (Fauna Europaea 2011), έχουν καταγραφεί τουλάχιστον 23.130 είδη ζώων της ξηράς και των γλυκών νερών (Λεγάκις 2004). Το μεγαλύτερο ποσοστό αυτών των ειδών ανήκει στη δασική πανίδα. Κατά τα τελευταία χρόνια μεγάλη γνώση έχει αποκτηθεί για τα σπονδυλόζωα όχι όμως και για τα πολύ πιο πολυάριθμα ασπόνδυλα.

Όλες οι ομάδες χερσαίων σπονδυλοζώων συμμετέχουν στη δασική πανίδα. Μεταξύ των αμφιβίων συγκαταλέγονται τόσο είδη με σημαντική εξάρτηση από το υδάτινο στοιχείο, όπως η κιτρινομπομπίνα *Bombina variegata* όσο και είδη που το αναζητούν κυρίως κατά την περίοδο της αναπαραγωγής όπως η βούζα *Bufo bufo*, ο πηδοβάτραχος *Rana dalmatina* και η σαλαμάνδρα *Salamandra salamandra*. Όσον αφορά τα ερπετά, αν και ο μεγαλύτερος αριθμός ειδών εξαπλώνεται σε ξηρές περιοχές με χαμηλή βλάστηση και εύκολη πρόσβαση στην ηλιακή έκθεση, εντούτοις υπάρχουν αρκετά είδη για τα οποία τα δασικά οικοσυστήματα (ιδιαίτερα τα φυλλοβόλα με υγιή υπόροφο και ύπαρξη ανοιγμάτων) παρέχουν τις απαραίτητες οικολογικές συνθήκες έτσι ώστε τμήματα των πληθυσμών τους να συμμετέχουν στη δασική πανίδα, όπως, για παράδειγμα τα τρία είδη χερσαίων χελωνών της Ελλάδας. Τα ερπετά στις δασικές περιοχές, εκμεταλλεύονται τα ξέφωτα αλλά και τις σκιερές περιοχές για την απαραίτητη θερμορύθμιση. Επιπλέον, μεταξύ των ερπετών που συμμετέχουν στη δασική πανίδα, συγκαταλέγονται και πιο ‘ντροπαλά’ και σκιοφιλά – δασικά– είδη, όπως το κονάκι *Anguis fragilis* και η μωραϊτόσαυρα *Algyroides moreoticus* (ενδημικό της Πελοποννήσου και μερικών νησιών του Ιονίου) (Valakos κ.α. 2008).

Αν και τα περισσότερα θηλαστικά στην Ελλάδα αποτελούν τμήμα της δασικής πανίδας, συνήθως όταν μιλάμε για αυτήν, αναφερόμαστε σε χαρακτηριστικά είδη μεγάλων σαρκοφάγων, όπως η αρκούδα *Ursus arctos*, ο λύκος *Canis lupus*, ο λύγκας *Lynx lynx* ή μεγάλων φυτοφάγων θηλαστικών, όπως τα Αρτιοδάκτυλα, αγριόχοιρος *Sus scrofa*, ελάφι *Cervus elaphus* και ζαρκάδι *Capreolus capreolus*, στη μελέτη, προστασία και διαχείριση των οποίων έχει δοθεί ιδιαίτερη έμφαση. Μάλιστα, σύμφωνα με το Κόκκινο Βιβλίο των Απειλούμενων Ζώων της Ελλάδας (Λεγάκις και Μαραγκού 2009), τα περισσότερα από αυτά τα είδη εντάσσονται σε κάποια Κατηγορία Κινδύνου, με αποκορύφωμα τον λύγκα και το ελάφι, τα οποία έχουν αξιολογηθεί ως “Κρισίμως Κινδυνεύοντα” με εξαφάνιση από την Ελλάδα. Φυσικά, στη δασική πανίδα συμμετέχουν και πολλά άλλα, σχετικά συνηθισμένα, είδη όπως ο ασβός, *Meles meles*, η αλεπού, *Vulpes vulpes* και το πέτροκούναβο *Martes foina*, ο σκίουρος *Sciurus vulgaris*, ο λαγός *Lepus europaeus*, ο σκαντζόχοιρος *Erinaceus roumanicus* κ.ά. Ωστόσο, σημαντικό τμήμα της δασικής πανίδας των θηλαστικών αποτελούν και λιγότερο γνωστά, συνήθως κρυπτικά και μικρόσωμα είδη. Μεταξύ αυτών συγκαταλέγονται α) εντομοφάγα, όπως τα είδη ασπάλακα (γένος *Talpa*) που ζουν αποκλειστικά κάτω από το έδαφος και β) τρωκτικά, όπως οι μυωξοί (*Myoxus glis*, *Dryomys nitedula*, *Muscardinus avellanarius*) που είναι κυρίως δενδρόβια, καρποφάγα είδη, οι σκαπτικοί ποντικοί του γένους *Microtus* που τρέφονται κυρίως με υπόγεια τμήματα φυτών (π.χ. βολβούς), ο δασοποντικός και ο κρικοποντικός (*Apodemus sylvaticus* και *A. flavicollis*, αντίστοιχα) κ.ά.

Ιδιαίτερη αναφορά πρέπει να γίνει στα Χειρόπτερα (νυχτερίδες), για αρκετά είδη των οποίων τα δασικά οικοσυστήματα αποτελούν βασικούς χώρους αναζήτησης τροφής. Για τα είδη αυτά η μείωση των δένδρων μεγάλης ηλικίας και γενικότερα των ώριμων

δασών είναι η βασικότερη απειλή. Η σημασία των δασών για αυτά τα είδη αυξάνεται, αν αναλογιστεί κανείς ότι τα Χειρόπτερα αποτελούν μία από τις πιο ευαίσθητες ομάδες θηλαστικών, με αρκετά είδη να εντάσσονται σε κάποια Κατηγορία Κινδύνου. Χαρακτηριστικά είδη Χειροπτέρων που συμμετέχουν στη δασική πανίδα, είναι είδη των γενών *Rhinolophus*, *Myotis*, *Nyctalus*, *Pipistrellus* καθώς και είδη άλλων γενών όπως η καφέ ωτονυχτερίδα, *Plecotus auritus* κ.ά. (Dietz κ.α. 2009).

Η σύνθεση και η κατανομή της ορνιθοπανίδας στα ελληνικά δάση εξαρτάται από τον τύπο του δάσους, από ζωογεωγραφικούς παράγοντες καθώς και από την εποχή. Συνολικά, από τα 348 είδη πτηνών που καταγράφονται τακτικά στην Ελλάδα (Χανδρινός 2009), τουλάχιστον 118 (ποσοστό 33,9%) είναι δασικά είδη και κατά το μάλλον ή ήττον εξαρτώνται από τα δάση της χώρας μας. Αν και οι γνώσεις μας για τα δασικά είδη πουλιών είναι περιορισμένες (Kazantzidis 2007) γνωρίζουμε ότι τουλάχιστον 70 από αυτά είναι επιδημητικά και 36 είναι μεταναστευτικά από τα οποία τουλάχιστον 16 αναπαράγονται στα ελληνικά δάση. Επίσης, αρκετά είδη έρχονται από τα δάση της βόρειας ή κεντρικής Ευρώπης για να διαχειμάσουν στα ελληνικά δάση (Χανδρινός 2009). Το 64% των δασικών ειδών είναι στρουθιόμορφα με πιο χαρακτηριστικά τις οικογένειες *Paridae*, *Sittidae*, *Sylviidae* και *Certhiidae*. Τυπικά δασικά είδη είναι οι δρυοκολάπτες (Οικογένεια *Picidae*) και στα ελληνικά δάση καταγράφηκαν δέκα από τα έντεκα είδη αυτής της οικογένειας που υπάρχουν στην Ευρώπη. Τουλάχιστον 14 ημερόβια αρπακτικά πουλιά (Οικογένεια *Accipitridae*) ζουν στα δάση και στις δασικές εκτάσεις, με χαρακτηριστικά είδη τον χρυσαετό *Aquila chrysaetos*, το δενδρογέρακο *Falco subbuteo* και το διπλοσάινο *Accipiter gentilis*. Επίσης, σχεδόν όλα τα νυχτόβια αρπακτικά της χώρας μας (οκτώ από τα εννέα είδη των Οικογενειών *Strigidae* και *Tytonidae*) είναι δασικά είδη, αν και ορισμένα ζουν σε μια μεγάλη ποικιλία ενδιαιτημάτων.

Τα πλατύφυλλα φυλλοβόλα δάση έχουν τη μεγαλύτερη ποικιλία ειδών πουλιών και ερπετών. Από τα πτηνά, πολυπληθέστερα είδη είναι η γαλαζοπαπαδίτσα *Cyanistes caeruleus*, ο σπίνος *Fringila coelebs* και ο κοκκοθραύστης *Coccothraustes coccothraustes*. Σε αντίθεση, τα δάση κωνοφόρων και ιδιαίτερα στα μεγαλύτερα υψόμετρα, είναι λιγότερο πλούσια σε είδη με πιο αραιούς πληθυσμούς. Τα πευκοδάση είναι από τα φτωχότερα σε είδη πουλιών και πληθυσμούς δάση και η ποικιλότητά τους αυξάνει όσο αυξάνει το υψόμετρο και όσο εμφανίζονται ξέφωτα καθώς και θαμνώδης βλάστηση ως υπώροφος. Όμως, ορισμένα πευκοδάση σε νησιά παρουσιάζουν εξαιρετικό ενδιαφέρον για σπάνια είδη. Για παράδειγμα, τα πευκοδάση της Λέσβου αποτελούν τη μοναδική περιοχή αναπαραγωγής στη χώρα μας και το δυτικότερο όριο εξάπλωσης του τουρκοτσοπανάκου *Sitta krueperi* (Κακκαλής 2003). Αυτό το είδος φωλιάζει αποκλειστικά σε κοιλότητες που διαμορφώνει στο σάπιο ξύλο, σε νεκρούς ιστάμενους κορμούς, καθιστώντας αυτό το χαρακτηριστικό, ουσιαστικό παράγοντα στην καταλληλότητα του ενδιαιτήματος (Γρυμπηλάκου 2005). Από ζωογεωγραφικής άποψης, τα ορεινά δάση της Ροδόπης παρουσιάζουν μοναδικό ενδιαφέρον για πολλά είδη της ορνιθοπανίδας, μιας και αποτελούν το νοτιότερο όριο εξάπλωσης ειδών, όπως ο αγριόκουρκος *Tetrao urogallus*, η δασόκοτα *Tetrastes bonasia* και η σπουργιτόγλαυκα *Glaucidium passerinum* ενώ αποτελούν από τις ελάχιστες περιοχές στην Ελλάδα όπου φωλιάζει ο καρυοθραύστης *Nucifraga caryocatactes*, ο χιονοκότσυφας *Turdus torquatus* και η βουνοπαπαδίτσα *Poecile montana* (Handrinos και Akriotis 1997).

3. Η αξία της δασικής πανίδας

Η δασική πανίδα αποτελεί αναπόσπαστο τμήμα των δασών και επιτελεί μια μεγάλη ποικιλία λειτουργιών που είναι απολύτως απαραίτητες για τη διατήρηση των δασών. Προσεγγίζοντας τη δασική πανίδα ανθρωποκεντρικά, μπορούμε να πούμε ότι σχετίζεται, κατά κύριο λόγο, με τη διατροφική αξία και την αναψυχή (McNeely κ.α. 1990). Η διατροφική αξία της δασικής πανίδας περιορίζεται σήμερα όλο και περισσότερο στα δάση των τροπικών ενώ η αξία της για την αναψυχή του ανθρώπου φαίνεται να είναι η επικρατέστερη στα μεσογειακά δάση. Η παρατήρηση των πουλιών στα ελληνικά δάση και το κυνήγι του αγριόχοιρου, του λαγού ή της μεκκάτσας είναι ανάμεσα στις κύριες δραστηριότητες αναψυχής. Δραστηριότητες στη φύση όπως η πεζοπορία, η ορειβασία, η κατασκήνωση, η παρατήρηση και η φωτογράφιση πουλιών, το κυνήγι κ.λπ. συνδέονται και με μια άλλη αναδυόμενη οικονομική δραστηριότητα, τον οικότουρισμό που αποτελεί δύναμη σημαντική πηγή εσόδων για πολλές περιοχές στην Ελλάδα αλλά και σε άλλα κράτη. Η λελογισμένη αξιοποίηση αυτής της αξίας μπορεί να διατηρηθεί όσο διατηρούνται αναλλοίωτα τα χαρακτηριστικά του δάσους και η δασική πανίδα (Hovardas και Poirazidis 2006).

Πέρα όμως από τις άμεσες αξίες της δασικής πανίδας υπάρχουν και οι έμμεσες (McNeely κ.α. 1990). Μια υγιής δασική πανίδα έχει καίριο ρόλο στις λειτουργίες των οικοσυστημάτων όπως οι τροφικές σχέσεις, η ροή ενέργειας, η ανακύκλωση θρεπτικών στοιχείων, κ.ά. Η δασική πανίδα συμβάλλει στη διατήρηση των περιβαλλοντικών συνθηκών που απαιτούνται για τη διαβίωσή μας. Για παράδειγμα, τόσο οι απλοί, εδαφόβιοι μικροοργανισμοί, όσο και τα εδαφόβια, ασπόνδυλα ζώα (δακτυλιοσκάληκες, γαστερόποδα, αραχνόμορφα, έντομα, ισόποδα κ.ά.) είναι απαραίτητοι για την ανακύκλωση των θρεπτικών συστατικών και τη διαδικασία του σχηματισμού εδάφους ή τη μεταφορά θρεπτικών συστατικών στο έδαφος καθώς και τον αερισμό του. Τα έντομα συμβάλλουν στην επικονίαση των φυτών από τα οποία προκύπτουν σημαντικοί για τον άνθρωπο καρποί. Μάλιστα, για ορισμένα είδη φυτών αποκλειστικά αυτά υλοποιούν αυτή την απαραίτητη για το βιολογικό κύκλο των φυτών, διεργασία. Τα συχνά παραγνωρισμένα αμφίβια και ερπετά ελέγχουν τους πληθυσμούς άλλων ομάδων ζωικών οργανισμών όπως των ασπόνδυλων (π.χ. έντομα), ενώ αποτελούν λεία για κάποια σπονδυλωτά. Οι εποχικές μετακινήσεις ορισμένων ειδών αμφιβίων και ερπετών καθώς επίσης και μικροθηλαστικών, συμβάλλουν στη διασπορά των σπητικών μυκήτων που είναι πολύ σημαντικοί για την ανακύκλωση των θρεπτικών συστατικών του δάσους.

Τα σποροφάγα (ή καρποφάγα) πτηνά και θηλαστικά συλλέγουν και μεταφέρουν σπέρματα από τη μια περιοχή στην άλλη, συμβάλλοντας στη σύνθεση της βλάστησης και γενικότερα στη διατήρηση του δασικού οικοσυστήματος. Η κίσσα *Garrulus glandarius*, ο δενδροτοσοπανάκος *Sitta europaea* και ο δασοποντικός *Apodemus sylvaticus* είναι βασικοί συλλέκτες και αποθηκευτές σπόρων σε δρυοδάση και δάση οξυάς (Perea κ.α. 2011). Η διατήρηση οικολογικών στοιχείων στο δάσος όπως των γέρικων και νεκρών δέντρων που παρέχουν κοιλότητες για φώλιασμα και τροφή (αρθρόποδα) για τα επιδημητικά είδη είναι πολλές φορές βασικός παράγοντας για τη χωρική και γενετική εξάπλωση πολλών δασικών ειδών δέντρων. Κάποια σποροφάγα είδη, όπως ο σταυρομύτης *Loxia curvirostra* και ο σκίουρος *Sciurus vulgaris* που συλλέγουν σπέρματα από τους κώνους ορεινών κωνοφόρων, τελικά τα καταστρέφουν και πολλά είδη ορεινών πεύκων έχουν προσαρμοστεί εξελικτικά ώστε να αντεπεξέρχονται σε αυτού του είδους τη θήρευση, διαμορφώνοντας μεγαλύτερους κώνους με σκληρότερα λέπια (Benkman και Parchman 2009). Οι δρυοκολάπτες και

πολλά ακόμη εντομοφάγα πτηνά είναι δυνατόν σε ένα αρχικό στάδιο να ρυθμίσουν τους πληθυσμούς εντόμων που σε ορισμένες συνθήκες μπορεί να είναι βλαπτικά για κάποια είδη δένδρων ενώ αντίστοιχο ρόλο μπορούν να διαδραματίσουν και τα είδη εντομοφάγων θηλαστικών που ζουν σε δάση.

Αρκετά είδη της άγριας πανίδας έχουν χρησιμοποιηθεί στην αξιολόγηση της ποιότητας του περιβάλλοντος τόσο για το χερσαίο όσο και το υδάτινο στοιχείο του δασικού περιβάλλοντος (Canterbury κ.α. 2000, Croonquist και Brooks 1991) ή για την πρόβλεψη ανάπτυξης ορισμένων ασθενειών δένδρων (DesGranges 1987). Με δεδομένο ότι η αξία της διατήρησης των βιολογικών πόρων μπορεί να είναι σημαντική για την ακεραιότητα των φυσικών πόρων, η διατήρηση αυτή πρέπει να θεωρηθεί ως μια μορφή έμμεσης οικονομικής ανάπτυξης (McNeely 1988).

Αλλά δεν είναι μόνον η αξία χρήσης. Η ομορφιά πολλών ειδών τη δασικής πανίδας και ιδιαίτερα των πτηνών και των θηλαστικών συντελεί στην ψυχική και πνευματική ευεξία του ανθρώπου και εμπνέει την τέχνη. Πολλά δασικά ζώα, από την αρχαιότητα μέχρι σήμερα, απεικονίζονται σε έργα τέχνης και σε οικονομικής αξίας αντικείμενα όπως τα νομίσματα. Πολλά από τα ήθη και έθιμα λαών που ζουν κοντά σε δάση είναι άμεσα συνδεδεμένα με τα άγρια ζώα του δάσους. Έτσι, η διατήρηση της δασικής πανίδας και γενικότερα της βιοποικιλότητας είναι άρρηκτα συνδεδεμένη με τη διατήρηση των στοιχείων του πολιτισμού, την καθημερινή ζωή, την ιστορία, τη μυθολογία, τη λαογραφία και τη φιλοσοφία. Ακόμα και σήμερα αρκετές περιοχές της Ελλάδας έχουν ως έμβλημά τους κάποιο είδος της άγριας πανίδας, που αποτελεί μια ιδιαίτερη πολιτιστική αξία για τους κατοίκους των περιοχών αυτών. Τέτοια παραδείγματα είναι το κρητικό αγρίμι, το πλατόνι της Ρόδου και η αρκούδα σε δήμους των Γρεβενών. Επίσης, υπάρχει η επιστημονική αξία. Η δασική πανίδα προσφέρει ένα τεράστιο πεδίο έρευνας και ο άνθρωπος έχει να μάθει πολλά ακόμη για τα είδη πανίδας που εξαπλώνονται στα δασικά οικοσυστήματα και για τις σχέσεις και αλληλεπιδράσεις των διαφόρων ειδών τόσο μεταξύ τους όσο και μεταξύ αυτών και της βλάστησης και του τοπίου.

Πιο δυσνόητες στη σύγχρονη εποχή, μιας και δεν μπορούν να αποτιμηθούν με οικονομικά κριτήρια, αλλά αδιαμφισβήτητα υπαρκτές, είναι και οι **μη ανθρωποκεντρικές** αξίες της δασικής πανίδας. Μια από αυτές είναι η αξία της ύπαρξης, υπό το πρίσμα ότι το κάθε είδος είναι σημαντικό από μόνο του, δεδομένου ότι αποτελεί μοναδικό και αναντικατάστατο προϊόν εκατομμυρίων ετών εξέλιξης. Αυτή την αξία (της ύπαρξης) τη δίνουμε σε κάτι μόνο και μόνο γιατί υπάρχει, ακόμη κι αν δεν το γνωρίσουμε ή δεν θα το αξιοποιήσουμε ποτέ. Το ότι θα συνεχίσει να υπάρχει αλλά και η πιθανότητα κάποια στιγμή, στο μέλλον, να χρησιμοποιηθεί αποτελούν επιπλέον αξίες, η αξία κληροδοτήματος και η αξία προοπτικής χρήσης. Επιπλέον, υπάρχει η **ηθική αξία** (Brown κ.α. 1993), δηλαδή, η διατήρηση και προστασία των ειδών της πανίδας που προκύπτει ως πηγαία ανάγκη σε πολλούς ανθρώπους, κατόπιν της από μέρους τους διαπίστωσης ή αναγνώρισης των επιπτώσεων της ανθρώπινης πλεονεξίας σε βάρος της φύσης που οδηγεί πολλούς ζωικούς (κυρίως) πληθυσμούς σε υποβάθμιση ή κατάρρευση και συνεπώς εξαφάνιση. Έχουμε οπωσδήποτε ηθική υποχρέωση να κληροδοτήσουμε στις μελλοντικές γενιές τη σύνθεση και την ποικιλία των ειδών που κι εμείς κληρονομήσαμε από τις προηγούμενες γενιές.

Αναμφίβολα, πολλές πλευρές της πολυτιμότητας της δασικής πανίδας είναι γνωστές μόνο σε θεωρητικό επίπεδο και η έρευνα σε αυτόν τον τομέα θα αναδείξει πολλές ακόμη μορφές αυτής, τόσο για τον άνθρωπο όσο και για τους άλλους οργανισμούς

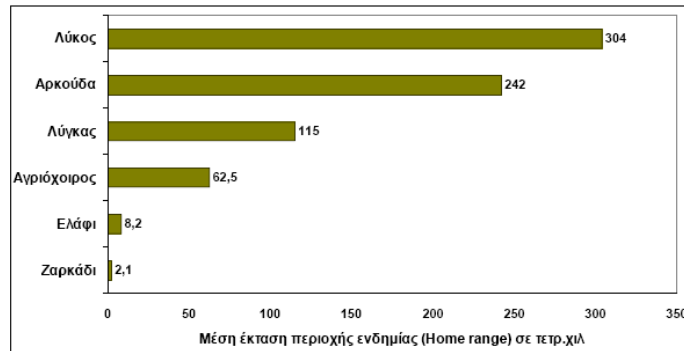
και βιοκοινότητες. Ειδικά τώρα που πολλά από τα είδη της δασικής πανίδας απειλούνται εξαιτίας της υποβάθμισης και της καταστροφής των δασών, η έρευνα για την αξία της έχει ακόμη μεγαλύτερη σημασία.

4. Σχέσεις πανίδας και δάσους

4.1. Περιοχή ενδημίας της δασικής πανίδας

Όλα τα ζώα για να ικανοποιήσουν τις βιολογικές ανάγκες τους σε τροφή, κάλυψη και αναπαραγωγή, χρειάζονται έναν κατάλληλο γεωγραφικό χώρο που ονομάζεται περιοχή ενδημίας (*home range*). Η περιοχή αυτή περιλαμβάνει τόσο βιοτικά όσο και αβιοτικά στοιχεία του περιβάλλοντος που είναι απαραίτητα για την ικανοποίηση των καθημερινών οικολογικών απαιτήσεων του κάθε ατόμου (Burt 1943, Seaman και Powell 1996). Τα δασικά οικοσυστήματα παρέχουν χώρους για προστασία και κάλυψη, θέσεις φωλιάσματος και τροφή σε πολλά ζωικά είδη τα οποία εκμεταλλεύονται τις δυνατότητες που τους παρέχονται με έναν πολύπλοκο και πολυεπίπεδο τρόπο. Ο τρόπος αυτός ποικίλει ανάμεσα στα διαφορετικά είδη αλλά ακόμη και ανάμεσα στα άτομα του ίδιου είδους (Poirazidis κ.α. 2007). Πολλά είδη εξαρτώνται απευθείας από τα δέντρα και τους θάμνους για τροφή, κάλυψη ή θέσεις φωλιάσματος. Όλα τα στάδια εξέλιξης των δασών (κλάσεις ηλικίας) είναι σημαντικά για φωλεοποίηση και τροφοληψία αλλά μεγαλύτερη ποικιλότητα φωλεάζοντων δασικών ειδών εμφανίζεται σε ενόητες δέντρων μεγάλης ηλικίας και με μεγάλη κάλυψη ενώ οι ανοικτές εκτάσεις προτιμώνται περισσότερο για τροφοληψία (Thomas 1979). Άλλα είδη που ζουν κυρίως στις ανοικτές εκτάσεις, χρησιμοποιούν τα δάση ως ασφαλές προσωρινό καταφύγιο. Πέρα από αρκετά πτηνά, τη συγκεκριμένη στρατηγική χρησιμοποιούν και τα ερπετά αλλά και ορισμένα είδη χειροπτέρων (Dietz κ.α. 2009). Τα χαρακτηριστικά του ενδιαιτήματος (ποιότητα, ποσότητα και διάταξη παραγόντων του περιβάλλοντος) καθορίζουν σε μεγάλο βαθμό τόσο τον αριθμό των ειδών όσο και το μέγιστο πληθυσμιακό μέγεθος κάθε είδους που μπορεί να επιβιώσει και να αναπαραχθεί εκεί. Τα στοιχεία αυτά μεταβάλλονται χρονικά, τόσο εποχικά όσο και ετήσια. Η υπέρβαση αυτής της φέρουσας ικανότητας του χώρου, επιφέρει είτε την υποβάθμιση της περιοχής (για παράδειγμα υπερβόσκηση φυτοφάγων ειδών σε περιοχές με απουσία φυσικών θηρετών) είτε την τοπική εξαφάνιση κάποιων πληθυσμών ή ακόμη και ειδών.

Το μέγεθος της περιοχής ενδημίας μεταβάλλεται αναλόγως με το είδος, τις διαφορετικές ηλικίες και το φύλο, τις εποχές αλλά και τα ποιοτικά χαρακτηριστικά του ενδιαιτήματος. Οι διαφοροποιήσεις ανάμεσα στα είδη επηρεάζονται από πολλούς παράγοντες (Tufto κ.α. 1996) αλλά, γενικότερα, είδη που βρίσκονται σε ανώτερα τροφικά επίπεδα συνήθως έχουν μεγαλύτερες περιοχές ενδημίας από είδη που βρίσκονται σε χαμηλότερα. Φυτοφάγα θηλαστικά του δάσους, όπως τα ζαρκάδια *Capreolus capreolus* περνούν μεγάλο διάστημα της ζωής τους σε περιοχές με επιφάνεια της τάξης των 1-2 km², σε αντίθεση με τα μεγάλα σαρκοφάγα, όπως ο λύκος *Canis lupus* που έχει περιοχή ενδημίας μεγέθους 300 km² (Πιουρούλος κ.α. 2009) διανύοντας τακτικά αποστάσεις πολλών δεκάδων χιλιομέτρων για αναζήτηση τροφής. Σε ενδιάμεση θέση βρίσκονται τα μεγάλα παμφάγα θηλαστικά (Διάγραμμα 1).



Διάγραμμα 1. Μέση έκταση χωροκρατειών για μεγάλα θηλαστικά σε Κεντρική και Νότια Ευρώπη. (Πηγή: Mertzanis κ.α. 2005, Pliopoulos κ.α. 2009, Giannakopoulos κ.α. 2009. Kusak κ.α. 2009)

Πολλά είδη υπερασπίζονται χωροκράτειες³ οι οποίες, ανάλογα με τα ηθολογικά χαρακτηριστικά του κάθε είδους, χρησιμοποιούνται από ένα άτομο, μια οικογένεια ή μια μεγαλύτερη ομάδα ατόμων. Οι χωροκράτειες διαφορετικών ατόμων ή ομάδων μπορεί να αλληλοεπικαλύπτεται μερικώς ή πλήρως, ανάλογα με την εποχή του έτους, την ηλικία, το φύλο, την πληθυσμιακή πυκνότητα, (Burt 1943, Mace και Waller 1997, Fedriani κ.α. 1999). Το μέγεθος της χωροκράτειας ενός είδους μπορεί να μεταβάλλεται από περιοχή σε περιοχή και αυτό εξαρτάται από τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των περιοχών. Σε πλούσια δασικά ενδιαιτήματα, τα είδη ικανοποιούν τις ανάγκες τους σε μικρότερες εκτάσεις ενώ σε φτωχότερα τα ζώα χρειάζεται να διανύσουν μεγάλες αποστάσεις για να καλύψουν τις ανάγκες τους σε τροφή, νερό και κάλυψη. Οι αδιατάρακτες δασικές ενότητες και τα δασικά μωσαϊκά (αγροδασικά και δασοκτηνοτροφικά τοπία) έχουν μεγάλη σπουδαιότητα για τη διατήρηση της δασικής πανίδας και γενικότερα της βιοποικιλότητας (MacArthur και MacArthur 1961, Kati κ.α. 2004, Kati και Sekercioglu 2006, St.-Laurent κ.ά. 2007, Poirazidis κ.α. 2010).

Για να διατηρηθεί ή να αυξηθεί ο πληθυσμός κάποιων ζώων σ' ένα δασικό οικοσύστημα, είναι απαραίτητο είτε να αυξηθεί η έκταση του κατάλληλου χώρου γι' αυτά τα είδη, ή να αναβαθμιστούν τα ποιοτικά χαρακτηριστικά που τα ευνοούν. Για ορισμένα είδη, οι δύο αυτές επιλογές μπορεί να εμφανίζουν δυσκολίες στην υλοποίησή τους καθώς ενδέχεται να έρχονται σε σύγκρουση με ανθρώπινα συμφέροντα (π.χ. στην περίπτωση των μεγάλων σαρκοφάγων) ενώ για κάποια άλλα είδη η εφαρμογή μπορεί να είναι ευκολότερη ή / και πιο οικονομική. Αναφερόμενοι στη διατήρηση της πανίδας εννοούμε κυρίως τη διατήρηση των πληθυσμών όλων των ειδών σε τέτοιο μέγεθος που να εγγυάται τη συνέχεια της παρουσίας τους. Η βιωσιμότητα πληθυσμού περιλαμβάνει και περιπτώσεις όπου είναι αναγκαία η αύξηση των πληθυσμών ορισμένων ειδών που έχουν υποστεί μείωση και κινδυνεύουν να εξαφανιστούν. Πολλά είδη ζώων έγιναν σπάνια καθώς τα κατάλληλα ενδιαιτήματα και οι πηγές τροφής τους καταστράφηκαν ή αλλοιώθηκαν - κυρίως από ανθρώπινες δραστηριότητες - κάτι που κατά κανόνα οδηγεί στη μείωση της φέρουσας ικανότητάς (χωρητικότητας) του δασικού οικοσυστήματος γι' αυτά τα είδη (Angelstam κ.α. 2004). Για παράδειγμα, η μικρή διαθεσιμότητα νεκρού ξύλου στο δάσος μειώνει τους διαθέσιμους χώρους αναπαραγωγής και διατροφής για δασικά είδη, όπως οι δρυοκολάπτες (Lammertink 2004, Mikusiński 2006).

³ Το τμήμα της περιοχής ενδημίας που ενεργητικά υπερασπίζεται ένα είδος

4.2. Δομή δάσους και πανίδα

Η ποικιλότητα και οι πληθυσμοί των ειδών σχετίζονται σε μεγάλο βαθμό με την ετερογένεια των ενδιαιτημάτων (Tews κ.α. 2004), με την κατανομή σημαντικών βιοτόπων (Heikkinen κ.α. 2004) καθώς και με τα δομικά χαρακτηριστικά της βλάστησης (Lichstein κ.α. 2004). Η κατακόρυφη δομή βλάστησης είναι ο βασικότερος παράγοντας που επηρεάζει τόσο τον αριθμό όσο και τη σύνθεση της ορνιθοπανίδας στα εύκρατα δάση (MacArthur και MacArthur 1961, James και Wamer 1982, DeGraaf κ.α. 1998). Η μεγάλη διαφοροποίηση στη δομή του δάσους έχει αποτέλεσμα τη μεγάλη ποικιλία σε θέσεις φωλιάσματος και περιοχές αναζήτησης τροφής, προσφέροντας περισσότερες ευκαιρίες για επιβίωση σε μεγαλύτερο αριθμό ειδών (Rosenvald κ.α. 2011).

Παρά το γεγονός ότι τα πουλιά είναι πολύ κινητικοί οργανισμοί, οι δραστηριότητες του κάθε είδους περιορίζονται σε συγκεκριμένες θέσεις μέσα στο δάσος και καθένα από αυτά κατανέμεται κυρίως σε ένα συγκεκριμένο όροφο της βλάστησης αποφεύγοντας με αυτόν τον τρόπο τον ανταγωνισμό ανάμεσα στα είδη. Για ορισμένα είδη η εξειδίκευση είναι τόσο μεγάλη που μπορεί να οδηγήσει στον περιορισμό τους σε συγκεκριμένες θέσεις ορισμένων ειδών δένδρων. Έτσι, υπάρχουν είδη που κατανέμονται κυρίως κατά μήκος των κορμών (όπως οι δενδροβάτες), κάποια που κατανέμονται κυρίως στο έδαφος κάτω από τα δένδρα (κότσυφες, τρογλοδύτες κ.ά), άλλα που κατανέμονται στα κλαδιά και στο ανώτερο τμήμα των δένδρων (παπαδίτσες, δρυκολάπτες, αγίθαλοι, σταυρομύτες κ.ά) κ.ο.κ Η κατανομή του κάθε είδους εξαρτάται από την κατανομή των ειδών της λείας του και τη διατροφική του συμπεριφορά. Για παράδειγμα, οι μυγοχάφτες προτιμούν να κάθονται σε κλαδιά που απαρτίζουν το κατώτερο μέρος της κόμης από τα οποία μπορούν να εποπτεύουν περιοχές πάνω από το έδαφος για ιπτάμενα, κυρίως, έντομα. Τα είδη διαφέρουν στον τρόπο που εκμεταλλεύονται τα τροφικά αποθέματα, κυρίως όσον αφορά στο ύψος όπου αναζητούν την τροφή τους ακόμα και σε περιπτώσεις που αυτά ανήκουν στην ίδια Οικογένεια όταν συνυπάρχουν στο ίδιο ενδιαίτημα (π.χ. παπαδίτσες *Paridae*) (Alatalo και Moreno 1987). Η ανάγκη για προστασία από τους θηρευτές, και οι θέσεις φωλεοποίησης που προσφέρει συνήθως το πυκνό φύλλωμα και η κόμη των δένδρων είναι επιπρόσθετοι παράγοντες που επηρεάζουν την κατακόρυφη κατανομή των ειδών πτηνών (Cody 1985). Η πυκνότητα των δασικών πουλιών μειώνεται σημαντικά με τη διάνοιξη της κομοστέγης και αυξάνεται ανάλογα με την πυκνότητα των δέντρων στη συστάδα, την ποικιλία ύψους των δέντρων και τη συχνότητα της νεκρής ξυλώδους μάζας (Michel και Winter 2009, Verschuyt κ.α. 2008). Επιπλέον, οι βιοκοιότητες των δασικών ζώων φαίνεται ότι διαφέρουν ανάμεσα σε συστάδες με διαφορετική σύνθεση ειδών δέντρων που έχουν γενικότερα όμοια δομή δάσους (Beyser και Meyer 1994, Hewson κ.α. 2011). Τα μικτά δάση έχουν περισσότερα είδη σε σχέση με αμιγή (αφού παρέχουν καλύτερες συνθήκες για είδη με ποικίλες απαιτήσεις, ενώ τα αμιγή δάση έχουν εντονότερη κυριαρχία λίγων ειδών (Kati κ.α. 2007, Felton κ.α. 2010). Ωστόσο, τα κωνοφόρα δάση τείνουν να έχουν περισσότερα επιδημητικά - μόνιμα είδη, πιθανόν λόγω παροχής καλύτερης κάλυψης και περισσότερων τροφικών πόρων το χειμώνα. Τα διαφορετικά είδη δέντρων έχουν διαφορετικούς αριθμούς ειδών αρθροπόδων, άρα διαφέρουν και ως προς την πιθανότητα να προσελκύσουν πουλιά για τροφοληψία.

Η εντατική διαχείριση επηρεάζει σημαντικά τη δομή των δασών και πολλές φορές και τη φυσική διαδικασία της διαδοχής της φυσικής βλάστησης (*succession*). Αυτές οι αλλαγές των δασικών οικοσυστημάτων μπορεί να έχουν έντονες συνέπειες στην

παρουσία ειδών της άγριας πανίδας (Hunter 1999, Lindenmayer κ.α. 2000, Thomson κ.α. 2003). Η επίδραση της δασικής διαχείρισης όμως δεν είναι η ίδια για ολόκληρη τη βιοκοινωνία της δασικής πανίδας. Κάποια είδη μπορούν να προσαρμοστούν ή και να ωφεληθούν από επεμβάσεις όπως η αραίωση, η αναγέννηση και η αποψιλωτική υλοτομία ενώ άλλα επηρεάζονται αρνητικά. Τα τυπικά δασικά είδη ευνοούνται από την εξέλιξη της φυσικής διαδοχής από τις ανοικτές εκτάσεις προς ωριμότερα δάση, σε αντιδιαστολή με τα είδη των ανοιχτών εκτάσεων που ευνοούνται όταν σε μια δασική έκταση παρατηρούνται φαινόμενα διάσπασης και κατάτμησης. Σε ενδιαμέση θέση βρίσκονται είδη που ευδοκίμουν σε βιοτόπους ορίων ενώ τα είδη γενικευτές δεν έχουν ιδιαίτερες προτιμήσεις. Γενικότερα, τα διαχειριζόμενα δάση παρέχουν μικρότερο εύρος ενδιαιτημάτων για την πανίδα από ότι τα φυσικά, μη διαχειριζόμενα δάση (Betts κ.α. 2005, Sullivan κ.α. 2009). Ωστόσο, η εφαρμογή συγκεκριμένων δασοπονικών και διαχειριστικών πρακτικών μπορεί να βελτιώσει και να αυξήσει την ποικιλία των ενδιαιτημάτων. Στοχεύοντας στη διατήρηση της δασικής πανίδας, ο διαχειριστής του δάσους πρέπει να λαμβάνει υπόψη του την ποικιλότητα του δασικού οικοσυστήματος. Η δασική ποικιλότητα σε μια δεδομένη επιφάνεια συνίσταται από πολλούς αλληλοεξαρτώμενους παράγοντες, όπως η κάλυψη της βλάστησης, η δομή, η ηλικιακή κλάση, η υγρασία, το φως, η θερμοκρασία και η κατανομή των ειδών στο χώρο και στο χρόνο. Τα τρία στοιχεία της δασικής ποικιλότητας των οποίων η διαχείριση θεωρείται πιο εύκολη είναι: η σύνθεση των ειδών δέντρων, οι ηλικιακές κλάσεις του δάσους και η χωρική κατανομή των δασοσυστάδων. Παράλληλα, κρίσιμα στοιχεία των δασικών οικοσυστημάτων για την πανίδα, όπως τα νεκρά ιστάμενα ή κατακείμενα δέντρα και η ποικιλότητα στην κάθετη διαστρωμάτωση της βλάστησης είναι καθοριστικοί παράγοντες για τη βελτίωση της συνάθροισης των δασικών ειδών (Rosenvald κ.α. 2011).

4.3. Κρίσιμα στοιχεία των δασικών οικοσυστημάτων για την πανίδα

Τα αποσυντιθέμενα και νεκρά (ιστάμενα ή κατακείμενα) δένδρα στο δάσος σχηματίζουν ένα πολύ σημαντικό μικροενδιαίτημα για μια μεγάλη ποικιλία ειδών, ιδιαίτερα μυκήτων, εντόμων και πουλιών (Fuller 1995). Στα διαχειριζόμενα δάση τα αποσυντιθέμενα ή νεκρά δένδρα θεωρούνται βλαπτικά εξαιτίας της μεγάλης ανάπτυξης εντόμων, (κάποια από τα οποία μπορεί να είναι επιβλαβή για τα υπόλοιπα δένδρα) κι' έτσι συνήθως απομακρύνονται. Η παραμονή όμως στο δάσος έστω και ενός ποσοστού σάπιου ξύλου είναι αναγκαία για τη διατήρηση της βιοποικιλότητας. Το κολεόπτερο *Lucanus cervus* είναι ένα προστατευόμενο είδος (Παράρτημα I της Οδηγίας 92/43 ΕΕ) το οποίο ζει σε ώριμα δέντρα και πεσμένο ξύλο. Αν και στην Ελλάδα, όπου η διαχείριση των δασών δεν είναι τόσο εντατική, το είδος αυτό δεν θεωρείται ακόμη κινδυνεύον, η μείωσή του στην Ευρώπη συνδέεται άμεσα με την εντατική δασική διαχείριση (Harvey κ.α. 2011). Πολλές μελέτες έχουν αποδείξει τη στενή εξάρτηση μεταξύ της πυκνότητας υπερώριμων δέντρων και της αφθονίας πουλιών που φωλιάζουν σε κουφάλες δέντρων (Raphael και White, 1984, Stribling κ.α. 1990). Οι δρυοκολάπτες αποτελούν χαρακτηριστικά είδη που εξαρτώνται περισσότερο από την ύπαρξη ώριμων και νεκρών δέντρων για τη φωλεοποίηση και τροφοληψία τους παρά από τη δομή της βλάστησης (Collette κ.α. 2003). Οι δρυοκολάπτες είναι οι κατασκευαστές κοιλοτήτων σε τέτοια δέντρα οι οποίες αποτελούν, δευτερογενώς, καταφύγιο για άλλα είδη πουλιών και θηλαστικών όπως μυωξοί και νυχτερίδες (Wesołowski 2011). Τα περισσότερα από αυτά τα είδη τρέφονται με δασικά έντομα, έχοντας σημαντικό ρόλο στη ρύθμιση των πληθυσμών τους. Αυτό γίνεται είτε άμεσα με τη θήρευσή τους είτε έμμεσα, επηρεάζοντας τα παράσιτα ή τους θηρευτές των εντόμων ή αλλάζοντας το μικροπεριβάλλον τους.

Ένας άλλος παράγοντας που αυξάνει την ποικιλότητα της πανίδας στο δάσος είναι η παρουσία δένδρων και συστάδων δένδρων μεγάλης ηλικίας. Η δομή και η ποικιλία μικροενδιαιτημάτων που παρέχει μια συστάδα δένδρων μεγάλης ηλικίας είναι η αιτία της μεγαλύτερης ποικιλότητας ειδών πουλιών και πυκνότητας των πληθυσμών τους συγκριτικά με νεότερες συστάδες (Avery and Leslie 1990). Οι τσοπανάκοι (*Sittidae*), οι δενδροβάτες (*Certhiidae*), οι παπαδίτσες (*Paridae*), οι δρυκολάπτες, οι σπίνιοι *Fringila coelebs* και οι κοκκινολαίμηδες *Erithacus rubecula* ευνοούνται από την ύπαρξη συστάδων με δένδρα μεγάλης ηλικίας (Avery and Leslie 1990). Δηλαδή, ευνοούνται όλα τα είδη που μπορούν να εκμεταλλευτούν (για διατροφή ή φώλιασμα) όλα τα μικροενδιαιτήματα που «παρέχονται» από μια συστάδα μεγάλης ηλικίας, όπως ο κορμός του δένδρου, τα μεγάλα και τα μικρά κλαδιά, το έδαφος, ο χώρος γύρω από το δένδρο κ.ά., στο καθένα από τα οποία παρατηρούνται διαφορετικά είδη πουλιών (Sakoulis 2004). Τα γέρικα δέντρα με μεγάλα κλαριά ή νεκρές κορυφές προσφέρουν ένα διακριτό βιότοπο στη δασική κομοστέγη. Πολλά είδη πουλιών και ιδιαίτερα αρπακτικών χρησιμοποιούν αυτές τις θέσεις για διανυκτέρευση, για παραμόνευση λείας ή και για φώλιασμα (Poirazidis κ.α. 2004, Poirazidis κ.α. 2007). Ο μπαρμπαστέλλος *Barbastella barbastellus* είναι από τα πιο σπάνια είδη νυκτερίδας στην Ελλάδα (Παπαδάτου κ.α. 2009) και οι πληθυσμοί του σχετίζονται με ώριμα δάση. Η κυριότερη απειλή για το μεγάλο νυκτοβάτη *Nyctalus lasiopterus* και τη νανονυκτερίδα του Hanak *Pipistrellus hanaki* φαίνεται να είναι η απώλεια ώριμων δέντρων με κοιλότητες όπου φωλιάζουν κατά την άνοιξη και το καλοκαίρι (Παραγκαμιάν κ.α. 2009, Γεωργιακάκης και Παραγκαμιάν 2009).

Τα διάσπαρτα ανοίγματα στα δάση αυξάνουν την ετερογένεια, σχηματίζουν διαφορετικά μικροπεριβάλλοντα που ευνοούν την παρουσία μικρών και μεγάλων θηλαστικών, ερπετών αλλά και πουλιών όπως ο στραβολαίμης *Jynx torquilla*, ο μυγοχάφτης *Muscicapa striata*, το τρυγόνι *Streptopelia turtur* κ.ά. που δεν απαντούν στα πυκνά δάση (Tucker και Evans 1997, Avery και Leslie 1990). Έχει βρεθεί ότι στις παρυφές των πυκνών συστάδων του δάσους με τα ανοίγματα η ποικιλία και η πυκνότητα των ειδών είναι μεγαλύτερη απ' ό,τι στο εσωτερικό του δάσους ή σε οποιοδήποτε άλλο τμήμα του. Το γεγονός αυτό οφείλεται στο φαινόμενο της «δυναμικής των παρυφών» (*edge effect*) κατά το οποίο αναπτύσσεται μεγαλύτερη ποικιλία και πυκνότητα οργανισμών στις παρυφές δύο φυτοκοινωνιών παρά στο εσωτερικό της κάθε μίας από αυτές (Odum και Barrett 1991).

4.4. Ετερογένεια, μωσαϊκότητα και κατακερματισμός

Τα περισσότερα ενδιαιτήματα μπορούν να χαρακτηριστούν ως ένα χωροχρονικό μωσαϊκό, αποτελούμενο από πολλά ποικίλα τμήματα που συχνά συνδέονται μεταξύ τους το καθένα από τα οποία έχει ιδιαίτερη σύσταση από δομικά χαρακτηριστικά, οργανισμούς και φυσικούς πόρους (Farina 2006). Η ετερογένεια του τοπίου είναι ένας από τους καλά μελετημένους παράγοντες θετικής επίδρασης στη βιοποικιλότητα (Huston 1994). Εξαιτίας αυτής της περιβαλλοντικής ετερογένειας, η ακριβής εξελικτική θέση ενός ατόμου αποτελεί συνήθως τον κύριο καθοριστικό παράγοντα της προσαρμοστικότητάς του (Pianka 1999). Περιοχές με εκτεταμένα ομοιογενή ενδιαιτήματα είναι λιγότερο πλούσιες σε είδη από περιοχές με εναλλαγή διαφορετικών ενδιαιτημάτων, στις οποίες διαβιούν περισσότερα είδη με διαφορετικές οικοθέσεις (δηλαδή οικολογικές προτιμήσεις).

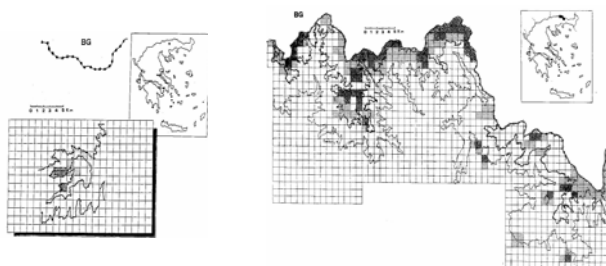
Ο κατακερματισμός (*fragmentation*) των ενδιαιτημάτων είναι μια δυναμική διαδικασία κατά την οποία μεγάλες εκτάσεις φυσικών τοπίων υποδιαιρούνται σε

πολλές μικρότερες (Meffe και Carroll 1997, Forman και Alexander 1998). Πολλά είδη της άγριας πανίδας είναι προσαρμοσμένα να ζουν σε μεγάλες ενότητες φυσικών ενδιαιτημάτων και ο κατακερματισμός επιφέρει μείωση της αφθονίας τους. Τα είδη που ζουν αποκλειστικά σε δασικές εκτάσεις αποφεύγουν να διασχίσουν ανοικτού τύπου ενδιαιτήματα όπου η θνησιμότητα είναι υψηλότερη (Andrén 1994, Langevelde 2000). Η απουσία βλάστησης για είδη αποκλειστικά δασόβια μπορεί να επηρεάσει σε μεγάλο βαθμό τις μετακινήσεις και τους ρυθμούς εποίκησης σε νέες περιοχές (Ordam 1991). Είδη της δασικής πανίδας που είναι ευαίσθητα στην κατάτμηση είναι κυρίως αυτά που έχουν απαιτήσεις για μεγάλες περιοχές ενδημίας, επιδημητικά εξειδικευμένα είδη, είδη που καταλαμβάνουν τελικά στάδια διαδοχής της βλάστησης ή έχουν μικρή ικανότητα διασποράς (Angelstam κ.α. 2003). Ο κατακερματισμός του ενδιαιτηματός τους έχει ως συνέπεια τη σταδιακή εξάλειψη των πληθυσμών τους και έχει αναγνωριστεί διεθνώς ως ένα από τα πιο σημαντικά ζητήματα που απειλούν τη διατήρηση της βιοποικιλότητας (Crooks και Sanjayan 2006). Από την άλλη πλευρά, υπό ορισμένες προϋποθέσεις, ο κατακερματισμός αυξάνει τις παρυφές (*edges*) στις ενότητες διαφορετικών ενδιαιτημάτων με αποτέλεσμα να ευνοούνται άλλα είδη που προτιμούν τέτοια περιβάλλοντα (Farina 1999).

Η διατήρηση της συνέχειας ενός ενδιαιτήματος διευκολύνει τη μετακίνηση των οργανισμών μέσα στα μωσαϊκά τοπίων επιτρέποντας έτσι τη λειτουργική επικοινωνία των υπο-πληθυσμών μεταξύ τους (Taylor 1990, Andrén 1994). Αξίζει να σημειωθεί ότι απομονωμένοι πληθυσμοί έχουν μεγαλύτερο κίνδυνο εξαφάνισης εξαιτίας γενετικών παραμέτρων όπως είναι η μείωση ή/και απώλεια γενετικής ποικιλότητας (Counet, 2002). Οι γενετικές συνέπειες από την απομόνωση ενός πληθυσμού μπορεί να οδηγήσουν σε μείωση της ευρωστίας του και στη διατάραξη της μετέπειτα ισορροπίας, παράγοντες δηλαδή που θέτουν σε κίνδυνο την επιβίωσή του (Allendorf και Leary 1986, Lande 1988, Crooks και Sanjayan 2006). Συνεπώς, είναι ιδιαίτερα σημαντική η διατήρηση συνδετικών ζωνών για τη διατήρηση της επικοινωνίας των υποπληθυσμών μεταξύ τους και της λειτουργικότητας του οικοσυστήματος.

Δασικά είδη: Οι περιπτώσεις του αγριόκουρκου και της αρκούδας

Ο αγριόκουρκος έχει απόλυτη εξάρτηση από το δάσος. Παλαιότερα το είδος κατοικούσε σε όλα τα δάση της Ευρώπης (Landmann 1985) ενώ σήμερα η κατανομή του έχει περιοριστεί. Η υποβάθμιση των βιοτόπων και ο κατακερματισμός των πληθυσμών του θεωρούνται ως οι κυριότερες απειλές για το είδος (Storch 2000, 2001, Segelbacher κ.α. 2003). Οι βασικότεροι λόγοι της δραστηκής μείωσης του πληθυσμού του και του περιορισμού της κατανομής του αποδίδονται στην καταστροφή των φυσικών βιοτόπων του, στην εντατικοποίηση της δασικής διαχείρισης και στην αυξανόμενη όχληση στους τόπους γαμήλιας επίδειξης και φωλοποίησης (Porkert 1979, Mueller 1982). Η χωροκράτεια του αγριόκουρκου δεν είναι πολύ μεγάλη (1-5 km²) και μέσα σ' αυτήν πρέπει να εκπληρωθεί ένα πλήθος αναγκών οι οποίες στη διάρκεια του χρόνου μεταβάλλονται. Ο αγριόκουρκος στην Ελλάδα βρίσκεται σε δύο, πιθανά απομονωμένες μεταξύ τους, περιοχές. Ο κύριος πληθυσμός ζει στην οροσειρά της Ροδόπης (330-380 άτομα) και ένας πολύ μικρότερος στο Λαϊλιά Σερρών (20-30 άτομα) (Ποϊραζίδης 1989).

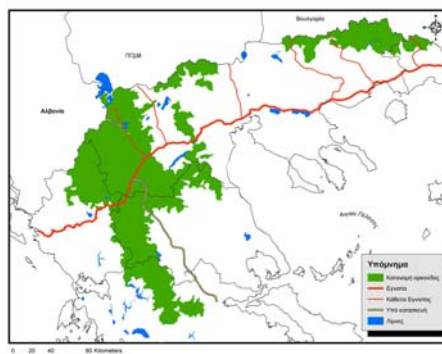


Χάρτης 1. Γεωγραφική κατανομή του αγριόκουρκου στη Δυτική Ροδόπη και Λαϊλιά Σερρών (η σκούρα διαγράμμιση υποδεικνύει την καταγραφή από άμεση παρατήρηση και η γκριζα από έμμεση)

Ο αγριόκουρκος είναι πιστός κάτοικος των ώριμων δασών. Το ενδιαίτημά του στη Ροδόπη αποτελείται από δάση μικτής σύνθεσης από κωνοφόρα και οξύα *Fagus sylvatica*. Αυτά τα δάση περιέχουν μεγάλη αναλογία ώριμων και ηλικιωμένων δέντρων τα οποία εναλλάσσονται με τμήματα διαφορετικών σταδίων εξέλιξης. Η ύπαρξη ξέφωτων ή δασικών ανοιγμάτων παίζει πολύ καθοριστικό ρόλο, καθώς είναι χώροι τόσο για γαμήλιες επιδείξεις όσο και για εύρεση της τροφής από ποώδη φυτά. Το είδος αυτό μπορεί να επιβιώσει μόνο στα παρθένα μικτά δάση ή στα διαχειριζόμενα με φυσικές μεθόδους δάση. Η παρουσία του στο δάσος θεωρείται ως βιοδείκτης για την καλή λειτουργία και ποιότητα ενός φυσικού χώρου.

Η γεωγραφική κατανομή **της καφέ αρκούδας** στη χώρα μας βρίσκεται στο νοτιότερο άκρο της Ευρωπαϊκής εξάπλωσης. Η εξάπλωσή της καλύπτει μεγάλο μέρος της οροσειράς της Πίνδου με τα παρακλάδια της, καθώς και περιοχές επαναποίκησης προς τα βουνά της ανατολικής και νότιας Ελλάδας, το ορεινό τόξο του Βόρα και την οροσειρά της Ροδόπης (Χάρτης 2). Η μόνιμη εξάπλωση υπολογίζεται σήμερα σε 19.500 km² (Μερτζάνης κ.α. 2009). Με βάση πρόσφατη γενετική μελέτη ο πληθυσμός της αρκούδας εκτιμάται στα 400 άτομα κατ' ελάχιστον ενώ υπάρχουν τρεις γενετικά διακριτοί πληθυσμοί, της Ροδόπης, της Πίνδου και του Βέρνου-Βαρνούντα (Karamanlidis κ.α. 2011).

Χάρτης 2. Κατανομή της αρκούδας (μόνιμη-περιοχές επαναποίκησης) στην Ελλάδα και κατακερματισμός της από τους μεγάλους οδικούς άξονες (Πηγή: www.callisto.gr)



Η αρκούδα στην Ελλάδα ζει σε εκτεταμένα μικτά ή και αμιγή δάση φυλλοβόλων και κωνοφόρων δασών της ορεινής και ημιορεινής ζώνης αλλά συχνά χρησιμοποιεί ανοιχτές εκτάσεις (πάντα όμως σε γεινίαση με το δάσος) για την αναζήτηση της τροφής της (Mertzanis 1992). Οι δασικές εκτάσεις καλύπτουν περίπου το 72% του συνόλου του ενδιαίτηματος της αρκούδας στη ζώνη κατανομής της, ενώ οι πιο ανοιχτές εκτάσεις με λιβάδια και μικρές αγροτικές καλλιέργειες καλύπτουν το 18,7%. Η αρκούδα δεν φαίνεται να χρησιμοποιεί όλους τους τύπους δασικής βλάστησης ανάλογα με την έκτασή τους αλλά κυρίως ανάλογα με τη βιολογική τους αξία και αυτό σε σχέση με τις ανάγκες της στη διάρκεια του ετήσιου βιολογικού της κύκλου που είναι: τροφή, καταφύγιο, αναπαραγωγή (Μερτζάνης κ.α. 2009) με κυρίαρχο παράγοντα την τροφή.

5. Απειλές και προβλήματα για τη δασική πανίδα

5.1. Αλλοίωση, κατακερματισμός και υποβάθμιση δασών και αλλαγές στα τοπία

Η κατάτμηση ή κατακερματισμός φυσικών περιοχών, λόγω ανθρωπογενών επεμβάσεων, δημιουργεί τοπία με τροποποιημένα ενδιαιτήματα ή νέες περιοχές διαφορετικές από εκείνες που είχαν διαμορφωθεί με τη φυσική διαδικασία. Τρία είναι τα κύρια χαρακτηριστικά κατακερματισμού όσον αφορά τις αλλαγές στη χωροδιάταξη του τοπίου (Harris 1984, Wilcove κ.α. 1986, Saunders κ.α. 1991) : α) απώλεια και συρρίκνωση ενδιαιτήματος, δηλ. μείωση της συνολικής έκτασης ενός ενδιαιτήματος, β) ελάττωση της έκτασης των υπολειπόμενων ενδιαιτημάτων που απομένουν μετά τη διαίρεση και γ) αυξημένη απομόνωση των υπολειπόμενων ενδιαιτημάτων ή αντίστοιχα διάσπαση της συνέχειας του ενδιαιτήματος.

Η μείωση του αριθμού των ειδών, η μείωση του πληθυσμού κάποιων ειδών ή η απώλεια ειδών συνδέεται με τους τρεις παραπάνω παράγοντες. Υπάρχουν στοιχεία για την απώλεια ειδών σε τοπικό και περιφερειακό επίπεδο, εξαιτίας του κατακερματισμού ενδιαιτημάτων που είχαν αποτέλεσμα την απώλεια μεγάλων περιοχών με φυσική βλάστηση (Saunders 1989). Υπάρχουν πολλές μελέτες που περιγράφουν τις αρνητικές επιπτώσεις του κατακερματισμού ενδιαιτημάτων σε διάφορες ομάδες ζωικών ειδών όπως πουλιά (Moore και Hooper 1975, Opdam κ.α. 1984, McCollin 1993), θηλαστικά (Middleton και Merriam 1983, Beier 1993, Virgos και Garcia 2002), ερπετά και αμφίβια (Lovejoy κ.α. 1984) και ασπόνδυλα (Lovejoy κ.α. 1984, Klein 1989). Άλλα στοιχεία δείχνουν ότι ο αριθμός των ειδών μειώνεται σημαντικά όταν το 80% του αρχικού ενδιαιτήματος έχει απωλεσθεί και τα υπολειπόμενα ενδιαιτήματα υπόκεινται σταδιακά σε αυξανόμενη απομόνωση (Andrén 1994). Το ακριβές «κατώφλι» (*threshold*) του βαθμού κατακερματισμού, πέραν του οποίου αρχίζουν να γίνονται εμφανείς οι αρνητικές επιπτώσεις σε ένα είδος εξαρτάται από την κινητικότητα του είδους, τις συγκεκριμένες χωρικές απαιτήσεις του καθώς και από τη χωρική κατανομή των ενδιαιτημάτων. Απομονωμένοι πληθυσμοί είναι δυνατόν να έχουν μεγέθη μικρότερα από το κρίσιμο ελάχιστο μέγεθος που είναι απαραίτητο για να επιβιώσουν και να οδηγηθούν σε εξαφάνιση (Askins κ.α. 1987, Reed κ.α. 1996, Alexander και Waters 2000). Μεγάλα θηλαστικά όπως η αρκούδα και ο λύκος, εξαρτώνται από την ύπαρξη σχετικά μεγάλων και αδιατάρακτων εκτάσεων κατάλληλου ενδιαιτήματος, με αποτέλεσμα να απειλούνται από τον κερματισμό που προκαλούν σε αυτές τις περιοχές έργα όπως η κατασκευή μεγάλων οδικών αξόνων.

Μελέτη Περίπτωσης: Η Εγνατία Οδός και η Αρκούδα

Η Εγνατία Οδός και οι κάθετοι άξονές της, καθώς και ο σχεδιαζόμενος αυτοκινητόδρομος «Κεντρικής Ελλάδας» Ε65 κατακερματίζουν την άλλοτε ενιαία ζώνη εξάπλωσης της αρκούδας. Αυτό προαναγγέλλει δυσμενή σενάρια σε ό,τι αφορά τη δυνατότητα επικοινωνίας και συνδεσιμότητας του πληθυσμού αρκούδας μεταξύ εκτεταμένων περιοχών του ενδιαιτήματος, γεγονός που πιθανόν να επιφέρει επιπτώσεις στη γονιδιακή ροή και τη γενετική ποικιλότητα του πληθυσμού. Μόνο για την περίοδο 1998-2010, έχουν καταγραφεί πενήντα τρεις (53) θάνατοι αρκούδων σε τροχαία ατυχήματα στο εθνικό οδικό δίκτυο της χώρας (Karamanlidis κ.α. 2011, Mertzanis κ.α. 2011). Η έξαρση του φαινομένου οφείλεται κυρίως στην περαιτέρω κατάτμηση του ενδιαιτήματος της αρκούδας από την ραγδαία ανάπτυξη και πύκνωση του οδικού δικτύου και κυρίως των μεγάλων κλειστών αυτοκινητοδρόμων όπως η Εγνατία Οδός. Η πλειονότητα των τροχαίων ατυχημάτων με άγρια ζώα οφείλεται κυρίως στην πλημμελή πρόβλεψη κατάλληλων τεχνικών μέτρων και κατασκευών αντιστάθμισης (ειδικές διαβάσεις-περάσματα-ειδική περίφραξη) και μέτρων οδικής σήμανσης για την ασφάλεια των οδηγών και των άγριων ζώων.

5.2. Θήρα και λαθροθηρία

Η θήρα υπό πολύ συγκεκριμένες προϋποθέσεις θα μπορούσε να αποτελέσει διαχειριστικό εργαλείο και να συνυπάρξει με άλλες χρήσεις στα φυσικά οικοσυστήματα προσφέροντας επιπλέον οφέλη. Από την άλλη πλευρά, η έλλειψη σωστής ενημέρωσης - κυνηγετικής παιδείας και η ελλιπής φύλαξη - έλεγχος μπορούν να οδηγήσουν στην υπέρ-θήρευση, αλλά και σε έμμεσες επιπτώσεις όπως π.χ. όχληση σε άλλα είδη της άγριας πανίδας. Το κυνήγι στη χώρα μας, όπως στις περισσότερες μεσογειακές χώρες, είναι αρκετά δημοφιλής δραστηριότητα αναψυχής (κατά μέσο όρο κατά τη δεκαετία 1999-2008 εκδόθηκαν 208.166 κυνηγετικές άδειες (ΥΠΕΚΑ 2010). Τουλάχιστον δύο από τα πέντε είδη θηρεύσιμων θηλαστικών είναι δασικά, ενώ από τα 32 θηρεύσιμα είδη πτηνών τουλάχιστον δέκα ζουν σε δάση. Ωστόσο, το 75,5% των κυνηγών προτιμά να κυνηγά δασικά είδη (Θωμαΐδης κ.ά. 1996). Αν και δεν υπάρχουν ετήσια στατιστικά στοιχεία για θηρευθέντα είδη και τον αριθμό τους στα ελληνικά δάση, σύμφωνα με τους Θωμαΐδη κ.α. (1996) δημοφιλέστερα είδη με βάση τον αριθμό των κυνηγετικών εξορμήσεων, είναι οι τσίχλες (*Turdidae*) με ποσοστό 23,43%. Ακολουθούν ο λαγός (19,43%), η μπεκάτσα *Scolopax rusticola* (19,08%) και ο αγριόχοιρος (9,72%).

Σε αντίθεση με τα παραπάνω, η λαθροθηρία αποτελεί μια παράνομη δραστηριότητα με σοβαρές αρνητικές επιπτώσεις στην πανίδα (αλλά και στη νόμιμη θήρα). Η εκτίμηση των επιπτώσεων της λαθροθήρας είναι αρκετά δύσκολη, εξαιτίας της έλλειψης στοιχείων. Η βαθύτερη αιτία αυτού του φαινομένου αξίζει να διερευνηθεί μιας και δεν αφορά μεμονωμένα περιστατικά αλλά τείνει να γίνει μια κοινωνική στάση (Bell κ.α. 2007). Η λαθροθηρία αφορά κυρίως τη θήρα προστατευόμενων ειδών και τη θήρα σε προστατευόμενες περιοχές. Τουλάχιστον για πέντε από τα 16 δασικά είδη πουλιών που περιλαμβάνονται σε μια από τις κατηγορίες κινδύνου του «Κόκκινου Βιβλίου», η παράνομη θήρευση είναι μια από τις απειλές που αντιμετωπίζουν (Χανδρινός 2009). Κάτι ανάλογο ισχύει και για τα προστατευόμενα θηλαστικά είδη, όπως το ζαρκάδι, το ελάφι και το αγριόγιδο (Σφουγγάρης 2009). Η καταγραφή των ειδών που εντοπίζονται τραυματισμένα ή νεκρά από τα κέντρα περίθαλψης ειδών της άγριας πανίδας θα μπορούσε να αποτελέσει ένα δείκτη της υφιστάμενης κατάστασης.

Κατά τα τελευταία έτη (2008-2010) παρατηρήθηκε αύξηση των περιστατικών της λαθροθηρίας (www.wild-anima.gr) και η πλειονότητα των πουλιών που περιθάλπονται μετά από τραυματισμό λόγω πυροβολισμού είναι μη θηρεύσιμα, δασικά είδη (σε ποσοστό 68,8% για το 2010). Από αυτά, τα περισσότερα είναι αρπακτικά και κυρίως γερακίνες *Buteo buteo*, πολλές από τις οποίες πυροβολούνται σε υγροτόπους όπου διαχειμάζουν (Mazaris κ.α. 2007). Μια ιδιαίτερη περίπτωση είναι η χρήση παράνομων μέσων εξόντωσης (π.χ. δηλητηριασμένα δολώματα) για την εξόντωση ειδών της δασικής πανίδας, όπως τα σαρκοφάγα (αρκούδα, λύκος, τσακάλι, αλεπού κ.ά.) εξαιτίας των ζημιών που προκαλούν στην αγροτική οικονομία. Η απουσία εφαρμογής μέτρων πρόληψης, η έλλειψη αποζημιώσεων και η λαθεμένη στάση και συμπεριφορά προς τα είδη αυτά επιτείνουν το πρόβλημα. Η χρήση δηλητηριασμένων δολωμάτων έχει σοβαρότατες επιπτώσεις σε πολλά είδη της ορνιθοπανίδας. Η ενημέρωση των κυνηγών αλλά και ο έλεγχος από τις δασικές υπηρεσίες και την ομοσπονδιακή θηροφυλακή των κυνηγετικών οργανώσεων ενδεχομένως να περιορίσει το πρόβλημα της λαθροθηρίας στα ελληνικά δάση. Τα τελευταία χρόνια έχει παρατηρηθεί μεγάλη πρόοδος στις προσπάθειες περιορισμού της λαθροθηρίας, χάρη στην εντατικότερη φύλαξη από τους αρμόδιους φορείς.

5.3. Γενετική υποβάθμιση, εισαγωγή ξενικών ειδών,

Οι πληθυσμοί των ζώων έχουν εξελιχθεί γενετικά μέσα από οικολογικές διεργασίες και περιβαλλοντικές αλληλεπιδράσεις χιλιετιών, με αποτέλεσμα την προσαρμογή τους στα ενδιαιτήματα που καταλαμβάνουν. Η γενετική ποικιλότητα ενός είδους είναι τόσο σημαντική ώστε να αποτελεί αναπόσπαστο τμήμα της βιοποικιλότητας που χρήζει προστασίας. Με γνώμονα τη διατήρηση της γενετικής ποικιλότητας, αρκετές έρευνες, κυρίως σε μεγάλα θηλαστικά, είχαν ως στόχο την επιλογή των κατάλληλων γενετικά πληθυσμών που θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν για τον εμπλουτισμό των περιοχών στις οποίες παρατηρείται πληθυσμιακή μείωση ενός υπό διαχείριση είδους. Τις τελευταίες δεκαετίες στη χώρα μας υπήρξαν χιλιάδες απελευθερώσεις λαγών, αγριόχοιρων, νησιώτικης και πεδινής πέρδικας, φασιανών, ορτυκιών κ.ά. με σκοπό την αύξηση των πληθυσμών και εν συνεχεία τη θήρευσή τους. Είναι όμως γνωστό ότι μαζικές, ανεξέλεγκτες απελευθερώσεις πιθανώς αλλοιώνουν τη γενετική δομή των φυσικών πληθυσμών. Από μελέτες DNA σε τέσσερις γεωγραφικές περιοχές της Ηπείρου και Θεσσαλίας που πραγματοποιήθηκαν σε λαγούς φυσικών πληθυσμών αλλά και σε λαγούς που προέρχονταν από εκτροφείο, διαπιστώθηκε έντονος πολυμορφισμός, με 60 διαφορετικούς απλότυπους⁴. Κανένας από τους οκτώ απλότυπους του δείγματος του εκτροφείου δεν βρέθηκε στους φυσικούς πληθυσμούς (Mamouris et al. 2001). Είναι δεδομένο ότι τέτοιες πρακτικές οδηγούν σε αλλοίωση της γενετικής ποικιλότητας των φυσικών πληθυσμών, με απρόβλεπτες μελλοντικές συνέπειες για την επιβίωση του κάθε επηρεαζόμενου είδους. Στο πλαίσιο διατήρησης της γενετικής ποικιλότητας των ζωικών ειδών στην Ελλάδα, σε περίπτωση που ο εμπλουτισμός αποτελεί τη μοναδική λύση για τη διατήρηση ενός πληθυσμού αυτός πρέπει να γίνεται με άτομα από γειτονικές περιοχές αφού έχει ελεγχθεί η γενετική σύσταση αυτών των ατόμων. Επίσης, θα πρέπει να αποφεύγεται ο εμπλουτισμός από εκτροφές που παρουσιάζουν μειωμένη γενετική ποικιλότητα ως αποτέλεσμα έντονης ομομιξίας.

Σοβαρό πρόβλημα που μπορεί να οδηγήσει σε γενετική αλλοίωση ή και κατάρρευση του πληθυσμού ενός είδους της άγριας πανίδας αποτελεί η διασταύρωσή του με συγγενικά εξημερωμένα ή μη είδη. Χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελεί η αλλοίωση της γενετικής σύστασης της ορεινής πέρδικας που διασταυρώνεται με εκτρεφόμενα άτομα νησιώτικης πέρδικας που απελευθερώνονται στην ίδια περιοχή (Barillari κ.α. 2007). Στη Λήμνο και την Κύπρο υπάρχουν διαφορετικά υποείδη νησιωτικών περδίκων ενώ στη Λέσβο, Χίο και Κρήτη εντοπίστηκαν γενετικά επιμολυσμένες πέρδικες (Barbanera κ.α. 2009). Επίσης, σοβαρές είναι οι επιπτώσεις στους φυσικούς πληθυσμούς αγριόχοιρων από την ελεύθερη βοσκή υβριδίων που έχουν προκύψει από τη διασταύρωση αγριόχοιρων με οικόσιτο χοίρο σε πολλές δασικές περιοχές της Ελλάδας. Αντίστοιχο πρόβλημα φαίνεται ότι αντιμετωπίζει η αγριόγατα *Felis silvestris* καθώς διατηρεί την ικανότητα διασταύρωσης με την οικόσιτη γάτα αλλά και ο αίγαγρος *Capra aegagrus* ο οποίος με ευκολία διασταυρώνεται με οικόσιτα κατσίκια διαμορφώνοντας μια άμεση απειλή για τη διατήρηση της γενετικής ταυτότητας του είδους.

Τα τελευταία χρόνια, οι επιπτώσεις που προκύπτουν από την εισβολή ξενικών ειδών στα αυτόχθονα είδη πανίδας έχουν αναχθεί σε σοβαρότατο πρόβλημα και το

⁴ Απλότυπος (*haplotype*): το σύνολο των γονιδίων ή των πολυμορφικών θέσεων που φέρει το ένα από τα δύο ομόλογα χρωμοσώματα

φαινόμενο απασχολεί ιδιαίτερος την επιστημονική κοινότητα. Ο καλύτερος τρόπος αντιμετώπισης του προβλήματος είναι η αποτροπή της εισαγωγής ξενικών ειδών σε περιοχές εκτός των φυσικών ορίων εξάπλωσής τους. Εάν παρόλα αυτά, κάτι τέτοιο δεν αποφευχθεί, είναι κρίσιμης σημασίας ο γρήγορος εντοπισμός του προβλήματος και η τάχιστα αντίδραση, με σκοπό την πλήρη εξολόθρευση του ξενικού είδους πριν αυτό προλάβει να εγκαταστήσει σταθερούς πληθυσμούς. Η εισβολή ξενικών ειδών αναγνωρίζεται πλέον ως μία από τις κύριες αιτίες απώλειας βιοποικιλότητας σε παγκόσμια κλίμακα. Τα παραδείγματα είναι πολλά. Χαρακτηριστική περίπτωση που αφορά στη δασική πανίδα αποτελεί η εισαγωγή του αμερικάνικου σκίουρου *Sciurus carolinensis* στην Ευρώπη όπου διαβίει ο ευρωπαϊκός σκίουρος *Sciurus vulgaris*. Εκτιμάται ότι το είδος εισήχθη στις αρχές του 20^{ου} αιώνα αρχικά στη Μεγάλη Βρετανία και σήμερα έχει περιορίσει την κατανομή του ευρωπαϊκού σκίουρου τόσο εκεί όσο και στην Ιρλανδία ενώ καταγράφεται πλέον και στη Β. Ιταλία με κίνδυνο να επεκταθεί περιορίζοντας ακόμη περισσότερο τον ευρωπαϊκό σκίουρο (Reynolds 1985, Teangana κ.α. 2000, Bertolino και Genovesi 2003). Ένα παράδειγμα στην Ελλάδα, αφορά την κρητική μυγαλή, *Crocidura zimmermanni*, η οποία αποτελεί ενδημικό είδος της Κρήτης. Η ανθρωπογενής μεταφορά της κηπομυγαλίδας, *C. suaveolens*, οδήγησε σε εκτοπισμό της ενδημικής μυγαλής σε μεγαλύτερα υψόμετρα. Εκτιμάται δε ότι η κλιματική αλλαγή θα επηρεάσει περαιτέρω τη σχέση μεταξύ των δύο ειδών, πιθανότατα σε βάρος του ενδημικού είδους (Λεγάκις και Μαραγκού 2009).

5.4. Κατασκευές, ανεμογεννήτριες, πυρκαγιές

Κάθε ανθρώπινη δραστηριότητα επιφέρει μικρές ή μεγάλες αλλαγές στο περιβάλλον που μπορεί να είναι θετικές ή αρνητικές, άμεσες ή έμμεσες για την πανίδα. Πολλές από τις ανθρώπινες δραστηριότητες περιορίζουν τον αριθμό και την έκταση των ενδιαιτημάτων και υποβαθμίζουν την ποιότητά τους με τρεις κυρίως τρόπους: α) την καταστροφή ή υποβάθμιση ενδιαιτημάτων από την επέκταση των δραστηριοτήτων αστικής, βιομηχανικής ή γεωργικής χρήσης, β) τη ρύπανση και γ) την όχληση των ειδών. Ειδικότερα, οι δραστηριότητες που αφορούν την κατασκευή τεχνικών έργων έχουν, συχνά, σοβαρές επιπτώσεις στο φυσικό περιβάλλον. Οι επιπτώσεις από την κατασκευή και λειτουργία οδικών και σιδηροδρομικών αξόνων-δικτύων στο φυσικό περιβάλλον είναι ιδιαίτερα αυξημένες σήμερα σε σχέση με οποιαδήποτε άλλη περίοδο της ιστορίας. Η κατασκευή και λειτουργία μεγάλων γραμμικών αξόνων μεταφοράς προκαλεί τον κατακερματισμό φυσικών εκτάσεων σε μικρότερες με αποτέλεσμα να επηρεάζονται αρνητικά οι μετακινήσεις των ειδών και γενικότερα η σταθερότητα του φυσικού περιβάλλοντος (Andrews 1990, Forman και Alexander 1998).

Αν και η κλιματική αλλαγή αποτελεί μια σοβαρή απειλή για την παγκόσμια βιοποικιλότητα (Thomas κ.α. 2004, Araújo και Rahbek, 2006) η χρήση εναλλακτικών πηγών ενέργειας όπως η αιολική και η ηλιακή μπορεί επίσης σε κάποιες περιπτώσεις να προκαλέσει σοβαρές επιπτώσεις στη βιοποικιλότητα. Η κυριότερη ανησυχία που προκύπτει από τη λειτουργία των αιολικών πάρκων αφορά τις επιπτώσεις τους στα πτηνά, ιδιαίτερα όταν η χωροθέτησή τους αφορά περιοχές ορνιθολογικού ενδιαφέροντος (κυρίως Ζώνες Ειδικής Προστασίας) αλλά και τις νυχτερίδες (Γεωργιακάκης και Παπαδάτου 2011). Πολλές είναι οι περιπτώσεις αρνητικής επίδρασης των αιολικών πάρκων στα πτηνά (Council of Europe 2003, Drewitt και Langston 2006, Whitfield και Madders 2006, de Lucas κ.α. 2007, Percival 2007,

European Commission 2008, Cárcamo κ.α. 2011). Οι σοβαρότερες επιπτώσεις στα πτηνά είναι οι εξής (WWF Ελλάς 2008, Δημαλέξης κ.α. 2008, 2010):

- 1) Θνησιμότητα, εξαιτίας πρόσκρουσης στα κινούμενα πτερύγια, τους πύργους ή τις συνοδές εγκαταστάσεις, όπως τα αιωρούμενα καλώδια μεταφοράς ρεύματος.
- 2) Παρεμπόδιση σύνδεσης μεταξύ περιοχών ζωτικής σημασίας για τον κύκλο ζωής των πουλιών (περιοχές τροφοληψίας, αναπαραγωγής, διαχείμασης, κ.α.). Το πρόβλημα αυτό ενδέχεται να επιταθεί όταν σε ζωτικές για τις μετακινήσεις περιοχές χωροθετηθούν πυκνά αιολικά πάρκα.
- 3) Ενδεχόμενη αλλαγή χρήσης βιοτόπων τόσο εξαιτίας της λειτουργίας όσο και παρεμβάσεων στη φάση της κατασκευής. Αύξηση της όχλησης και της προσβασιμότητας σε περιοχές που ήταν απροσπέλαστες στο παρελθόν, μπορεί να οδηγήσει στον εκτοπισμό ή τον αποκλεισμό ορισμένων ειδών από κάποιες περιοχές.

Πολλά από τα παραπάνω προβλήματα μπορούν να αντιμετωπιστούν με κατάλληλο σχεδιασμό τόσο κατά την χωροθέτηση και κατασκευή όσο και κατά τη λειτουργία των εν λόγω έργων.

Οι επιπτώσεις των δασικών πυρκαγιών στην πανίδα είναι δύσκολο να αποτιμηθούν σε γενικό επίπεδο. Οι πυρκαγιές επηρεάζουν την πανίδα με ένα ιδιαίτερα σύνθετο τρόπο που εξαρτάται από τα επηρεαζόμενα είδη, την ένταση της φωτιάς και το μοτίβο της μεταπυρικής εικόνας (αριθμός και διάταξη καμένων και άκαυτων χωρονηφίδων). Σε γενικές γραμμές τα περισσότερα μεγάλα θηλαστικά όπως και τα πουλιά έχουν τη δυνατότητα να διαφύγουν από την περιοχή της πυρκαγιάς ενώ πολλά είδη ερπετών προφυλάσσονται από αυτήν καλυπτόμενα στο έδαφος ή στα βράχια. Αντίθετα, τα μικρότερα θηλαστικά, τα αρθρόποδα αλλά και πολλά είδη ερπετών και μικρών δασόβιων πουλιών δεν προλαβαίνουν συνήθως να διαφύγουν. Αντίστοιχα, οι επιπτώσεις της πυρκαγιάς στη βλάστηση ωφελούν μεγάλο αριθμό ειδών που προτιμούν τους ανοικτούς χώρους ή βόσκουν ενώ θίγουν τα τυπικά δασόβια είδη πουλιών και μικρών θηλαστικών. Η ανάκαμψη της βιοποικιλότητας σε καμένες δασικές περιοχές αποτελεί μια αργή και σταδιακή διαδικασία και η παρουσία άκαυτων νησίδων μέσα στην καμένη περιοχή αποτελεί μια από τις σημαντικότερες παραμέτρους για τη διαδικασία αυτή, ιδιαίτερα για ομάδες ζώων όπως τα ερπετά και τα αμφίβια (Σφενδουράκης 2010). Παρά τις επιπτώσεις που παρατηρούνται μετά από μια δασική πυρκαγιά (διάβρωση, μετατροπή χρήσης κ.λ.π.), τα μεσογειακά οικοσυστήματα έχουν αναπτύξει εξαιρετικούς μηχανισμούς επιβίωσης (παραμονή σπερμάτων στο έδαφος, αναβλαστήματα κ.ά), εξασφαλίζοντας σε σχετικά σύντομο χρονικό διάστημα κατάλληλες συνθήκες τροφικών διαθέσιμων για κάποια είδη (π.χ. βοσκήσιμη ύλη για το λαγό).

6. Η διαχείριση της δασικής πανίδας.

Η διαχείριση της άγριας πανίδας (*wildlife management*) είναι η εφαρμογή με επιστημονική βάση μέτρων για την ικανοποίηση των αναγκών, τόσο της άγριας πανίδας όσο και των ανθρώπων (Caughley και Sinclair 1994). Ενός διαχειριστικού σχεδίου, πρέπει να προηγηθεί η καταγραφή παραμέτρων που σχετίζονται τόσο με τα είδη της πανίδας (κατανομή, έκταση ενδιαιτήματος, χρήση ενδιαιτήματος, πληθυσμιακό μέγεθος, εποχιακές μετακινήσεις, κ.ά.), όσο και με τα ενδιαιτήματά τους (είδος βλάστησης, διαθεσιμότητα τροφής, ανάγλυφο, καταλληλότητα, καθεστώς προστασίας, όχληση, ανθρώπινες δραστηριότητες, απειλές κ.ά.). Παραδείγματα διαχείρισης ειδών της πανίδας στην Ελλάδα αποτελούν οι προσπάθειες διατήρησης απειλούμενων αρπακτικών πουλιών (μαυρόγυπας *Aegypius monachus*, γυπαετός

Gyraetus barbatus κ.ά) και μεγάλων σαρκοφάγων (αρκούδα και λύκος). Τα διαχειριστικά μέτρα μπορεί να περιλαμβάνουν θεσμοθέτηση προστατευόμενων περιοχών, εντατικοποίηση της φύλαξης, αναπαραγωγή σε αιχμαλωσία, βελτίωση του ενδιατημάτος, ρύθμιση του πληθυσμού, την τοποθέτηση ταΐστρών, τη βελτίωση ενδιατημάτων, τη διατήρηση παλαιών οπωρώνων, τη δημιουργία διακένων και αποκατάσταση υγροτόπων, τη διατήρηση της βόσκησης, την τοποθέτηση τεχνητών φωλιών, την εγκατάσταση ηλεκτροφόρων περιφράξεων, την ορθή χωροθέτηση των ΑΠΕ, την κατασκευή ειδικών διαβάσεων για την πανίδα σε μεγάλους οδικούς άξονες, την ενημέρωση του κοινού κ.ά. (Καζαντζίδης κ.ά. 2002). Για τη δημιουργία και την αποτελεσματική υλοποίηση ενός διαχειριστικού σχεδίου απαιτείται συνδυασμός ειδικοτήτων και επιστημονικών κλάδων.

Σημαντική παράμετρο της διαχείρισης αποτελεί η συστηματική παρακολούθηση (*monitoring*). Η συστηματική παρακολούθηση είναι η περιοδική, ανά τακτά ή μη τακτά χρονικά διαστήματα παρακολούθηση των διακυμάνσεων κάποιων παραμέτρων, με σκοπό να εξακριβωθεί είτε ο βαθμός συμφωνίας με κάποια προκαθορισμένη διακύμανση είτε ο βαθμός απόκλισης από ένα αναμενόμενο τρόπο διακύμανσης (Hellawell 1991). Τα δεδομένα της παρακολούθησης χρησιμεύουν για την αναγνώριση μακρόχρονων περιβαλλοντικών αλλαγών – τάσεων και την ερμηνεία αυτών, καθώς και για την παροχή βοήθειας κατά τη λήψη αποφάσεων από τους φορείς διαχείρισης (Noon κ.α. 1999, Κατσαδωράκης 2003). Η συστηματική παρακολούθηση επιτρέπει στους διαχειριστές τόσο την αξιολόγηση των διαχειριστικών μέτρων όσο και τη ρύθμιση των ανθρώπινων δραστηριοτήτων, έτσι ώστε να αυξηθούν οι πιθανότητες επιτυχίας του διαχειριστικού σχεδίου.

Είναι κοινά αποδεκτό τα τελευταία χρόνια ότι οι υφιστάμενες προδιαγραφές εκπόνησης δασικών διαχειριστικών μελετών χρειάζονται βελτίωση και εκσυγχρονισμό σύμφωνα με τις απαιτήσεις όχι μόνο της ίδιας της φύσης αλλά και της ελληνικής κοινωνίας, της Ευρωπαϊκής Ένωσης και της Παγκόσμιας Κοινότητας. Οι νέες προδιαγραφές σύνταξης των διαχειριστικών σχεδίων πρέπει να λαμβάνουν υπόψη κοινοτικές οδηγίες (79/409/ΕΟΚ, 92/43/ΕΟΚ κ.ά.), αποτελέσματα ερευνών καθώς και τις ανάγκες διατήρησης της βιοποικιλότητας.

7. Συμπεράσματα - Διαχειριστικές προτάσεις για την πανίδα

Κάθε δασοπονικός χειρισμός έχει θετικές και αρνητικές επιπτώσεις στη δασική πανίδα. Η διαχείριση της πανίδας είναι τόσο περίπλοκο θέμα που η παγκόσμια εμπειρία δείχνει ότι σπάνια η διαχείριση αφορά ένα είδος ή μία ταξινομική ομάδα. Συνήθως, αυτή στοχεύει στη διατήρηση πολλών ειδών, το καθένα από τα οποία αντιδρά διαφορετικά στον κάθε χειρισμό. Οι δράσεις στα δάση που ευνοούν τους πληθυσμούς της δασικής πανίδας μπορούν να εφαρμοσθούν στα ακόλουθα επίπεδα:

Πολιτικό – Νομοθετικό

1. Στα σχέδια διαχείρισης των δασών θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη οι ανάγκες της πανίδας στο πλαίσιο της διαχείρισης του δάσους για πολλαπλούς σκοπούς. Αν και από τη δεκαετία του 1970 διαπιστώθηκε η ανάγκη αλλαγής των προδιαγραφών σύνταξης διαχειριστικών μελετών με στόχο την ενσωμάτωση παραμέτρων για τη διαχείριση της δασικής πανίδας και των ενδιατημάτων της, ελάχιστα έχουν γίνει.

2. Ενίσχυση των δασικών υπηρεσιών και των Φορέων Διαχείρισης Προστατευόμενων Περιοχών ώστε να υλοποιούν μέτρα διαχείρισης και να εντείνουν τα μέτρα ελέγχου κατά των παράνομων δραστηριοτήτων στα δάση.

Ερευνητικό

Συνέχιση της καταγραφής των ειδών της δασικής πανίδας. Υλοποίηση προγραμμάτων παρακολούθησης των πληθυσμών τουλάχιστον των απειλούμενων ζωικών ειδών σε προστατευόμενες δασικές περιοχές. Με βάση τα στοιχεία που θα προκύψουν από την παραπάνω έρευνα θα είναι δυνατή η υλοποίηση συγκεκριμένων διαχειριστικών μέτρων. Στην Ελλάδα, για ελάχιστα είδη ζώων υπάρχουν διαχρονικά στοιχεία κατανομής και οργανωμένων μέτρων διατήρησης (π.χ. μελέτη της παρουσίας και κατανομής της αρκούδας που εκτείνεται σε περίπου 2,5 δεκαετίες (1985 έως το 2008) και πολυετής παρακολούθηση των γυπών στο δάσος Δαδιάς (από το 1980 έως σήμερα).

Διαχειριστικό

1. Διαχείριση των δασών με τρόπο ώστε να διατηρούνται συστάδες δένδρων όλων των ηλικιών και ιδιαίτερα συστάδες μεγάλης ηλικίας καθώς και ορισμένα νεκρά, ιστάμενα ή κατακείμενα, δένδρα. Ο αριθμός τους ανά μονάδα επιφανείας θα εξαρτάται από τον τύπο του δάσους και θα προσδιορίζεται μετά από διερεύνηση.
2. Διατήρηση της συνοχής του δάσους και αποφυγή διάνοιξης δρόμων ή άλλων υποδομών που διασπών τη συνέχειά του οδηγώντας σε κατακερματισμό ενδιαιτημάτων
3. Περιορισμός της όχλησης ιδιαίτερα γύρω από τις φωλιές μεγάλων αρπακτικών πουλιών κατά την περίοδο αναπαραγωγής τους. Η όχληση μπορεί να προέρχεται τόσο από επισκέπτες όσο και από κυνηγούς ή υλοτομικές εργασίες.
4. Τοποθέτηση τεχνητών φωλιών επιλεγμένων ειδών (με έμφαση στους δρυοκολάπτες και στα αρπακτικά πουλιά, αλλά και σε είδη θηλαστικών, όπως τα χειρόπτερα) για την εξασφάλιση της διατήρησης ή ακόμα και την αύξηση της ποικιλίας των ειδών εκεί όπου κρίνεται απαραίτητο.

Ενημερωτικό

Δράσεις ενημέρωσης-ευαισθητοποίησης των χρηστών και των επισκεπτών των δασών στις αξίες, τη λειτουργία και τις απειλές που αντιμετωπίζει η πανίδα, με σκοπό να γίνουν αρωγοί και συμμετοχοί στην προστασία και τη διαχείρισή της.

Ευχαριστίες

Ευχαριστούμε ιδιαίτερα τους Δρα Έλενα Παπαδάτου, Δρα Γιώργο Μερτζάνη και Δρα Παναγιώτα Μαραγκού για τα πολύ εποικοδομητικά σχόλιά τους και συμπληρώσεις στο παρόν κεφάλαιο.

Βιβλιογραφία

- Γεωργιακάκης, Π., Παραγκαμιάν, Κ. 2009. *Pipistrellus hanaki* Hulva & Benda, 2004. In: Legakis, A., Maragou P. (eds). Red Data Book of the Threatened Animal Species of Greece: pp. 387-389. Athens, Hellenic Zoological Society.
- Γεωργιακάκης, Π., Παπαδάτου, Ε. 2011. Επιπτώσεις της λειτουργίας των αιολικών πάρκων της Θράκης στα Χειρόπτερα (νυχτερίδες) κατά την περίοδο Ιουλίου 2008 – Αυγούστου 2010, σελ. 48. WWF Ελλάς, Αθήνα.
- Γρυμπηλάκου, Λ. 2005. Ανάπτυξη συστήματος γεωγραφικών πληροφοριών για την επιλογή ενδιαιτήματος ορνιθοπανίδας: πιλοτική εφαρμογή στον Τουρκοτσοπανάκο (*Sitta krueperi*) στην Λέσβο. Μεταπτυχιακή εργασία, πρόγραμμα μεταπτυχιακών σπουδών "Γεωγραφία και Σχεδιασμός στην Ευρώπη και Μεσόγειο", Τμήμα Γεωγραφίας, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.
- Δημαλέξης, Α., Saravia Mullin, V., Ξηρουχάκης, Στ., Γρίβας, Κ. 2008. Εκτίμηση των επιπτώσεων στην ορνιθοπανίδα από τη δημιουργία και λειτουργία αιολικών πάρκων: οδηγίες για την εκπόνηση Ειδικής ορνιθολογικής μελέτης. Ελληνική Ορνιθολογική Εταιρεία. Αθήνα 77 σελ.
- Δημαλέξης, Α., Καστρίτης, Θ., Μανωλόπουλος, Α., Κορμπέτη, Μ., Φριτς, Γ., Saravia Mullin, V., Ξηρουχάκης, Στ., Μπούσμπουρας, Δ. 2010. Προσδιορισμός και χαρτογράφηση των ορνιθολογικά ευαίσθητων στα αιολικά πάρκα περιοχών της Ελλάδας. Ελληνική Ορνιθολογική Εταιρεία. Αθήνα 126 σελ.
- Καζαντζίδης Σ., Δημαλέξης, Α., Στάης, Σ., Χατζηλάκου, Δ., Ποϊραζίδης, Κ., Γκατζογιάννης, Σ. 2002. Διαχείριση ορνιθοπανίδας σε ορεινές – δασικές περιοχές. Ινστιτούτο Δασικών Ερευνών - ΕΘ.Ι.ΑΓ.Ε., WWF Ελλάς. Θεσσαλονίκη, 80 σελ.
- Κακαλής, Ε. 2003. Κατανομή, πληθυσμιακή πυκνότητα και επιλογή ενδιαιτήματος του Τουρκοτσοπανάκου (*Sitta krueperi*) στην Λέσβο. Μεταπτυχιακή εργασία, πρόγραμμα μεταπτυχιακών σπουδών "Περιβαλλοντική Πολιτική και Διαχείριση". Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.
- Κατσαδωράκης, Γ. 2003. Σύστημα επιστημονικής (περιβαλλοντικής) παρακολούθησης μιας προστατευόμενης περιοχής, σελ. 71-103. Στο: Καραβέλλας Δ., Κατσαδωράκης Γ., Μαραγκού Π., Νάντσου Θ. και Σβορώνου Ε. " Διαχείριση προστατευόμενων περιοχών: Οδηγός ορθής πρακτικής. Υπουργείο Περιβάλλοντος Χωροταξίας και Δημοσίων Έργων (ΥΠΕΧΩΔΕ), Αθήνα.
- Λεγάκις, Α., Μαραγκού, Π., (επιμ. έκδοσης) 2009. Το Κόκκινο Βιβλίο των απειλούμενων ζώων της Ελλάδας. Ελληνική Ζωολογική Εταιρεία. Αθήνα, 528 σελ.
- Μερτζάνης, Γ., Γιαννακόπουλος, Α., Πυλίδης, Χ. 2009. *Ursus arctos* (L, 1758) σελ. 387-389. Στο: Λεγάκις Α. και Π. Μαραγκού (επιμέλεια έκδοσης). Το Κόκκινο Βιβλίο των απειλούμενων ζώων της Ελλάδας. Ελληνική Ζωολογική Εταιρεία. Αθήνα.
- Παπαδάτου, Ε., Παραγκαμιάν, Κ., Γεωργιακάκης, Π., 2009. *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) σελ. 370-371. Στο: Λεγάκις Α. και Π. Μαραγκού (επιμέλεια έκδοσης). Το Κόκκινο Βιβλίο των απειλούμενων ζώων της Ελλάδας. Ελληνική Ζωολογική Εταιρεία. Αθήνα.
- Παραγκαμιάν, Κ. Γεωργιακάκης, Π., Παπαδάτου, Ε., 2009. *Nyctalus lasiopterus* (Schreber, 1780) σελ 397-398. Στο: Λεγάκις Α. και Π. Μαραγκού (επιμέλεια έκδοσης). Το Κόκκινο Βιβλίο των απειλούμενων ζώων της Ελλάδας. Ελληνική Ζωολογική Εταιρεία. Αθήνα.

- Ποϊραζίδης, Κ. 1989. Μελέτη της κατανομής και οικολογίας του αγριόκουρκου (*Tetrao urogallus*) στην Ελλάδα. Πτυχιακή Διατριβή. Σχολή Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος Θεσσαλονίκης
- Σφενδουράκης, Σ. (επιμ.) 2010. Παρακολούθηση ανάκαμψης βιοποικιλότητας σε καμένες δασικές περιοχές από άκαυτες νησίδες. Πρόγραμμα «Το Μέλλον των Δασών», WWF Ελλάς, 37 σελ.
- Σφουγγάρης, Α. 2009. Θηλαστικά, σελ. 356-425. Στο: Λεγάκης Α. και Π. Μαραγκού (επιμέλεια έκδοσης) Το Κόκκινο Βιβλίο των απειλούμενων ζώων της Ελλάδας. Ελληνική Ζωολογική Εταιρεία. Αθήνα.
- Θωμαΐδης, Χ., Λογοθέτης, Γ., Χριστοφορίδου, Γ., Καραμπατζάκης, Θ. 1996. Χαρακτηριστικά της κυνηγετικής κάρπωσης στην Ελλάδα για την κυνηγετική περίοδο 1994-1995, σελ. 743-753. Στο: Πρακτικά 7ου Πανελληνίου Συνεδρίου Δασοπονίας «Αξιοποίηση Δασικών Πόρων». Καρδίτσα 11-13 Οκτωβρίου 1995, Ελληνική Δασολογική Εταιρεία.
- ΥΠΕΚΑ. 2010. Απολογισμός δραστηριοτήτων δασικών υπηρεσιών έτους 2005. Αθήνα, 78 σελ.
- Χανδρινός, Γ. 2009. Πουλιά, σελ. 214-353. Στο: Λεγάκης Α. και Π. Μαραγκού (επιμέλεια έκδοσης). Το Κόκκινο Βιβλίο των απειλούμενων ζώων της Ελλάδας. Ελληνική Ζωολογική Εταιρεία. Αθήνα.
- WWF Ελλάς. 2008. Πρόταση για την ορθή χωροθέτηση αιολικών πάρκων στη Θράκη. Κείμενο θέσης. Διαδιά – Αθήνα: Οκτώβριος 2008, 22 σελ., http://www.wwf.gr/index.php?option=com_content&view=category&layout=blog&id=60&Itemid=81
- Alatalo, R.V., Moreno, J. 1987. Body size, interspecific interactions, and use of foraging sites in tits (*Paridae*). *Ecology* 68: 1773-1777.
- Alexander, S.M., Waters, N.M. 2000. GIS-T and the Effects of Highway Transportation Corridors on Wildlife. *Transportation Research, Part C. Pergamon*. 8: 307-320.
- Allendorf, F.W., and Leary, R.F. 1986. Heterozygosity and fitness in natural populations of animals. In Soule (ed.) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer. Sunderland, MA. Pp. 57-76.
- Andrén, H. 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71: 355-366.
- Andrews, A. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review. *Australian Zoologist* 26: 130-141.
- Angelstam, P., Bütler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G., Roberge, J-M. 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation – dead wood as an example. *Ann. Zool. Fennici* 40: 473-482
- Angelstam, P., Roberge, J.-M., Löhmus, A., Bergmanis, M., Brazaitis, G., Dönnz-Breuss, M., Edenius, L., Kosinski, Z., Kurlavicius, P., Lärmanis, V., Lūkins, M., Mikusiński, G., Račinskis, E., Strazds, M., Tryjanowski, P., 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins* 51: 427–453
- Araújo, M., Rahbek, C., 2006. How Does Climate Change Affect Biodiversity? *Science* Vol. 313 no. 5792: 1396-1397

- Askins, R.A., Philbrick, M.J., 1987. Effects of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bulletin* 99: 7-21.
- Avery, M., Leslie, R., 1990. *Birds and forestry*. T & AT Poyser. London
- Barbanera F., Marchi C., Guerrini M., Panayides P., Sokos C., Hadjigerou P. 2009. Genetic structure of Mediterranean chukar (*Alectoris chukar*, Galliformes) populations: conservation and management. *Naturwissenschaften* 96: 1203-1212
- Barilani M., Sfougaris A., Giannakopoulos A., Mucci., Tabarroni C., Randi, E., 2007. Detecting introgressive hybridisation in rock partridge populations (*Alectoris graeca*) in Greece through Bayesian admixture analyses of multilocus genotypes. *Conservation Genetics* 8: 343–354.
- Beier, P., 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* 7: 94–108.
- Bell S., Hampshire, K., Topalidou, S., 2007. The political culture of poaching: a case study from northern Greece. *Biodiversity and Conservation* 16: 399-418.
- Benkman, C.W., Parchman, T.L., 2009. Coevolution between crossbills and black pine: the importance of competitors, forest area and resource stability. *Journal of Evolutionary Biology* 22: 942-953.
- Bersier, L-F., Meyer, D.R., 1994. Bird assemblages in mosaic forests: The relative importance of vegetation structure and floristic composition along the successional gradient. *Acta Oecologica* 15: 561-576.
- Bertolino, S, Genovesi, P., 2003. Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Italy, and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. *Biological Conservation* 109:351-358.
- Betts, M.G., Diamond, A.W., Forbes, G.J., Frego, K., Loo, J.A., Matson, B., Roberts, M.R., Villard, M., Wissink, R., Wuest, L., 2005. Plantations and biodiversity: a comment on the debate in New Brunswick. *Forestry Chronicle* 81: 265–269.
- Bilton, D.T., Mirol, P.M., Mascheretti, S., Fredga, K., Zima, J., Searle, J.B., 1998. Mediterranean Europe as an area of endemism for small mammals rather than a source for northwards postglacial colonization. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences* 265: 1219–1226.
- Brown, K., Pearce, D., Perrings, Ch., Swanson, T., 1993. Economics and the conservation of global biological diversity. *Global Environment Facility (GEF) Working Paper, Number 2*, 92 pp.
- Burt, WH., 1943. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy* 24: 346-352.
- Canterbury, G.E., Martin, T.E., Petit, D.R., Petit, L.J., Bradford, D.F., 2000. Bird Communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring. *Conservation Biology* 14: 544–558.
- Cárcamo B., Kret E., Zografou C. and Vasilakis D. 2011. Assessing the impact of nine established wind farms on birds of prey in Thrace, Greece. Technical Report. pp. 93. WWF Greece, Athens.
- Caughley, G., Sinclair, A.E., 1994. *Wildlife Ecology and Management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Cody L. M. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press Inc. USA
- Collette, L., Giese, A., Cuthbert, F. J., 2003. Influence of surrounding vegetation on woodpecker nest tree selection in oak forests of the Upper Midwest, USA. *Forest Ecology and Management* 179: 523-34.

- Council of Europe, 2003. Windfarms and birds: an analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Standing Committee Meeting No 23, Strasburg, 1-4 December 2003 {T-PVS/Inf (2003)12.
- Crooks, K.R., Sanjayan, M., 2006. Connectivity Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Croonquist, M.J., Brooks, R.P., 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. *Environmental Management* 15: 701-714.
- DeGraaf, M. D., Hestbeck, J. B., Yamasaki, M., 1998. Associations between breeding bird abundance and stand structure in the White Mountains, New Hampshire and Maine, USA . *Forest Ecology and Management* 103: 217-33.
- DesGranges J.-L., 1987. Forest birds as biological indicators of the progression of Maple dieback, in Quebec. Pp. 249-257. In: Diamond A.W and F.L. Filion (eds) *The value of birds*. ICBP Technical Publication No 6.
- de Lucas, M., Janss, G., Ferrer, M., 2007. Wind farm effects on birds in the Strait of Gibraltar. In: de Lucas M, Janss GFE, Ferrer M (eds) *Birds and wind farms: risk assessment and mitigation*. Quercus, Madrid, pp 219–227.
- Dietz, C., Helversen, O. von, Nill, D., 2009. *Bats of Britain, Europe and Northwest Africa*. A & C Black Publishers, Ltd., London, 400 p.
- Drewitt, A.L., Langston, R.H.W., 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. In *Wind, Fire and Water: Renewable Energy and Birds*. Proceedings of the BOU Conference, University of Leicester, 1–3 April 2005. *Ibis* 148 (suppl. 1): 29–42.
- European Commission, 2008. Guidelines on Wind Energy Development, and EU Nature Conservation Requirements. Draft 17 June 2008.
- Farina, 2006. Principles and methods in landscape ecology: toward a science of landscape. Landscape series, Springer, Dordrecht, Netherlands, 412 p.
- Fauna Europaea, 2011. Fauna Europaea version 2.4. Web Service available online at <http://www.faunaeur.org>
- Fedriani, M.J., Palomares, F., Delibes, M., 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia* 121:138-148.
- Felton, A., Lindbladh, M., Brunet, J., Fritz, O., 2010. Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management* 260: 939–947.
- Forman, R.T., Alexander, L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 207-231
- Fuller, R. J., 1995. *Bird life of woodland and forest*. Cambridge University Press, Cambridge, 260 p.
- Gaston, K.J. & David, R., 1994. Hotspots across Europe. *Biodiversity Letters*, 2:108:116.
- Giannakopoulos, A., Akriotis, T., Mertzanis, Y., Riegler, S., Riegler, A., Godes, C., Tragos, A., Iliopoulos, Y., Tsaknakis, Y., Pilidis, C., 2009. Barrier effect of the Egnatia highway upon brown bear (*Ursus arctos*) sub-population in NE Pindos range – Greece. 2nd European Congress of Conservation Biology (ECCB), Prague, Czech Republic, 01 – 05 September.
- Handrinos G. and T. Akriotis. 1997. *The birds of Greece*. Helm, London.

- Harris, L. D., 1984. The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Chicago: University of Chicago Press.
- Harvey, DJ., Gangle, AC., Hawes, CJ., Rink, M., 2011. Bionomics and distribution of the stag beetle, *Lucanus cervus* (L.) across Europe. *Insect Conservation and Diversity* 4: 3–38.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Virkkala, R., Rainio, K., 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural–forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41: 824-835.
- Hellawell, J.M., 1991. Development of a rationale for monitoring, in F. B. Goldsmith. *Monitoring for Conservation and Ecology*. First ed. Chapman & Hall; pp. 1-14.
- Hewitt, G.M., 1996. Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. *Biological Journal of the Linnean Society* 58: 247–276.
- Hewson, C.M., Graham E. A., Gough, S.J., Fuller, R.J., 2011. Species-specific responses of woodland birds to stand-level habitat characteristics: The dual importance of forest structure and floristics. *Forest Ecology and Management* 261: 1224-1240
- Hovardas, T., Poirazidis, K., 2006. Evaluation of the environmentalist dimension of ecotourism at the Dadia Forest Reserve (Greece). *Environmental Management* 38: 810-822
- Hunter M., 1999. *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 667 pp.
- Huston, M. A., 1994. *Biological Diversity. The coexistence of species in changing landscapes*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Iliopoulos, Y., Giannakopoulos, A., Lazarou, Y., Pillides, H., Aravidis, H., Sgardelis, S., Mertzanis, Y., Tragos, T., 2009. Effects on wolf movement patterns and habitat use caused by construction works and function of the “Egnatia” highway in Northern Greece. 2nd European Congress of Conservation Biology (ECCB), Prague, Czech Republic, 01 – 05 September.
- James, F. C., Wamer, N. O., 1982. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63: 159-71.
- Kazantzidis, S., 2007. Trends in current ornithology in Greece. *J. Biol. Res.-Thessal.* 8: 139-149.
- Karamanlidis, A., Beecham, J., Bousbouras, D., Hernando, G., Grivas, K., Krambokoukis, L., Panagiotopoulos, N., Papakostas, G., Georgiadis, L., 2011. Bear – vehicle collisions: monitoring the effects of a new source of mortality in an endangered population of brown bears in Greece. Αυτοκινητόδρομοι και άγρια ζωή: Πώς συνυπάρχουν; Επιστημονική Ημερίδα IENE & Γενική Συνέλευση 2011 21-24 Σεπτεμβρίου 2011, Καστοριά <http://www.cbm.slu.se/iene/ga2011.php>, <http://arcturosanfi.wordpress.com/>
- Kati, V., Devillers, P., Dufrêne, M., Legakis, A., Vokou, D., Lebrun, P., 2004. Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation Biology* 18: 667-675.
- Kati, V., Sekercioglu, C., 2006. Diversity, ecological structure, and conservation of the landbird community of Dadia reserve, Greece. *Diversity and Distributions* 12: 620-629.
- Kati, V., Foufopoulos, J. Ioannidis, Y., Papaioannou, H., Poirazidis, K. Lebrun, P., 2007. Diversity, ecological structure and conservation of herpetofauna in a

- Mediterranean area (Dadia National Park, Greece). *Amphibia-Reptilia* 28: 517-529.
- Klein, B.C., 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* 70: 1715–25.
- Kryštufek, B., 2004. A quantitative assessment of Balkan mammal biodiversity. In: Griffiths H.I., Kryštufek B. & Reed K.M. (eds), *Balkan Biodiversity: Pattern and process in the European hotspot*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 79-102.
- Kusak, J., Huber, D., Gomerčić, T., Schwaderer, G., Gužvica, G., 2009. The permeability of highway in Gorski kotar (Croatia) for large mammals. *European Journal of Wildlife Research* 55: 7-21.
- Lande, R., 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455–1460.
- Landmann, G., 1985. Silviculture et Grand Tetras dans le massif Vosgien un constat-des perspectives, *Nature, Loisirs et Foret – R.F.F. XXXVII (2)*: 135 – 152.
- Lammertink, M., 2004: A multiple-site comparison of woodpecker communities in Bornean lowland and hill forests. *Conservation Biology* 18: 746-757.
- Langevelde, F., 2000. Scale of habitat connectivity and colonization in fragmented nuthatch populations. *Ecography* 23: 614–622.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14: 941–950.
- Lovejoy, T.E., Rankin, J.M., Bierregaard, R.O., Brown, K.S., Emmons, L.H., Van der Voort, ME, 1984. Ecosystem decay of Amazon forest remnants. Pages 295-325. In: M. Nitecki (ed). *Extinctions*. University of Chicago Press, Chicago.
- MacArthur, R. H., MacArthur, J.W., 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology* 42:594–598.
- Mace, R.D., Waller, J.S., 1997. Spatial and temporal interaction of male and female grizzly bears in northwestern Montana. *J Wildl Manage* 61:39–52
- Mamuris Z., Sfougaris A. I., Stamatis C., 2001. Genetic structure of Greek brown hare (*Lepus europaeus*) populations as revealed by mtDNA RFLP-PCR analysis: implications for conserving genetic diversity. *Biological Conservation* 101: 187-196.
- Mazaris D.A., Mamakis, Y., Kalpakis, S., Pouloupoulos, Y., Matsinos, Y., 2008. Evaluating potential threats to birds in Greece: an analysis of a 10-year data set from a rehabilitation centre. *Oryx* 42: 408-414.
- McCollin, D., 1993. Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberside, UK): the role of between-patch and within-patch structure. *Global Ecology and Biogeography Letters* 3: 48–62.
- McNeely, J, Miller, K., Reid, W., Mittermeier, R., Wermer, T., 1990. *Conserving the world's biological diversity*. IUCN, World Resources Institute, Conservation International, WWF — US and World Bank, 174 pp.
- McNeely, J., 1988. *Economics and Biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resources*. IUCN, Gland, Switzerland. xiv + 232 pp.
- Meffe, G.K., Carroll, C.R., 1997. *Principles of Conservation Biology*, 2nd edition. Sinauer Associates, Sunderland.
- Mertzanis, G., 1992. Aspects biogeographiques et ecologiques des populations helleniques d'ours brun (*Ursus arctos*). Cas d'une sous-population du Pinde:

- application a la conservation de l'espece et de son habitat., These, Universite de Montpellier II, France, 220pp.
- Mertzanis, Y., Ioannis, I., Mavridis, A., Nikolaou, O., Riegler, S., Riegler, A., Tragos, A., 2005. Movements, activity patterns and home range of a female brown bear (*Ursus arctos*, L.) in the Rodopi Mountain Range, Greece. *Belgian Journal of Zoology* 135: 217-221.
- Mertzanis, Y., Godes, C., Tragos, Th., Bousiaki, L., Anastasiadis, F., Giannakopoulos, A., Gelastopoulou, E., Arambatzidou, F., Riegler, S., Riegler, A., Pylides, Ch., 2011. Monitoring highways impact upon bear habitat and population status in NW Greece – the Egnatia highway case study– Results, lessons learned and management implications. Αυτοκινητόδρομοι και άγρια ζωή: Πώς συνυπάρχουν; Επιστημονική Ημερίδα IENE & Γενική Συνέλευση 2011 21-24 Σεπτεμβρίου 2011, Καστοριά <http://www.cbm.slu.se/iene/ga2011.php>, <http://arcturosanfi.wordpress.com/>
- Michel, A.K., Winter, S., 2009. Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management* 257: 1453–1464.
- Middleton, J., Merriam, G., 1983. Distribution of woodland species in farmland woods. *Journal of Applied Ecology* 20: 625–44.
- Mikusiński, G., 2006. Woodpeckers: distribution, conservation, and research in a global perspective. *Ann. Zool. Fennici* 43: 86-95.
- Moore, N.W., Hooper, M.D., 1975. On the number of bird species in British woods. *Biological Conservation* 8: 239–50.
- Mueller, F., 1982. Experience and conservation strategy projects for Capercaillie and Black grouse in the Rhoen Hills. *Proc. 2nd Inter. Symp. on Grouse*, 1981: 49-59.
- Noon, R., Spies, T. A., Raphael, M. G., 1999. Conceptual Basis for Designing an Effectiveness Monitoring Program. Pages 21-48 in Mulder, B. S., R. B. Noon, A. T. Spies, G. M. Raphael, J. C. Palmer, A. R. Olsen, G. H. Reeves, & H. H. Welsh. 1999. The strategy and design of the effectiveness monitoring program for the Northwest Forest Plan. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-437. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 138 pp.
- Odum, E., Barrett, G., 2004. *Fundamentals of Ecology* (5th Edition). Thomson Learning, 624 pp.
- Opdam, P., Rijdsdijk, G., Hustings, F., 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biological Conservation* 34: 333–52.
- Opdam, P., 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5: 93-106
- Percival, S. M., 2007. Predicting the effect of wind farms on birds in the UK: The development of an objective assessment method. In: de Lucas, M., Janss, G.F.E. and Ferrer, M. (eds). *Birds and windfarms: Risk assessment and mitigation*. Quercus, Madrid, 275pp.
- Pianka, E., 1999. *Evolutionary Ecology* (6th Edition). Harper & Row, 416p.
- Poirazidis, K., Goutner, V., Skartsi, T., Stamou, G., 2004. Modelling nesting habitat as a conservation tool for the Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) in Dadia Nature Reserve, northeastern Greece 2004 *Biological Conservation* 118: 235-248.

- Poirazidis, K., Goutner, V., Tsachalidis, E., Kati, V., 2007. Comparison of nest site selection patterns of different sympatric raptor species as a tool for their conservation. *Animal Biodiversity and Conservation* 30: 131-145.
- Poirazidis, K., Kati, V., Schindler, S., Kalivas, D., Triantakostas, D., Gatçoyannis, S., 2010. Landscape and biodiversity in Dadia-Lefkimi-Soufli Forest National Park . - In: Catsadorakis, G. and Källander, H. (eds.): *The Dadia-Lefkimi-Soufli Forest National Park: Biodiversity, Management and Conservation*. WWF Greece, Athens, pp. 103-114.
- Porkert, J., 1979. The influence of human factors on tetraonid populations in Chechoslovakia. *Woodland Grouse Symposium 1978*. World Pheasant Association, Bures, Suffolk, pp. 74-82.
- Raphael, M. G., White, M., 1984. Use of snags by cavity nesting birds in the Sierra Nevada. *Wildlife Monographs*.
- Reed, R.A., Barnard, J., Baker, W.L., 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 1098-1106.
- Reynolds, J.C., 1985. Details of the geographic replacement of the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) by the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in eastern England. *Journal of Animal Ecology* 54:149-162.
- Rosenvald, R., Lohmus, A., Kraut, A., Remm, L., 2011. Bird communities in hemiboreal old-growth forests: The roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest Ecology and Management* 262: 1541–1550.
- Sakoulis, A., 1994. Forest birds, a component of forest ecosystems, their requirements and how to integrate them in forest management. MSc. Mediterranean Agronomic Institute of Chania, Crete, Greece. 65 p.
- Saunders, D.A., 1989. Changes in the avifauna of a region, district and remnant as a result of fragmentation of native vegetation: the wheatbelt of Western Australia. A case study. *Biological Conservation* 50: 99–135.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Seaman, DE., Powell, RA., 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77: 2075-2085.
- Segelbacher G, Höglund, J., Storch, I., 2003. From connectivity to isolation: genetic consequences of population fragmentation in capercaillie across Europe. *Molecular Ecology*, 12, 1773–1780.
- St.-Laurent, M.-H., Ferron, J., Hins, C., Gagnon, R., 2007. Effects of stand structure and landscape characteristics on habitat use by birds and small mammals in managed boreal forest of eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1298-1309.
- Stribling, H. L., Smith, H. R., Yahner, R. H., 1990. Bird community response to timber stand improvement and snag retention. *Norwegian Journal of Applied Forestry* 7: 35-38.
- Storch, I., 2000. Grouse Status Survey and Conservation Action Plan 2000–04. WPA/BirdLife/SSC Grouse Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland/World Pheasant Association, Reading, UK.
- Storch, I., 2001. Capercaillie. BWP Update. *The Journal of Birds of the Western Palearctic*. Oxford University Press, Oxford.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lindgren, P.M.F., Ransome, D.B., 2009. Stand structure and the abundance and diversity of plants and small mammals in natural and intensively managed forests. *Forest Ecology and Management* 258: 127–141.

- Taylor, A.D., 1990. Metapopulations, dispersal, and predator-prey dynamics: an overview. *Ecology* 71: 429-433.
- Teangana, D.Ó., Reilly, S., Montgomery, W.I., Rochford, J., 2000. Distribution and status of the Red Squirrel (*Sciurus vulgaris*) and Grey Squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Ireland. *Mammal Review* 30: 45-56.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., et al., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79–92.
- Thomas, J.W., (ed.), 1979. *Wildlife Habitats in Managed Forests. The Blue Mountains of Oregon and Washington*. United States Department of Agriculture Forest Service, Agricultural Handbook no 553.
- Thomas, C., Cameron, A., Green, R., Bakkenes, M., Beaumont, L., Collingham, Y., Erasmus, B., Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Jaarsveld, A., Midgley, G., Miles, L., Ortega-Huerta, M., Peterson, T., Phillips, O., Williams, S., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- Thompson, I. D, Baker, J. A., Ter-Mikaelian, M., 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 117: 441-69.
- Tucker, M.G., Evans, M.I., 1997. *Habitats for Birds in Europe: A conservation strategy for the wider environment*. Cambridge UK, BirdLife International. BirdLife Conservation Series No 6.
- Tufto, J., Andersen, R., Linnell, J., 1996. Habitat Use and Ecological Correlates of Home Range Size in a Small Cervid: The Roe Deer. *Journal of Animal Ecology* 65: 715-724.
- Valakos, E.D., Pafilis, P., Sotiropoulos, K., Lymberakis, P., Maragou, P., Foufopoulos, J., 2008. *The Amphibians and Reptiles of Greece*. Chimaira, Frankfurt am Main, 463 pp.
- Verschuyl, J.P., Hansen, A.J., McWethy, D.B., Sallabanks, R., Hutto, R.L., 2008. Is the effect of forest structure on bird diversity modified by forest productivity? *Ecological Applications* 18: 1155–1170.
- Virgos, E., Garcia, F., 2002. Patch occupancy by stone martens *Martes foina* in fragmented landscapes of central Spain: the role of fragment size, isolation and habitat structure. *Acta Oecologica* 23: 231-237.
- Wesołowski, T., 2011. “Lifespan” of woodpecker-made holes in a primeval temperate forest: A thirty year study. *Forest Ecology and Management* 262: 1846–1852
- Whitfield, D.P., Madders, M., 2006. A review of the impacts of wind farms on hen harriers *Circus cyaneus* and an estimation of collision avoidance rates. Natural Research Information Note 1 (revised). Natural Research Ltd, Banchory, UK.
- Wilcove, D. H., Dobson, A. P., 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pages 237-256 in M. E. Soulé, ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.