

Πανεπιστήμιο Πατρών
Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος
και Φυσικών Πόρων

Φέρουσα ικανότητα βόσκησης του Εθνικού Δρυμού Πάρνηθας

Α. Καλλιμάνης, Φ. Ξυστράκης, Π. Δημόπουλος & Χ. Παπαϊωάννου

Αγρίνιο, 2014

Περίληψη

Το κόκκινο ελάφι (*Cervus elaphus*) είναι από τα μεγαλύτερα είδη οπληφόρων θηλαστικών στην Ελλάδα, και αποτελούν αντικείμενο προστασίας βάσει της εθνικής και διεθνούς νομοθεσίας. Οι πληθυσμοί των ελαφιών, τόσο στην Ελλάδα όσο και παγκοσμίως, αυξάνουν ραγδαία τα τελευταία χρόνια. Σε πολλές περιοχές του κόσμου η αύξηση αυτή είναι τόσο μεγάλη ώστε να προκαλούν σημαντικές βλάβες στα οικοσυστήματα που διαβιούν (όπως μείωση της φυσικής αναγέννησης των δασών, μείωση της βιοποικιλότητας του υπωρόφου, αλλαγή στη σύνθεση ειδών χλωρίδας και πανίδας προς είδη πιο ανεκτικά στη βόσκηση). Κατά συνέπεια η ολοκληρωμένη και αποτελεσματική διαχείριση μιας περιοχής πρέπει να λαμβάνει υπόψη την οικολογικά αποδεκτή πυκνότητα ελαφιών, δηλαδή την πυκνότητα εκείνη που εξασφαλίζει την επιβίωση του τοπικού πληθυσμού χωρίς να υποβαθμίζεται η βιοποικιλότητα και η οικολογική ποιότητα του οικοσυστήματος, και αυτή η τιμή είναι σαφώς μικρότερη από τη βοσκοϊκανότητα μιας περιοχής. Στο πλαίσιο αυτό αναλύσαμε τα δεδομένα για τον εθνικό δρυμό Πάρνηθας. Τα ελάφια διαβιούν σε δασικά οικοσυστήματα όπου τρέφονται με φυτικό υλικό τόσο του υπωρόφου του δάσους όσο και του δενδρώδους τμήματος. Επίσης τα ελάφια προτιμούν τα διάκενα του δάσους όπου η παραγωγή βιομάζας είναι υψηλή και πλησίον της κάλυψης του δάσους. Ενώ τα ελάφια αποφεύγουν τις μεγάλες ανοικτές διαπλάσεις γιατί δεν τους προσφέρουν κάλυψη από τους θηρευτές. Λαμβάνοντας υπόψη τη βλάστηση αλλά και το ανάγλυφο της περιοχής, κατηγοριοποιήσαμε το τοπίο της Πάρνηθας σε τρεις κλάσεις καταλληλότητας ενδιαιτήματος για τα ελάφια και εκτιμήσαμε ότι στην περιοχή Natura 2000 μπορεί να διαβιούν μεταξύ 798 και 992 ελάφια ενώ στην ευρύτερη περιοχή μεταξύ 1556 και 1952 ελάφια. Στο Μεσογειακό οικοσύστημα τα ελάφια αντιμετωπίζουν αντίξοες περιβαλλοντικές συνθήκες τόσο το χειμώνα όσο και το καλοκαίρι. Το χειμώνα, λόγω ψύχους και χιονοκάλυψης, μειώνεται η πρωτογενής παραγωγικότητα και η διαθεσιμότητα τροφής, και έτσι τα ελάφια μεταναστεύουν σε χαμηλότερα υψόμετρα με πιο ευνοϊκές συνθήκες. Αντίθετα, το καλοκαίρι η θερμοκρασία είναι ευνοϊκή αλλά η έλλειψη βροχοπτώσεων οδηγεί σε στρες ξηρασίας οπότε και πάλι μειώνεται η διαθεσιμότητα τροφής, και για το λόγο αυτό αναδεικνύεται ο ρόλος των πηγών νερού που αυξάνουν την καταλληλότητα του ενδιαιτήματος. Λαμβάνοντας υπόψη και αυτόν τον παράγοντα εκτιμήσαμε ότι στην περιοχή μελέτης ο ανεκτός πληθυσμός κυμαίνεται μεταξύ 810 και 1020 ελάφια για την περιοχή Natura 2000 και μεταξύ 1597 και 1999 ελάφια για την ευρύτερη περιοχή. Τα ελάφια αποφεύγουν τους δρόμους και τους οικισμούς και τις περιοχές κοντά σε αυτούς τόσο λόγω της όχλησης από τους ανθρώπινους θορύβους όσο και λόγω των αυτοκινητιστικών ατυχημάτων. Λαμβάνοντας υπόψη και αυτή την παράμετρο, η εκτίμησή μας για τον ανεκτό πληθυσμό της Πάρνηθας κυμαίνεται μεταξύ 771 και 967 ελάφια για την περιοχή Natura 2000 και μεταξύ 1492 και 1868 ελάφια για την ευρύτερη περιοχή. Τέλος, ως εναλλακτική προσέγγιση εκτίμησης του ανεκτού πληθυσμού χρησιμοποιήσαμε τις τιμές κατώφλια που έχουν προταθεί βιβλιογραφικά για τους διαφορετικούς τύπους βλάστησης και εκτιμήσαμε ότι στην περιοχή Natura 2000 μπορεί να διαβιούν μεταξύ 638 και 784 ελάφια, ενώ στην ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα μπορούν να διαβιούν μεταξύ 1201 και 1485 ελάφια. Επιπρόσθετα κάναμε μια ανασκόπηση των εναλλακτικών διαχειριστικών πρακτικών που αναφέρονται στη βιβλιογραφία για τις περιπτώσεις που ο πληθυσμός των ελαφιών υπερβεί τα αποδεκτά όρια.

Περιεχόμενα

Περίληψη.....	2
Περιεχόμενα	3
1 Εισαγωγή	5
1.1 Βιολογία του είδους.....	5
1.2 Γεωγραφική εξάπλωση	6
1.2.1 Παγκόσμια εξάπλωση.....	6
1.2.2 Εξάπλωση στον ελλαδικό χώρο.....	7
1.3 Παράγοντες που επηρεάζουν την κατανομή των ελαφιών	8
1.3.1 Τύποι βλάστησης.....	8
1.3.2 Οδικό δίκτυο.....	9
1.3.3 Πηγές νερού.....	10
1.4 Επιπτώσεις των ελαφιών στα οικοσυστήματα	10
1.4.1 Ενδοειδικές επιπτώσεις αυξημένης πυκνότητας	11
1.4.2 Επιπτώσεις στα δασικά οικοσυστήματα	12
1.4.3 Επιπτώσεις σε ανοιχτές διαπλάσεις.....	13
1.4.4 Επιπτώσεις στη γεωργία.....	14
2 Περιοχή μελέτης.....	15
2.1 Γεωλογία	16
2.2 Κλίμα.....	19
2.3 Βλάστηση	20
2.3.1 Η Πυρκαγιά του 2007	23
3 Μεθοδολογική προσέγγιση	25
3.1 Δείκτης καταλληλότητας ενδιαιτήματος	25
3.2 Περιβαλλοντικές μεταβλητές.....	25
3.2.1 Βλάστηση.....	25
3.2.2 Φυσιογραφικές παράμετροι	29
3.2.3 Συνδυασμός Βλάστησης – Φυσιογραφίας	36
3.2.4 Πηγές	36
3.2.5 Θέσεις χωρίς ή με ελάχιστη βλάστηση.....	37
3.2.6 Όχληση.....	37
3.3 Συνδυασμός θεματικών χαρτών	39
3.4 Εκτίμηση αποδεκτής πυκνότητας πληθυσμού ανά μονάδα έκτασης.....	40
4 Αποτελέσματα.....	41
4.1 Σενάριο 1 – Συνεπίδραση βλάστησης – Φυσιογραφικών παραμέτρων.....	41
4.1.1 Περιοχή Natura 2000 (GR3000001).....	42
4.1.2 Ευρύτερη περιοχή όρους Πάρνηθα.....	43
4.2 Σενάριο 2 - Συνεπίδραση βλάστησης – φυσιογραφικών παραμέτρων και θετικής επίδραση πηγών.	44
4.2.1 Περιοχή Natura 2000 (GR3000001).....	44
4.2.2 Ευρύτερη περιοχή όρους Πάρνηθα.....	45

4.3	Σενάριο 3 - Συνεπίδραση βλάστησης – φυσιογραφικών παραμέτρων, θετικής επίδραση πηγών και αρνητικής επίπτωσης δρόμων & οικισμών	46
4.3.1	Περιοχή Natura 2000 (GR3000001)	47
4.3.2	Ευρύτερη περιοχή όρους Πάρνηθα.....	48
4.4	Σενάριο 4 – Εκτίμηση οικολογικά ανεκτής πυκνότητας.....	49
4.5	Περιορισμοί της ανάλυσης.....	50
5	Διαχειριστικές εναλλακτικές δράσεις για τα ελάφια της Πάρνηθας	52
5.1	Διαχειριστικές εναλλακτικές για τη ρύθμιση του πληθυσμιακού μεγέθους	52
5.2	Διαχειριστικές εναλλακτικές για αντιμετώπιση τοπικά εστιασμένων προβλημάτων.....	54
5.3	Γενικές οδηγίες για τη μετεγκατάσταση.....	55
6	Βιβλιογραφικές αναφορές	57

1 Εισαγωγή

Το κόκκινο ελάφι (*Cervus elaphus*) ανήκει στα μεγαλύτερα χερσαία είδη θηλαστικών στην Ελλάδα, και αποτελεί αντικείμενο προστασίας βάσει της Ευρωπαϊκής Οδηγίας για τα Είδη και τους Τύπους Οικοτόπων (92/43 ΕΟΚ). Σε όλη την Ευρώπη οι πληθυσμοί του κόκκινου ελαφίου αυξήθηκαν σημαντικά σε αριθμό και σε γεωγραφική εξάπλωση κατά τη διάρκεια των τελευταίων δεκαετιών. Διάφοροι παράγοντες έχουν υποδειχθεί ως υπεύθυνοι για την αύξηση αυτή, συμπεριλαμβανομένων των ήπιων χειμώνων, της εγκαθίδρυσης και αποτελεσματικής διαχείρισης συστημάτων προστατευόμενων περιοχών, της αγροτικής εγκατάλειψης των ορεινών εκτάσεων, των αλλαγών των δασοκομικών πρακτικών, της ρύθμισης της θήρας και του ελέγχου της λαθροθηρίας. Κατά συνέπεια, όλο και περισσότερες ανησυχίες εκφράζονται για τις οικολογικές επιπτώσεις της αύξησης του πληθυσμού του κόκκινου ελαφίου και ευρύτερα των σπληφόρων θηλαστικών. Για το λόγο αυτό και με σκοπό την διατήρηση των ενδιαιτημάτων τους συνίσταται η ορθή διαχείριση των πληθυσμών των σπληφόρων θηλαστικών και επομένως και του κόκκινου ελαφίου, γεγονός που καθιστά αναγκαία την εκτίμηση της αποδεκτής πυκνότητας των διάφορων πληθυσμών τους.

1.1 Βιολογία του είδους

Το κόκκινο ελάφι (*Cervus elaphus*) είναι από τα πλέον μελετημένα και γνωστά είδη πανίδας. Υπάρχουν στη βιβλιογραφία πολλές μονογραφίες και περιγραφές της μορφολογίας και βιολογίας του είδους. Στο παρόν υποκεφάλαιο γίνεται μια συνοπτική παρουσίαση των κύριων στοιχείων βιολογίας του είδους που στηρίζεται στους Mitchell et al. (1977), Clutton-Brock & Guinness (1982), Macdonald (2006) και Lovari et al. (2008).

Το κόκκινο ελάφι είναι ένα σπληφόρο μηρυκαστικό θηλαστικό και τρέφεται αποκλειστικά με φυτά. Σε γενικές γραμμές, το ώριμο αρσενικό ελάφι έχει συνήθως μήκος 175-250 cm και ζυγίζει 120-240 kg, ενώ το ώριμο θηλυκό έχει συνήθως μήκος 160-210 cm και ζυγίζει 90-170 kg. Τα νεογέννητα αρσενικά ελάφια είναι περίπου 5% βαρύτερα από τα νεογέννητα θηλυκά. Το βάρος των ατόμων παρουσιάζει έντονη εποχιακή διακύμανση με μέγιστο στις αρχές της αναπαραγωγικής περιόδου (καλοκαίρι) και ελάχιστο στα τέλη του χειμώνα. Έχουν παρατηρηθεί πολύ έντονες διαφοροποιήσεις στο σωματικό μέγεθος μεταξύ των διάφορων πληθυσμών, με τους πληθυσμούς της Σαρδηνίας και της Κορσικής να θεωρούνται οι πιο μικρόσωμοι, και τους πληθυσμούς της Κεντρικής Ευρώπης και του Καυκάσου να είναι οι πιο μεγαλόσωμοι.

Ένα ιδιαίτερα εντυπωσιακό χαρακτηριστικό των ελαφιών είναι τα κέρατα, που φέρουν τα ώριμα αρσενικά άτομα. Τα κέρατα αρχίζουν να αυξάνουν την άνοιξη και πέφτουν κάθε χρόνο, συνήθως στο τέλος του χειμώνα. Τα κέρατα συνήθως έχουν μήκος 70 cm και ζυγίζουν 1 kg, αν και έχουν καταγραφεί έντονες διαφοροποιήσεις με άτομα να έχουν μεγάλα κέρατα έως 115 cm και βάρους 5 kg. Τα κέρατα είναι από οστό που μπορεί να αναπτυχθεί με ρυθμό ως 2,5 cm ανά ημέρα. Τα κέρατα είναι ιδιαίτερος σημαντικός για την αναπαραγωγή των αρσενικών και η ανάπτυξή τους συσχετίζεται με την τεστοστερόνη των ατόμων. Η διακύμανση του σωματικού μεγέθους καθώς και της μορφής των κεράτων είναι η βάση για την κατανομή του είδους σε υποείδη, και πιθανολογείται ότι κάποιες από αυτές τις διαφοροποιήσεις πρέπει να έχουν και γενετική βάση.

Τα ώριμα ελάφια μένουν συνήθως σε ομάδες του ίδιου φύλου. Κατά την περίοδο του ζευγαρώματος, τα ώριμα αρσενικά ανταγωνίζονται για την προσοχή των θηλυκών και τη δημιουργία χαρεμιών. Στο στάδιο αυτό παρατηρείται έντονη αντιπαλότητα μεταξύ των αρσενικών που συνήθως εκδηλώνεται με επιδείξεις των κεράτων που ενίοτε καταλήγουν σε συγκρούσεις μεταξύ των αρσενικών. Τα κυρίαρχα αρσενικά άτομα ακολουθούν ομάδες θηλυκών ελαφιών κατά την περίοδο ζευγαρώματος (δηλαδή από Αύγουστο μέχρι αρχές Χειμώνα). Η κάθε τέτοια ομάδα (ή χαρέμι) μπορεί να έχει μέχρι είκοσι θηλυκά. Τα ώριμα αρσενικά φτάνουν την κορύφωση της αναπαραγωγικής τους επιτυχίας σε ηλικία περίπου οκτώ ετών. Νεαρά αρσενικά άτομα (ηλικίας δύο

έως τεσσάρων ετών) σπάνια κατέχουν χαρέμια και περνούν το μεγαλύτερο μέρος της περιόδου ζευγαρώματος στην περιφέρεια των μεγαλύτερων χαρεμιών, όπως κάνουν και τα μεγάλης ηλικίας αρσενικά ελάφια (δηλαδή άτομα ηλικίας μεγαλύτερης των έντεκα ετών). Μικρότερης ή μεγαλύτερης ηλικίας αρσενικά που τελικά αποκτούν χαρέμι, το επιτυγχάνουν αυτό μόνο αργότερα κατά την περίοδο ζευγαρώματος από ότι τα αρσενικά άτομα στην ακμή τους. Τα αρσενικά που κατέχουν χαρέμια σπάνια τρέφονται κατά την περίοδο ζευγαρώματος με αποτέλεσμα να χάσουν έως και 20% του σωματικού τους βάρους. Αρσενικά άτομα που κατά την έναρξη της περιόδου ζευγαρώματος είναι σε κακή σωματική κατάσταση είναι λιγότερο πιθανό να δημιουργήσουν χαρέμι, και αν το καταφέρουν είναι λιγότερο πιθανό να επιτύχουν την αναπαραγωγή με τα περισσότερα θηλυκά άτομα του χαρεμιού. Η διαδικασία γονιμοποίησης ενός θηλυκού συνήθως περιλαμβάνει αρκετές (ίσως και πάνω από δέκα) αποτυχημένες απόπειρες ζευγαρώματος πριν από την πρώτη επιτυχημένη. Ακολουθούν και περισσότερα ζευγαρώματα με το ίδιο θηλυκό πριν το αρσενικό άτομο αναζητήσει άλλο θηλυκό στο χαρέμι του.

Τα θηλυκά ωριμάζουν αναπαραγωγικά σε ηλικία δύο ετών. Σε ετήσια βάση, ένα θηλυκό μπορεί να παράγει ένα ή σπάνια (<1% των κηύσεων) δύο απογόνους. Και για τα θηλυκά ελάφια το σωματικό βάρος είναι κρίσιμος παράγοντας, γιατί το άτομο πρέπει να φθάσει ένα συγκεκριμένο σωματικό βάρος για να μπορεί να παράγει ωάρια, με αποτέλεσμα σε συνθήκες μεγάλης πληθυσμιακής πυκνότητας ή περιορισμένης διαθεσιμότητας τροφής τα θηλυκά να έχουν αυξημένη ηλικία πρώτης αναπαραγωγής. Η περίοδος της κύησης είναι από 240 έως 265 ημέρες και το νεογέννητο ζυγίζει μεταξύ 15 και 22 kg. Η κυοφορία συνήθως συμβαίνει στη διάρκεια του χειμώνα και τα νέα άτομα γεννιούνται στα τέλη της άνοιξης ή στις αρχές του καλοκαιριού. Μετά από δύο εβδομάδες, τα νεαρά άτομα είναι σε θέση να ενταχθούν στο κοπάδι και απογαλακτίζονται πλήρως μετά από δύο μήνες, οπότε αρχίζει η επόμενη αναπαραγωγική περίοδος. Τα νεαρά άτομα συνήθως παραμένουν με τις μητέρες τους για σχεδόν ένα έτος ακόμη.

Η αναλογία φύλου κατά τη γέννα είναι συνήθως 1:1 ή ευνοούνται τα αρσενικά, αλλά συχνά παρατηρείται ότι στα ενήλικα άτομα η αναλογία φύλου είναι αισθητά άνιση με σαφώς περισσότερα θηλυκά από ότι αρσενικά. Στη βιβλιογραφία καταγράφονται ως συνήθεις αναλογίες αρσενικών προς θηλυκών από 4:10 έως 6:10. Η αναλογία φύλου επηρεάζεται έντονα από τη θήρα, όπου θανατώνονται περισσότερα αρσενικά άτομα από ότι θηλυκά και έχει καταγραφεί ακόμη και αναλογία αρσενικών προς θηλυκών 4:100.

Το κόκκινο ελάφι ζει πάνω από 20 έτη σε αιχμαλωσία, ενώ στη φύση εκτιμάται ότι ζει από 10 έως 13 έτη, αν και σε ευνοϊκές περιβαλλοντικές συνθήκες (π.χ. λιγότερη πίεση από θήρα, μεγαλύτερη διαθεσιμότητα τροφής) εκτιμάται ότι επιβιώνει και περισσότερο από 15 έτη. Τα πρότυπα φυσικής θνησιμότητας φαίνεται να είναι αντίστοιχα με αυτά άλλων θηλαστικών με τις μικρότερες και μεγαλύτερες ηλικίες να παρουσιάζουν τα υψηλότερα ποσοστά θνησιμότητας.

1.2 Γεωγραφική εξάπλωση

1.2.1 Παγκόσμια εξάπλωση

Η εξάπλωση του είδους καταλαμβάνει το μεγαλύτερο τμήμα της Ευρωπαϊκής ηπείρου, αλλά επίσης περιλαμβάνει τμήματα της Βόρειας Αφρικής, Κεντρικής Ασίας, Σιβηρίας, της Άπω Ανατολής καθώς και της Βόρειας Αμερικής. Η εξάπλωσή του στην Ευρώπη είναι ευρεία, αλλά κατακερματισμένη σε επιμέρους υπο-πληθυσμούς. Σημαντικός πληθυσμός επιβιώνει στη Σκωτία. Απουσιάζει από τη βόρεια Σκανδιναβία και το ευρωπαϊκό τμήμα της Ρωσίας. Στη Ρωσία έχουν επανεισαχθεί μικροί πληθυσμοί (κυρίως για τις ανάγκες της θήρας). Παρομοίως, στην Πορτογαλία, όλοι οι πληθυσμοί έχουν προκύψει από την επανεισαγωγή ή φυσική επέκταση από γειτονικούς ισπανικούς πληθυσμούς που με τη σειρά τους είχαν επανεισαχθεί σε προηγούμενη χρονική περίοδο.

Στη βόρεια Αμερική το είδος κάλυπτε μεγάλο μέρος των ΗΠΑ και του Καναδά, αλλά τώρα είναι περιορισμένο στο δυτικό μέρος της Βόρειας Αμερικής. Στη βόρεια Αφρική το είδος παρατηρείται σε τμήματα του Μαρόκου, της Αλγερίας και της Τυνησίας.

Πέρα από τα όρια της φυσικής του εξάπλωσης, το είδος έχει εισαχθεί σε άλλες περιοχές, συμπεριλαμβανομένης της Αυστραλίας, της Νέας Ζηλανδίας, της Χιλής, της Ουρουγουάης και της Αργεντινής, όπου θεωρείται ξενικό εισβλητικό είδος. Στην Ωκεανία, τα ελάφια έχουν εισαχθεί σχετικά πρόσφατα (19^ο αιώνα) από Ευρωπαίους, κυρίως ως θηράματα. Μετακινήσεις ατόμων ελαφιών εντός και εκτός της αυτόχθονης εξάπλωσής τους με σκοπούς τον εμπλουτισμό ζωικού κεφαλαίου, την ανανέωση των αποθεμάτων, ή τη βελτίωση του γενετικού αποθέματος είναι μια παλιά παράδοση στην διαχείριση των ελαφιών ως θηραμάτων και η έκταση του φαινομένου είναι ανεπαρκώς τεκμηριωμένη. Εκτιμάται ότι περισσότερα άτομα από ευρωπαϊκούς πληθυσμούς έχουν μετακινηθεί παρά από αμερικανικούς ή ασιατικούς πληθυσμούς. Οι γενετικές και οικολογικές συνέπειες της ανάμιξης ελαφιών από διαφορετικούς πληθυσμούς και του υβριδισμού μεταξύ των πληθυσμών αυτών δεν είναι γνωστές.

1.2.2 Εξάπλωση στον ελλαδικό χώρο

Ο πιο ακμαίος πληθυσμός ελαφιού στην Ελλάδα βρίσκεται στον Εθνικό Δρυμό Πάρνηθας. Μικρότερος πληθυσμός βρίσκεται στη Ροδόπη, κοντά στα σύνορα με τη Βουλγαρία, ενώ υπήρχε και ένας μικρός πληθυσμός στη Σιθωνία Χαλκιδικής που σχετικά πρόσφατα εξαφανίστηκε (Λατσούδης 2009). Στην Πάρνηθα αναφέρεται η παρουσία ελαφιών κατά τους ιστορικούς χρόνους έως και τις αρχές του 20^{ου} αιώνα, όταν άρχισαν να γίνονται κάποιες εισαγωγές ελαφιών από άλλες χώρες (Λατσούδης 2009). Μόλις πρόσφατα μελετήθηκε η γονιδιακή σύσταση του πληθυσμού της Πάρνηθας και αποδείχθηκε ότι αποτελεί έναν ξεχωριστό, σχετικά απομονωμένο υποπληθυσμό, με ενδείξεις πρόσμειξης με άλλους βαλκανικούς πληθυσμούς. Η πρόσμειξη αυτή πιθανολογείται ότι είναι το αποτέλεσμα επιτυχούς μετακίνησης ατόμων από πληθυσμούς της Ανατολικής Ευρώπης (Karaiskou et al. 2014). Ζώα που έχουν προέλθει από τον πληθυσμό της Πάρνηθας έχουν μεταφερθεί στα Κρατικά Εκτροφεία με σκοπό την απελευθέρωση ατόμων σε ελεγχόμενες κυνηγετικές περιοχές για θήρευση. Ανεπιτυχείς προσπάθειες δημιουργίας πληθυσμών κόκκινου ελαφιού με λίγα ζώα (αδιευκρίνιστης προέλευσης) έχουν γίνει στο παρελθόν στο σημερινό Εθνικό Πάρκο Βόρειας Πίνδου (περιοχή Παπίγκου) καθώς και στο σημερινό Εθνικό Πάρκο Τζουμέρκων, Περιστερίου και χαράδρας Αράχθου (περιοχή Ραφταναίων-Πραμάντων), ενώ μια σειρά άλλων ανεπίσημων απελευθερώσεων ή διατήρησης σε ιδιόκτητες περιφραγμένες εκτάσεις αναφέρονται για διάφορες περιοχές της χώρας. Γενικά απελευθερώσεις κόκκινου ελαφιού με σκοπό την δημιουργία «άγριων» πληθυσμών γίνονταν στο παρελθόν και ενδεχομένως γίνονται ακόμα και σήμερα χωρίς να τηρούνται πάντα οι τυπικές διαδικασίες μια και δεν εφαρμόζεται αυστηρά το προβλεπόμενο νομικό καθεστώς ή δεν υπάρχουν αποφάσεις που να κανονίζουν τις ιδιαίτερες διαδικασίες που προβλέπει ο νόμος.

Στην Πάρνηθα, το 1994-1995 είχε εκτιμηθεί πληθυσμός 110 περίπου ελαφιών (Λατσούδης 2009, Παραϊοαννου 2010), ο οποίος από τότε είχε αυξητικές τάσεις. Λίγα χρόνια αργότερα αναφέρεται ένας πληθυσμός της τάξης των 500- 520 ατόμων που υποδηλώνει μια ιδιαίτερα σημαντική αύξηση κατά 400% σε ένα σχετικά σύντομο χρονικό διάστημα (Παραϊοαννου 2010). Στις καταγραφές που έλαβαν χώρα από το WWF- Ελλάς (Λατσούδης & Kret 2009), ο πληθυσμός των ελαφιών της Πάρνηθας το 2009 εκτιμάται σε περίπου 500-600 ζώα. Από τους συγγραφείς, ο αριθμός κρίνεται “μικρός” αν ληφθεί υπόψη η απουσία φυσικών θηρευτών στο όρος. Θα αναμενόταν μια γεωμετρική αύξηση του πληθυσμού (καθώς τα θηλυκά μπορεί να ξεκινήσουν να αναπαράγονται στο 1,5 έτος και να γεννούν ένα μικρό/έτος) κάτι που ενδεχομένως δεν έχει συμβεί έως τώρα (Λατσούδης & Kret 2009).

Όσον αφορά τις αρνητικές επιδράσεις στη βλάστηση, υπάρχει μόνο μία σχετική αναφορά που αφορά ιδιαίτερα στις καμένες εκτάσεις, όπου έχει παρατηρηθεί κατανάλωση αρτίφυτρων ελάτης (Ganatsas et al. 2012), αλλά το φαινόμενο δεν έχει παρατηρηθεί σε όλη την έκταση της περιοχής. Οι

Λατσούδης & Kret (2009), έπειτα από επιτόπιες παρατηρήσεις, δεν αναφέρουν προβλήματα υπερβόσκησης εκτός ίσως σε κάποιες μεμονωμένες θέσεις, που και αυτό κρίνεται φυσιολογικό. Δεν υπάρχουν πρόσφατα δημοσιευμένα στοιχεία που να αφορούν πληθυσμιακά δεδομένα ή έλεγχο των επιδράσεων του υπάρχοντος πληθυσμού στη βλάστηση της περιοχής.

1.3 Παράγοντες που επηρεάζουν την κατανομή των ελαφιών

Στην αδρή ηπειρωτική κλίμακα, η διανομή των ελαφιών και ο καθορισμός της γεωγραφικής τους εξάπλωσης έχει μελετηθεί εκτενώς και κατανοηθεί σε βάθος. Παρόλα αυτά, η διαχείριση μιας προστατευόμενης περιοχής απαιτεί κατανόηση των προτιμήσεων του είδους σε πιο λεπτές κλίμακες ακόμη και εντός μιας ευρύτερης περιοχής που στο σύνολό της είναι κατάλληλη και χρησιμοποιείται από το είδος. Στο επίπεδο αυτό έχουν εστιάσει πολλές μελέτες και έχουν προκύψει πολλά ευρήματα που υποδηλώνουν ότι πολλοί παράγοντες ενδέχεται να παίζουν διαφορετικό ρόλο ανάλογα με την κλίμακα της ανάλυσης, και τις περιβαλλοντικές (βιοτικές και αβιοτικές) συνθήκες (Zweifel-Schielly et al. 2009, Loe et al. 2012). Ήδη αναφέρθηκε πως η αύξηση της πληθυσμιακής πυκνότητας μπορεί να ωθήσει τα ελάφια σε ενδιαιτήματα που δεν είναι βέλτιστα και στην κατανάλωση τροφικών πηγών που σε συνθήκες χαμηλής πυκνότητας αποφεύγονται. Αλλά επίσης και η παρουσία ικανών θηρευτών, όπως οι λύκοι, επηρεάζει την επιλογή ενδιαιτήματος απομακρύνοντας τα ελάφια από θέσεις με υψηλή διαθεσιμότητα τροφής και αναγκάζοντας τα συχνά να ζουν σε θέσεις με μεγάλη κάλυψη. Μάλιστα οι Creel και συνεργάτες (2005) ισχυρίζονται ότι οι λύκοι μπορούν να έχουν μεγαλύτερη επίδραση στην πληθυσμιακή δυναμική των ελαφιών μέσω του περιορισμού στην επιλογή των ενδιαιτημάτων, από ότι θα αναμενόταν με βάση την άμεση θήρευση και μόνο.

1.3.1 Τύποι βλάστησης

Σε γενικές γραμμές, η χρήση των ενδιαιτημάτων από τα ελάφια είναι στενά συνδεδεμένη με τη δομή των ενδιαιτημάτων, καθώς και με τη διαθεσιμότητα και την ποιότητα τροφής σε αυτά (Zweifel-Schielly et al. 2009). Στην Ευρώπη η παρουσία των ελαφιών είναι πάντα συνδυασμένη με δασικά οικοσυστήματα. Προηγούμενες μελέτες έδειξαν ότι απαιτείται μια δασική έκταση επιφάνειας τουλάχιστον 10-20 km² για τη διατήρηση μόνιμου πληθυσμού ελαφιών. Ελάφια έχουν παρατηρηθεί τόσο σε κωνοφόρα, όσο και σε φυλλοβόλα αλλά και σε μικτά δάση (Mitchell et al. 1977). Πιο λεπτομερής ανάλυση έδειξε ότι η πυκνότητα και η κάλυψη του δάσους επηρεάζει τη διανομή των ελαφιών σε αυτά. Τα ελάφια κάνουν μεγαλύτερη χρήση των δασικών περιοχών με μέση κάλυψη, γεγονός που είναι πιθανό ότι συνδέεται με την ποιότητα του ενδιαιτήματος, αφού εκεί υπάρχει μεγαλύτερη ποικιλότητα και διαθεσιμότητα τροφής. Επιπλέον, η χρήση της κάλυψης του εδάφους μπορεί να σχετίζεται με την αφθονία των φυτικών ειδών του υπωρόφου (Bugalho & Milne 2003).

Όλες οι έρευνες πεδίου δείχνουν ότι τα ελάφια προτιμούν τα διάκενα που δημιουργούνται στο δάσος. Τα ελάφια επιλέγουν τις θέσεις τροφοληψίας με βάση την ποιότητα της διαθέσιμης τροφής ώστε να καταναλώνουν φυτικά είδη πιο εύπεπτα και με μεγαλύτερη τροφική αξία (Wilmshurst et al. 1995). Κατά συνέπεια τόσο η διαθέσιμη βιομάζα όσο και η χημική σύνθεση των φυτών αναμένεται να επηρεάσει τη συμπεριφορά αναζήτησης τροφής τους. Τα ξυλώδη φυτά, όπως τα δέντρα και οι θάμνοι, αποτελούν ένα σημαντικό μέρος της διατροφής των ελαφιών. Τα διάκενα στα δάση ευνοούν την αύξηση των αρτίβλαστων των ξυλωδών φυτών (τόσο το ρυθμό ανάπτυξης όσο και τη χημική σύστασή τους) (Modrý et al. 2004). Για αυτούς τους λόγους έχει καταγραφεί σαφής προτίμηση των ελαφιών σε διάκενα ή στα όρια των δασών με λιβαδικές εκτάσεις (Kuijper et al. 2009). Εξάλλου αυτές οι θέσεις προσφέρουν καταφύγιο πολύ κοντά στις θέσεις τροφοληψίας, μειώνοντας έτσι τις ενεργειακές απώλειες από μεγάλες μετακινήσεις (Alves 2013). Η παρουσία των ελαφιών στην άκρη του δάσους, ή στον οικοτόνο μεταξύ δάσους και λιβαδιού, παρατηρείται επίσης και σε περιοχές όπου έχουν εισαχθεί τα ελάφια και εκτός Ευρώπης.

Και ενώ τα διάκενα προτιμούνται, αντίθετα οι εκτεταμένες ανοιχτές διαπλάσεις αποφεύγονται σε όλες τις εποχές του έτους (Zweifel-Schielly et al. 2009). Η αποφυγή αυτή συνήθως δεν αποδίδεται

στη διαθεσιμότητα τροφής αλλά στην αποφυγή θήρευσης, καθώς οι ανοιχτές διαπλάσεις εκθέτουν τα ελάφια σε μεγαλύτερο κίνδυνο θήρευσης τόσο από φυσικούς θηρευτές (π.χ. λύκους) όσο και από κυνηγούς. Και αυτό εξηγεί γιατί στη Νορβηγία τα ελάφια χρησιμοποιούν συχνά βοσκοτόπια και λιβαδικές ανοιχτές εκτάσεις που προσφέρουν άφθονη τροφή κατά τη διάρκεια της νύχτας, ενώ το μεγαλύτερο μέρος του χρόνου τους διαβιούν σε δασώδη ενδιαιτήματα με λιγότερη τροφή αλλά περισσότερη κάλυψη κατά τη διάρκεια της ημέρας (Godvik et al. 2009). Η συγκεκριμένη μελέτη έδειξε ότι ακόμη και όταν τα ελάφια προτιμούν τα λιβάδια για τροφή αποφεύγουν να περνούν πολύ χρόνο εκεί. Παραπλήσια είναι και τα συμπεράσματα στην Αμερική όπου λεπτομερή χωρικά και χρονικά δεδομένα με χρήση GPS κολάρων δείχνουν ότι τα ελάφια μετακινούνται για προστασία στις καλυμμένες με δάση περιοχές, όταν οι λύκοι ήταν παρόντες, με άμεση μείωση της χρήσης των ανοιχτών διαπλάσεων (Creel et al. 2005).

Μια ειδική κατηγορία ανοιχτών διαπλάσεων είναι οι καμένες εκτάσεις. Οι περιοχές αυτές είναι ανοιχτές διαπλάσεις αλλά ταυτόχρονα χαρακτηρίζονται από ισχυρή αναγέννηση του δάσους με μεγάλη πυκνότητα αρτιβλάστων που αυξάνουν σε συνθήκες φωτισμού και όχι σκιάς και άρα χαρακτηρίζονται από υψηλούς ρυθμούς αύξησης και αποτελούν εξαιρετική τροφή για τα ελάφια. Επίσης η πυρκαγιά μπορεί να αυξήσει σημαντικά την παραγωγικότητα του δασικού οικοσυστήματος και έτσι αυξάνει την καταλληλότητά του για τα ελάφια (Sachro et al. 2005). Μελέτες έδειξαν ότι στο πάρκο Yellowstone των ΗΠΑ, οι καμένες εκτάσεις προτιμούνται από τα ελάφια. Ακόμη και 14 χρόνια μετά από την πυρκαγιά, οι περιοχές αυτές εξακολουθούσαν να προτιμούνται από τα οπληφόρα (Pearson et al. 1995, Boyce et al. 2003).

Επίσης, σε έναν αριθμό μελετών έχει καταγραφεί η προτίμηση των ελαφιών για θαμνώδεις διαπλάσεις, αφού εκεί το μέγεθος των θάμνων εξασφαλίζει ευκολότερη πρόσβαση στην τροφή για το ελάφι (σε σύγκριση με το δάσος όπου οι νεαροί βλαστοί των δέντρων είναι σε ύψος πάνω από 2 m από το έδαφος) καθώς επίσης και κάλυψη από θηρευτές και κυνηγούς (σε σύγκριση με τα λιβάδια όπου τα ζώα είναι εκτεθειμένα). Άλλωστε, σύμφωνα με τους Hartley et al. (1997) τα οπληφόρα προτιμούν ως τροφή δέντρα που μεγαλώνουν σε συνθήκες έντονου φωτός, λόγω της πιο ευνοϊκής μορφής ανάπτυξης των δέντρων αυτών, τα οποία παράγουν περισσότερα πλευρικά κλαδιά και περισσότερη βιομάζα, έστω και αν είναι μειωμένης διατροφικής αξίας. Και αυτό έχει καταγραφεί και για μεσογειακούς πληθυσμούς όπου θαμνώνες (dehesas) έχουν βρεθεί ότι είναι ένας φυσικός πλούσιος πόρος για τα ελάφια (Vargas et al. 1995).

Τέλος, τα ελάφια απαντούν σε μεγάλο εύρος υψομέτρων από την επιφάνεια της θάλασσας μέχρι τα αλπικά λιβάδια (σε υψόμετρο μεγαλύτερο των 2500 m στην περιοχή των Άλπεων). Έχει παρατηρηθεί ότι τα ελάφια παρουσιάζουν μια εποχική μετακίνηση. Το χειμώνα τα ελάφια διαβιούν σε χαμηλά υψόμετρα με πιο έντονη δασοκάλυψη. Αντίθετα, το καλοκαίρι, μεταναστεύουν σε μεγαλύτερα υψόμετρα όπου η διαθεσιμότητα τροφής είναι υψηλότερη κάτι που είναι ιδιαίτερος σημαντικό για την αναπαραγωγή τους.

1.3.2 Οδικό δίκτυο

Υπάρχει εκτενής τεκμηρίωση ότι το οδικό δίκτυο επιδρά αρνητικά στα μεγάλα θηλαστικά (Sherwood et al. 2002) και ειδικά στα ελάφια (Putman 1997). Οι επιπτώσεις αφορούν είτε άμεση θανάτωση / τραυματισμό από σύγκρουση με αυτοκίνητο είτε όχληση από το θόρυβο της κίνησης των αυτοκινήτων επί του οδικού δικτύου. Στη Νορβηγία οι θάνατοι ελαφιών από συγκρούσεις με αυτοκίνητα αυξήθηκαν από 27 το 1971 σε 443 το 2001 (Mysterud 2004). Μάλιστα έχει καταγραφεί συστηματική αποφυγή των ελαφιών από περιοχές πλησίον του οδικού δικτύου τόσο εκτός, όσο και εντός προστατευόμενων περιοχών (για παράδειγμα Brook (2010) για το πάρκο Banff του Καναδά). Ιδιαίτερα στην Αμερική έχουν γίνει εκτεταμένες μελέτες που τεκμηριώνουν την αρνητική επίδραση του οδικού δικτύου στα ελάφια (Cole et al. 1997, Rowland et al. 2000). Οι περισσότερες μελέτες καταλληλότητας ενδιαιτήματος για ελάφια λαμβάνουν πλέον σαφώς υπόψη τους το οδικό δίκτυο της περιοχής (Alves et al. 2014, Torres et al. 2014). Πολλές μελέτες χρησιμοποιούν την απόσταση από τον πλησιέστερο δρόμο ως ποσοτική μεταβλητή που έχει γραμμική σχέση με την

καταλληλότητα του ενδιαυτήματος (όσο μεγαλύτερη η απόσταση τόσο μεγαλύτερη η καταλληλότητα (Loe et al. 2012). Ωστόσο, άλλες μελέτες έδειξαν ότι η σχέση αυτή ενδέχεται να μην είναι γραμμική, αλλά από μία απόσταση και πάνω η ύπαρξη των δρόμων να μην επηρεάζει τα ελάφια. Για παράδειγμα οι (Irwin & Peek 1983), στο Idaho των ΗΠΑ, βρήκαν ότι τα ελάφια προτιμούν περιοχές που απέχουν πάνω από 400 m από το οδικό δίκτυο. Ενώ μελέτες με χρήση τεχνολογίας GPS έδειξαν ότι τα ελάφια αποφεύγουν τους δρόμους μόνο σε πολύ τοπικό επίπεδο και μόνο κατά τη διάρκεια της ημέρας. Οι Alves et al. (2014), στην κεντρική Πορτογαλία, έδειξαν ότι τα ελάφια το χειμώνα αποφεύγουν τις περιοχές μέχρι 100 m από το οδικό δίκτυο, ενώ για μεγαλύτερες αποστάσεις δεν βρήκαν προτίμηση ή αποφυγή. Και σε άλλες περιοχές έχει δείχτεί ότι τα ελάφια αποφεύγουν τους κύριους δρόμους σε απόσταση 60 έως 100 m εκατέρωθεν των πρανών, ανάλογα τον οδικό φόρτο (Congalton et al. 1993, Μπούσμπουρας & Ευαγγέλου 2010).

Παράλληλα έχουν καταγραφεί και προσαρμογές της συμπεριφοράς των ελαφιών στο οδικό δίκτυο. Πιο συγκεκριμένα, οι Meisingers et al. (2013) έδειξαν ότι τα θηλυκά κυρίως ελάφια διασχίζουν τους δρόμους κατά τη διάρκεια της νύχτας και κοντά σε ανοιχτές διαπλάσεις που επιτρέπουν καλή ορατότητα. Ενώ οι Clair & Forrest (2009) έδειξαν ότι τα αρσενικά ελάφια περνούσαν λιγότερο χρόνο κατά τις διαδικασίες της αναπαραγωγής κοντά σε δρόμους με κυκλοφορία και είχαν την τάση να μετακινούνται μακρύτερα από το δρόμο.

1.3.3 Πηγές νερού

Στα μεγαλύτερα γεωγραφικά πλάτη, οι πληθυσμοί των ελαφιών αντιμετωπίζουν ως πλέον αντίξοη περίοδο του έτους το χειμώνα οπότε περιορίζεται η παραγωγή βιομάζας λόγω ψύχους, ενώ ταυτόχρονα η διαθέσιμη βιομάζα καλύπτεται από χιόνια και είναι λιγότερο προσβάσιμη. Σε πολλές περιπτώσεις έχει καταγραφεί μετακίνηση των ελαφιών είτε σε χαμηλότερα υψόμετρα, είτε σε τύπους βλάστησης (π.χ. πευκοδάση) που αποφεύγονταν την καλοκαιρινή περίοδο αλλά προσφέρουν τροφή και κάλυψη το χειμώνα. Στους νότιους πληθυσμούς του ελαφιού όμως ενδέχεται να μην είναι ο χειμώνας η πλέον αντίξοη περίοδος, αφού η χιονόπτωση είναι πιο περιορισμένη και το ψύχος ελαφρύτερο αλλά αντίθετα το καλοκαίρι τελικά να είναι πιο αντίξοο κυρίως λόγω περιορισμένης διαθεσιμότητας τροφής (Bugalho et al. 2001, Bugalho & Milne 2003, Torres-Porras et al. 2009). Στη Μεσόγειο είναι γνωστό ότι τα φυσικά οικοσυστήματα αντιμετωπίζουν έντονο στρες κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού, περίοδος κατά την οποία η θερμοκρασία είναι σε επιθυμητά επίπεδα αλλά η έλλειψη βροχοπτώσεων οδηγεί σε ξηρασία και αναστολή βιολογικών διεργασιών. Πολλές προσαρμογές έχουν παρατηρηθεί σε μεσογειακά φυτικά είδη με έμφαση στη μείωση της ανάπτυξης ή ακόμη και το θάνατο των ετήσιων φυτών (Blondel & Aronson 1999). Όταν τα ποώδη είδη περνούν το καλοκαίρι με μορφή σπερμάτων ή υπόγειων βλαστών, και τα ξυλώδη είδη περιορίζουν την παραγωγικότητά τους η διαθέσιμη τροφή για τα ελάφια περιορίζεται επίσης (Bugalho & Milne 2003), με αποτέλεσμα να καταγράφονται φαινόμενα όπου η ξηρασία οδηγεί σε άτομα με μικρότερο σωματικό βάρος και μικρότερα κέρατα φαινόμενο που γίνεται περισσότερο αισθητό, όσο αυξάνει η πληθυσμιακή πυκνότητα (Torres-Porras et al. 2009). Για τους λόγους αυτούς η διαθεσιμότητα νερού στις περιοχές γύρω από πηγές και επιφανειακά ύδατα (ιδιαίτερα κατά τους καλοκαιρινούς μήνες) ευνοεί την ανάπτυξη των φυτών αλλά μπορεί να συντελέσει και στην αύξηση της πυκνότητας των ελαφιών γύρω από αυτές. Τα παραπάνω εξηγούν και τη θετική συσχέτιση της παρουσίας ελαφιών γύρω από πηγές νερού την καλοκαιρινή περίοδο σε Μεσογειακά οικοσυστήματα (Alves et al. 2014).

1.4 Επιπτώσεις των ελαφιών στα οικοσυστήματα

Τα ελάφια είναι από τα είδη που έχουν προσελκύσει το ενδιαφέρον τόσο των ειδικών, όσο και του κοινού και για αυτό έχει μελετηθεί εκτενώς ο ρόλος τους στα οικοσυστήματα καθώς και οι επιπτώσεις τους σε αυτά. Τα ελάφια έχουν μια μεγάλη γεωγραφική εξάπλωση και υπάρχουν πολλές καταγραφές της πληθυσμιακής τους πυκνότητας. Τα τελευταία χρόνια σε παγκόσμια κλίμακα καταγράφεται μια αύξηση του πληθυσμού και της γεωγραφικής τους εξάπλωσης. Για παράδειγμα

στην ορεινή Σκωτία σε μια επιφάνεια περίπου 28 000 km² διαβιεί ένας αυξανόμενος πληθυσμός ελαφιών που στα τέλη της δεκαετίας του 1980 εκτιμάται ότι αριθμούσε περί τα 300 000 άτομα, ενώ σήμερα η εκτίμηση είναι ότι σαφώς ξεπερνά τα 350 000 άτομα, με κάποιους να εκτιμούν ότι ο πληθυσμός αριθμεί και περισσότερα από 400 000 άτομα. Γεγονός που συνεπάγεται μια μέση πυκνότητα μεγαλύτερη από 12,5 άτομα ανά km² (Clutton-Brock et al. 2004). Ωστόσο πρέπει να σημειωθεί ότι το παραπάνω πληθυσμιακό μέγεθος δεν αφορά τελείως «άγριους» πληθυσμούς, αφού ένα ιδιαίτερα σημαντικό ποσοστό αυτού διαβιεί σε κτήματα όπου το ελάφι διατηρείται για κυνηγετικούς λόγους και του παρέχεται συμπληρωματική τροφή. Οι περισσότερες εκτιμήσεις πυκνότητας γίνονται σε πολύ μικρότερης έκτασης δείγματα και έχουν δείξει ότι σε επίπεδο δείγματος η πυκνότητα ελαφιών μπορεί να ξεπερνά ακόμη και τα 54.9 άτομα ανά km² σε δασικά οικοσυστήματα καθώς και τα 74.5 άτομα ανά km² σε ανοιχτές διαπλάσεις και καλλιεργούμενες εκτάσεις (Gill & Morgan 2009). Τέτοιες υψηλές τιμές δεν έχουν καταγραφεί μόνο σε βόρειους πληθυσμούς, αλλά και σε μεσογειακούς πληθυσμούς στην Ισπανία και στην Πορτογαλία (Acevedo et al. 2008). Μέχρι σήμερα πολλές μελέτες έδειξαν ότι η πυκνότητα των ελαφιών επηρεάζει αφενός τον ίδιο τον πληθυσμό των ελαφιών με διάφορες πυκνο-εξαρτώμενες επιπτώσεις να καταγράφονται στην αναπαραγωγή των ελαφιών και αφετέρου τα ίδια τα οικοσυστήματα που αυτά διαβιούν. Γενικά διακρίνονται διαφορετικές επιπτώσεις που σχετίζονται με την ποικιλότητα και την αναγέννηση των δασικών οικοσυστημάτων, με ζημιές σε γεωργικές καλλιέργειες και επιπτώσεις τους σε ευαίσθητους τύπους οικοτόπων.

1.4.1 Ενδοειδικές επιπτώσεις αυξημένης πυκνότητας

Η αύξηση της πυκνότητας των ελαφιών οδηγεί σε φαινόμενα ενδοειδικού ανταγωνισμού που εκδηλώνονται σε διάφορα χαρακτηριστικά του πληθυσμού, όπως μείωση του μέσου βάρους των ατόμων, αύξηση της πρώτης ηλικίας αναπαραγωγής, μείωση της παραγωγής γάλακτος από τα θηλυκά, αυξημένη θνησιμότητα νέων ατόμων, μείωση του ποσοστού των θηλυκών που κυοφορούν, επηρεασμός της αναλογίας φύλου των νέων ατόμων (Clutton-Brock et al. 1987, Kruuk et al. 1999, Bonenfant et al. 2002, Boulangier et al. 2009). Ωστόσο νεότερες έρευνες έχουν δείξει ότι πολλές από αυτές τις συνέπειες είναι αποτέλεσμα της περιορισμένης διαθεσιμότητας τροφής και μπορούν να αποτραπούν αν προσφέρεται στα ζώα τροφή κατά την αντίξοχη περίοδο του έτους (Rodriguez-Hidalgo et al. 2010).

Επίσης έχει παρατηρηθεί μια ισχυρή συσχέτιση μεταξύ της πληθυσμιακής πυκνότητας και του ποσοστού των αρσενικών ατόμων που μεταναστεύουν, ενώ τα ποσοστά των θηλυκών ατόμων που μεταναστεύουν ήταν ανεξάρτητα από την πυκνότητα. Επίσης, και η απόσταση της μετακίνησης των αρσενικών επηρεάζεται από την πυκνότητα. Καταγράφεται σημαντικό μεγαλύτερη απόσταση από πληθυσμούς με υψηλή πυκνότητα σε σχέση με πληθυσμούς χαμηλής πυκνότητας, πιθανώς λόγω του κορεσμού των κατάλληλων θέσεων σε περιοχές γύρω από πληθυσμούς με υψηλή πυκνότητα (Loe et al. 2009).

Σημειώνεται ότι ακόμη και εντός μιας συγκεκριμένης περιοχής η επιλογή ενδιαιτήματος επηρεάζεται από την πυκνότητα του πληθυσμού. Σε χαμηλές πληθυσμιακές πυκνότητες, τα ελάφια εκμεταλλεύονται τα προτιμητέα για αυτά ενδιαιτήματα. Όσο όμως αυξάνει η πυκνότητα, ο κορεσμός των προτιμητέων ενδιαιτημάτων οδηγεί τμήμα του πληθυσμού να διαβιεί σε ενδιαιτήματα χαμηλότερης καταλληλότητας. Οι Perez-Barberia et al. (2013) έδειξαν ότι αυτό το φαινόμενο παρατηρείται διαχρονικά στα ελάφια της Σκωτίας, όπου η πληθυσμιακή πυκνότητα αυξήθηκε σημαντικά από το 1961 ως το 2004 με συνέπεια τα ελάφια το 2004 να χρησιμοποιούν σημαντικά μεγαλύτερο εύρος ενδιαιτημάτων, ακόμη και ενδιαιτήματα που απέφευγαν το 1961. Επίσης έχει δείχτει και στο επίπεδο της επιλογής τροφής ότι η αύξηση της πυκνότητας επηρεάζει την επιλεκτικότητα των ελαφιών, τόσο όσον αφορά το εύρος επιλογής (όσο μεγαλύτερη πυκνότητα τόσο μεγαλύτερο εύρος ειδών χρησιμοποιείται) όσο και την ιεράρχηση των επιλογών όπου κάποια φυτικά είδη που σε χαμηλή πυκνότητα ελαφιών αποφεύγονταν ως τροφή σε υψηλή πυκνότητα ελαφιών προτιμούνται (Boulangier et al. 2009). Η επίδραση αυτή της πληθυσμιακής πυκνότητας των

ελαφιών στην επιλογή του ενδιαιτήματος και της τροφής φαίνεται να επηρεάζει και τα χαρακτηριστικά των νέων ατόμων που γεννιούνται υπό αυτές τις συνθήκες (με τα άτομα που προέρχονται από ενδιαιτήματα χαμηλότερης ποιότητας να έχουν μικρότερο σωματικό βάρος και να χρειάζονται περισσότερο χρόνο για να αναπαραχθούν σε σχέση με άτομα από υψηλότερης ποιότητας ενδιαιτήματα) (McLoughlin et al. 2008).

Μια προσέγγιση για την εκτίμηση της μέγιστης βιο-χωρητικότητας που μπορεί να εφαρμοστεί είναι ο υπολογισμός του πληθυσμού των ελαφιών ως συνάρτηση της εκτίμησης της πρωτογενούς παραγωγής βιομάζας σε μια περιοχή και των ενεργειακών αναγκών των ελαφιών κατά τις διάφορες φάσεις του φυσιολογικού τους κύκλου. Κατά τη μέθοδο αυτή θεωρείται ότι όλη η βιομάζα που δεν είναι απαραίτητη για την επιβίωση του φυτού καταναλώνεται από τα ελάφια. Αυτό το ποσό μπορεί να αντιστοιχεί μέχρι και στο 30-50% της παραγόμενης βιομάζας. Τα ελάφια είναι γνωστό ότι κάτω από φυσιολογικές συνθήκες απαιτούν περίπου το 3% του σωματικού τους βάρους σε τροφή κάθε μέρα (Kuzyk & Hudson 2007). Δεδομένης μιας αναλογίας 40 αρσενικά προς 100 θηλυκά και προς 20 νεαρά άτομα, και δεδομένου του σωματικού βάρους των ελαφιών, συνάγεται ότι κατά μέσο όρο τα ελάφια χρειάζονται περίπου 7,5 kg τροφής ημερησίως.

Αυτή η προσέγγιση έχει χρησιμοποιηθεί για τον υπολογισμό της βοσκοϊκανότητας διαφόρων περιοχών για ελάφια και έχει δώσει εκτιμήσεις για πυκνότητες ελαφιών που είναι ιδιαιτέρως υψηλές. Για παράδειγμα, οι Paton et al. (1999) εκτίμησαν ότι στο πάρκο Monfrague στη Νοτιοδυτική Ισπανία οι θαμνώνες με κυρίαρχα είδη *Erica australis*, *Olea sylvestris* και *Phillyrea angustifolia* θα μπορούσαν να συντηρήσουν από 78-128 άτομα ανά km², ανάλογα με την εποχή. Αντίστοιχα, στην Ελλάδα, οι Βρεττάκης και συνεργάτες (2004) εκτίμησαν τη βοσκοϊκανότητα του πρεμνοφυούς δρυοδάσους της περιοχής Μπουραζανίου Κόνιτσας σε 116 ελάφια ανά km². Ήδη από το 1974 ο Nicholson που εφάρμοσε αυτή την προσέγγιση πειραματικά στη Σκωτία έδειξε ότι όντως μπορούν να επιβιώσουν ελάφια σε πυκνότητες 28 ελάφια ανά km², αλλά με έντονες επιπτώσεις τόσο στα ίδια τα ελάφια (μειωμένο σωματικό βάρος νέων ατόμων), όσο και στην ποιότητα του βοσκοτόπου (ορατή επιδείνωση). Όμοια, στην Ισπανία έχει δείχτει ότι η επίδραση της πυκνότητας περίπου 35 άτομα ελαφιού ανά km² σε δάση και θαμνώδεις εκτάσεις φαίνεται να είναι ιδιαιτέρως αρνητική και σίγουρα πάνω από το επίπεδο βιωσιμότητας, ακόμη και αν διαχειριστούμε την έκταση ως βοσκοτόπο με σπορά και λίπανση (Fernández-Olalla et al. 2006). Στη βιβλιογραφία υπάρχει εκτενής τεκμηρίωση ότι ακόμη και σε σημαντικά μικρότερες πυκνότητες τα ελάφια έχουν σημαντικές αρνητικές επιπτώσεις στα οικοσυστήματα με υποβάθμιση της ποιότητας τους. Και να μεν η βοσκοϊκανότητα μπορεί να θέτει ένα ανώτερο όριο ως προς το πόσα ελάφια μπορούν να επιβιώσουν σε μια περιοχή, αλλά χρησιμεύει περισσότερο στη διαχείριση μιας παραγωγικής μονάδας εκτροφής ελαφιών και δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως εργαλείο για τη διαχείριση μιας προστατευόμενης περιοχής. Μια προστατευόμενη περιοχή αποσκοπεί στην προστασία και διατήρηση της βιοποικιλότητας, και κατά συνέπεια η αποδεκτή πυκνότητα ελαφιών πρέπει να είναι σαφώς μικρότερη από τη βοσκοϊκανότητα και τόση ώστε να επιτρέπει την επιβίωση του πληθυσμού χωρίς κίνδυνο εξαφάνισης, αλλά και τη διατήρηση της υπόλοιπης πανίδας και χλωρίδας της περιοχής.

1.4.2 Επιπτώσεις στα δασικά οικοσυστήματα

Ήδη οι πρώτες επιστημονικές μελέτες είχαν εντοπίσει την επίδραση που έχουν τα ελάφια στην αναγέννηση συγκεκριμένων δασικών ειδών σε συγκεκριμένες περιοχές (Miller & Cummins 1982, Staines & Welch 1984). Τα ελάφια επηρεάζουν αρνητικά τα ξυλώδη είδη καταλώνοντας αρτίβλαστα ως τροφή, αποφλοιώνοντας τον κορμό των δέντρων, ή ακόμη και καταστρέφοντας κλαδιά του δέντρου (Staines & Welch 1984, Ratcliffe 1989, Gill & Morgan 2009). Για παράδειγμα σε δάση της Νορβηγίας καταγράφηκε σε κοινά είδη θάμνων συχνότητα βόσκησης μεγαλύτερη του 60% και μάλιστα η συνολική συχνότητα βόσκησης είναι έντονα συσχετισμένη με την πυκνότητα των ελαφιών (αν και δεν ισχύει το ίδιο για όλα τα είδη) (Mysterud et al. 2010). Επίσης τα ελάφια επηρεάζουν και τα αποθέματα σπερμάτων στο έδαφος επομένως μπορεί να μειώσουν την

ικανότητα αναγέννησης του δάσους ή ακόμη και να επηρεάσουν τη σύνθεση των ξυλωδών ειδών (Reimoser 2001, Chaideftou et al. 2009). Οι επιπτώσεις αυτές συσχετίζονται με την πυκνότητα των ελαφιών αλλά από τη βιβλιογραφία προκύπτει ότι η σχέση αυτή δεν είναι γραμμική. Σε χαμηλές πυκνότητες οι επιπτώσεις δεν γίνονται εύκολα αντιληπτές, αλλά μετά από κάποια πυκνότητα οι επιπτώσεις είναι σημαντικές (για παράδειγμα, Gill 1992, Putman 1994, Reimoser & Gossow 1996). Παρόλα αυτά, η τιμή του κατωφλίου πυκνότητας πέρα από το οποίο οι επιπτώσεις είναι πιο έντονες, δεν είναι εύκολο να προσδιοριστεί και εξαρτάται από διάφορες παραμέτρους. Για παράδειγμα, ο Holloway (1967) αναφέρει ότι αρτίβλαστα του είδους *Pinus sylvestris* μπορούν να επιβιώσουν σε επαρκή ποσοστά με πυκνότητες ελαφιών κάτω από 4 άτομα ανά km², ενώ οι Staines et al. (1995) αναφέρουν ότι το δάσος υποβαθμίστηκε σε θαμνώνα όταν η πυκνότητα των ελαφιών ήταν 6-7 άτομα ανά km². Ενώ σε μια πιο πρόσφατη επισκόπηση οι Gill & Morgan (2009) προτείνουν ότι σε πιο παραγωγικά δάση χαμηλού υψομέτρου στη Σκωτία, η πυκνότητα των ελαφιών μπορεί να φτάσει ακόμη και τα 14 άτομα ανά km² χωρίς να μειωθεί η ικανότητα αναγέννησης του δάσους.

Στο επίπεδο της βιοποικιλότητας είναι πολύ πιο έντονες οι επιπτώσεις των ελαφιών στη βιοποικιλότητα του υπωρόφου. Τα ελάφια καταναλώνουν κατά προτίμηση κάποια είδη οδηγώντας σε πολλές περιπτώσεις ορισμένα είδη σε τοπικές εξαφανίσεις, επιτρέποντας έτσι την κυριαρχία άλλων ειδών, επηρεάζοντας κατά αυτόν τον τρόπο τόσο τον πλούτο ειδών του υπωρόφου όσο και τη χλωριδική του σύνθεση. Σε γενικές γραμμές, τα ελάφια δεν επηρεάζουν όλες τις λειτουργικές ομάδες των φυτών του υπωρόφου με τον ίδιο τρόπο. Η αφθονία και η ποικιλότητα των ξυλωδών φυτικών ειδών (π.χ. θάμνοι και μικρά δέντρα) μειώνονται καθώς αυξάνεται η πυκνότητα των ελαφιών (Hegland et al. 2013). Ακόμη και σε μεσογειακούς θαμνώνες η αυξημένη πυκνότητα των ελαφιών οδηγεί σε μείωση της ποικιλότητας κυρίως μέσω της ομογενοποίησης της σύνθεσης των ειδών και της συνεπακόλουθης μείωσης της βήτα ποικιλότητας (Perea & Gil 2014).

Παρότι οι επιπτώσεις των ελαφιών στα φυτικά είδη έχουν μελετηθεί πιο εκτενώς δεν πρέπει να αγνοηθούν και οι επιπτώσεις τους σε άλλες ομάδες οργανισμών (όπως έντομα, πτηνά και άλλα θηλαστικά) που διαβιούν σε αυτά τα οικοσυστήματα. Τα ελάφια επηρεάζουν τα άλλα ζωικά είδη είτε άμεσα (ως ανταγωνιστές για τους διαθέσιμους πόρους π.χ. τροφή, καταφύγιο) είτε έμμεσα (τροποποιώντας τη σύνθεση των φυτικών ειδών και τη δομή των ενδιαιτημάτων) (Flowerdew & Ellwood 2001, Stewart 2001). Η μεγάλη πίεση βόσκησης ως συνέπεια της υψηλής πυκνότητας ελαφιών, μειώνει τη φυτοκάλυψη και την πολυπλοκότητα του δασικού υπωρόφου και έτσι συχνά οδηγεί σε μειωμένη διαθεσιμότητα των ενδιαιτημάτων και διαθέσιμης τροφής για άλλα είδη ζώων. Τα ασπόνδυλα και τα πτηνά είναι οργανισμοί ευαίσθητοι σε αλλαγές στο δασικό υπώροφο. Εμπειρικές μελέτες έχουν τεκμηριώσει τέτοια πρότυπα όπου σε βοσκημένες από ελάφια περιοχές η ποικιλότητα ασπόνδυλων είναι μικρότερη από ότι σε άλλες περιοχές που είχαν καθοριστεί ως περιοχές μάρτυρες (Putman et al. 1989, Gill 2000).

Ο διαειδικός ανταγωνισμός με άλλα μεγάλα φυτοφάγα είδη θηλαστικών όπως τα ζαρκαδία (*Capreolus capreolus*) έχει καταγραφεί σε πολλές περιπτώσεις καθότι η τροφή των δύο ειδών είναι κοινή και η κατανάλωσή της από το ένα είδος μειώνει τη διαθεσιμότητά της για το άλλο (Bartos et al. 2002, Dolman & Wäber 2008). Για παράδειγμα, οι Latham et al. (1996) έδειξαν πως η πυκνότητα των ελαφιών είναι αρνητικά συσχετισμένη με την πυκνότητα των ζαρκαδιών. Ενώ ακόμη και σε συνθήκες πιο περιορισμένου ανταγωνισμού, οι Richard et al. (2010) καταγράφουν πως η αύξηση της πυκνότητας των ελαφιών οδηγεί σε μείωση του σωματικού βάρους των νεαρών ζαρκαδιών.

1.4.3 Επιπτώσεις σε ανοιχτές διαπλάσεις

Σε αντίθεση με τα δασικά οικοσυστήματα, οι ανοιχτές λιβαδικές διαπλάσεις ευνοούνται από την ύπαρξη ορισμένου αριθμού ελαφιών, διότι εμποδίζουν την εγκατάσταση θάμνων και δέντρων και άρα τη μετατροπή των λιβαδιών σε δασώδεις διαπλάσεις. Όταν τα ελάφια καταναλώνουν ένα ποσοστό της βιομάζας που είναι μικρό σε σχέση με την παραγωγικότητα του οικοσυστήματος, όπως συμβαίνει σε λιβαδικά οικοσυστήματα με μικρή πυκνότητα ελαφιών, οι επιπτώσεις στην πρωτογενή παραγωγικότητα και στην υγεία του οικοσυστήματος μπορεί να είναι αμελητέα ή ακόμη και θετική

(Nicholson 1974, Hobbs 1996). Αλλά με έναν υπερβολικά μεγάλο πληθυσμό ελαφιών, δηλαδή όταν το ποσοστό της βιομάζας που καταναλώνουν τα ελάφια γίνεται μεγάλο σε σχέση με την παραγωγικότητα, αναμένεται μείωση της παραγωγικότητας και επιβράδυνση του ρυθμού ανακύκλωσης των θρεπτικών ουσιών, όπως επίσης και μείωση της ποιότητας και της ποσότητας της στρωμνής. Για παράδειγμα, ο Nicholson (1974) στη Σκωτία έδειξε ότι με πυκνότητα 28 ελαφιών ανά km², η ποιότητα του βοσκοτόπου υποβαθμίζεται σημαντικά.

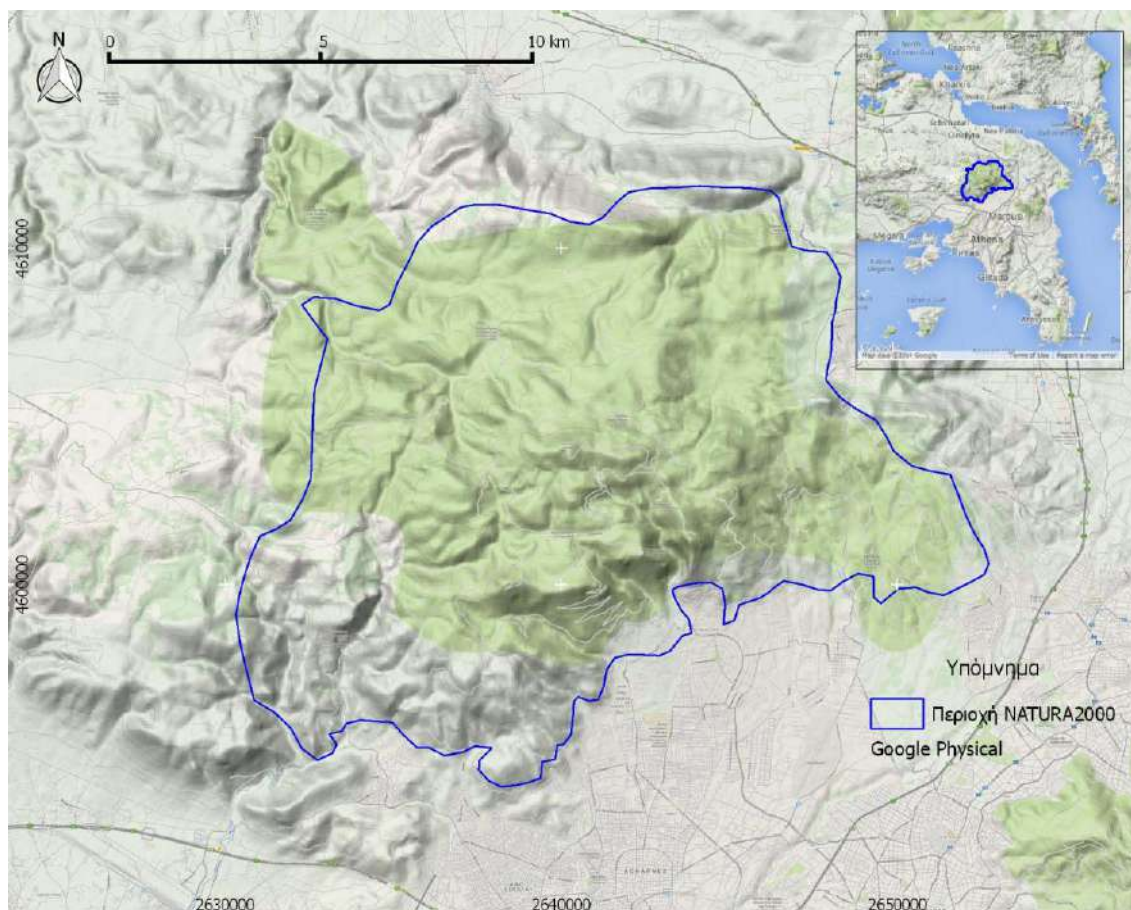
Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, τέτοιες διαπλάσεις μπορούν να ανεχτούν μεγαλύτερες πυκνότητες ελαφιών από ότι τα δασικά οικοσυστήματα, τα οποία έχουν χαμηλότερη παραγωγικότητα στον υπώροφο τους που αποτελεί την τροφή των ελαφιών. Παρόλα αυτά, όσο η πυκνότητα των ελαφιών αυξάνεται οι επιπτώσεις γίνονται αρνητικές. Τα συγκεκριμένα ενδιαίτηματα μπορεί να επηρεάζονται από τη βόσκηση και το ποδοπάτημα των ελαφιών. Μάλιστα το ποδοπάτημα μπορεί να έχει εντονότερες επιπτώσεις από τη βόσκηση για τα λιβαδικά ενδιαίτηματα. Σημειώνεται ότι διαφορετικοί τύποι ανοιχτών διαπλάσεων επηρεάζονται διαφορετικά από την παρουσία και την πυκνότητα των ελαφιών. Αξίζει να αναφερθεί ότι στη βιβλιογραφία καταγράφεται ότι τα ελάφια προτιμούν να βόσκουν σε ανοιχτές διαπλάσεις που είναι κοντά σε δάση ή σε ξέφωτα δασών (Kuijper et al. 2009) και άρα, πέρα από τον τύπο της λιβαδικής διάπλασης, και τα χαρακτηριστικά του τοπίου ενδέχεται να επηρεάζουν την ευαισθησία του οικοτύπου αυτού.

1.4.4 Επιπτώσεις στη γεωργία

Υπάρχουν αρκετές καταγραφές για ζημιές που προκαλούν τα ελάφια σε καλλιεργημένες εκτάσεις. Συνήθως, οι ζημιές αυτές είναι εντοπισμένες - σε επίπεδο μεμονωμένων γεωργικών εκμεταλλεύσεων ή ακόμα και μεμονωμένων χωραφιών - και συνήθως σε περιοχές που γειτνιάζουν με κλειστά δασικά οικοσυστήματα (Wilson 2003). Έχουν καταγραφεί ζημιές τόσο σε αροτραίες καλλιέργειες όσο και σε οπωρώνες. Η προσπάθεια να συσχετιστεί το μέγεθος των ζημιών στην αγροτική παραγωγή με την πυκνότητα των ελαφιών στο Ηνωμένο Βασίλειο δεν απέδωσε (Wilson 2003). Σε ένα ποσοστό, τα επίπεδα ζημιών που καταγράφονται σχετίζονται με τα αιτήματα των γεωργών για αποζημιώσεις και όχι πάντα με την πυκνότητα των ελαφιών. Μάλιστα μια επισκόπηση έδειξε ότι η πραγματική οικονομική σημασία των ζημιών που προκαλούν τα ελάφια στη γεωργία σε πολλές περιπτώσεις είναι αμελητέα ή μικρή αφού συνήθως οι καλλιέργειες ανακάμπτουν πλήρως από τέτοια βλάβη (Putman & Moore 1998).

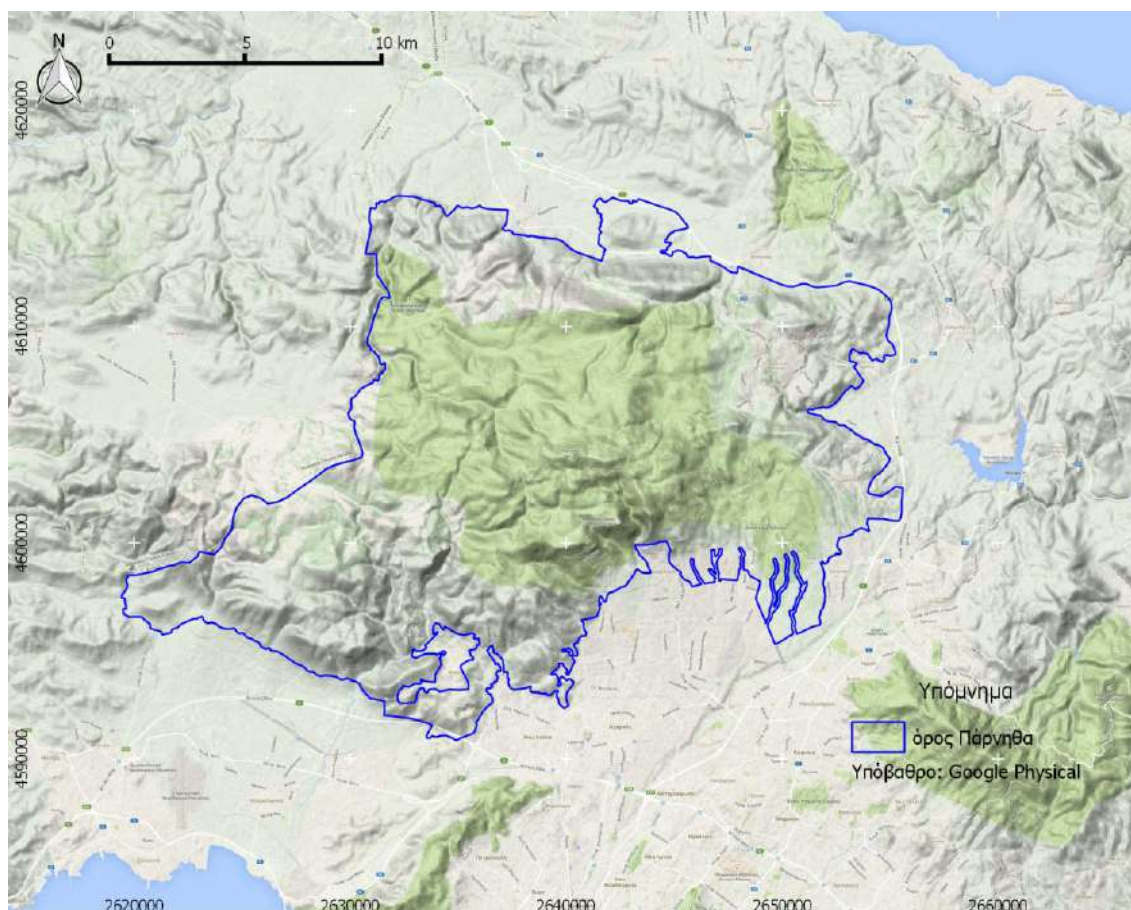
2 Περιοχή μελέτης

Η περιοχή μελέτης οριοθετείται από τα όρια ευθύνης του Φορέα Διαχείρισης της προστατευόμενης περιοχής του όρους Πάρνηθα που συμπίπτουν με τα όρια της προστατευόμενης περιοχής του δικτύου Natura 2000 (κωδικός GR3000001), όπως αυτά διακρίνονται στην Εικόνα 1. Καλύπτει έκταση 15 000 περίπου εκταρίων, και βρίσκεται βόρεια της Αθήνας.



Εικόνα 1: Περιοχή εφαρμογής του έργου. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

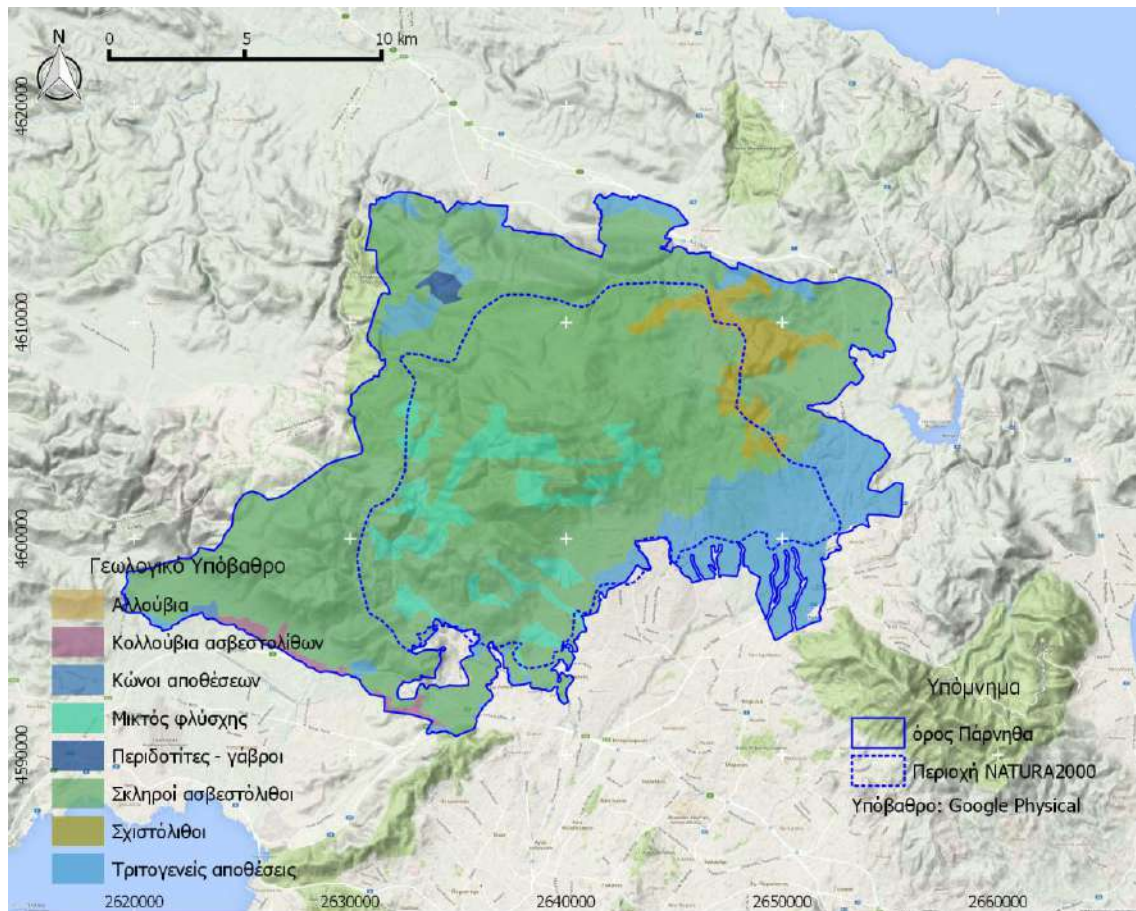
Παράλληλα, η προστατευόμενη περιοχή δεν είναι απομονωμένη και ο τοπικός πληθυσμός ελαφιών μετακινείται και εκτός των ορίων της περιοχής Natura, και για αυτό τα σενάρια για την εκτίμηση της αποδεκτής πυκνότητας ελαφιών (βλέπε μεθοδολογία) εφαρμόστηκαν και στο σύνολο του όρους Πάρνηθα. Η συνολική περιοχή καλύπτει έκταση περίπου 300 km², όπως διακρίνεται στην Εικόνα 2.



Εικόνα 2: Ευρύτερη περιοχή εφαρμογής του έργου που περιλαμβάνει το σύνολο του όρους Πάρνηθα.
 Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

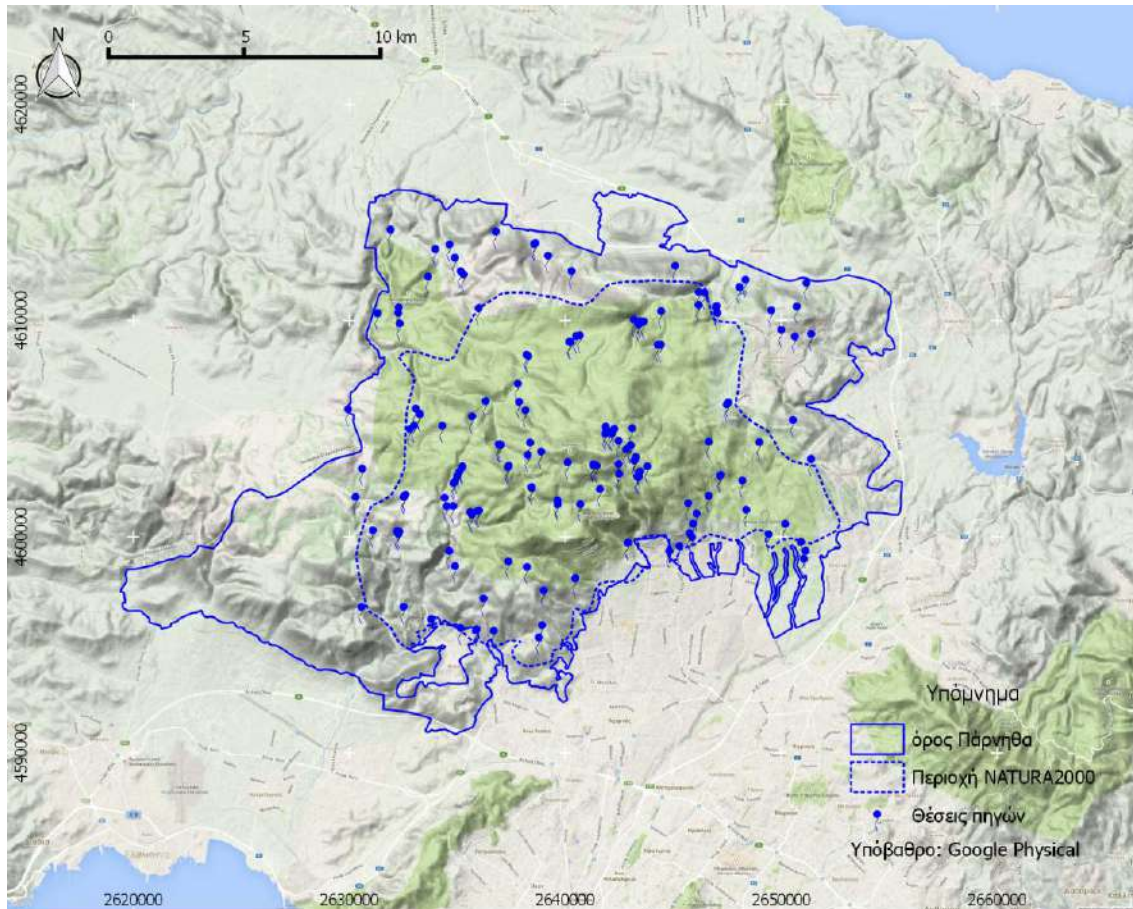
2.1 Γεωλογία

Σύμφωνα με τους χάρτες γαιών της δασικής υπηρεσίας, το κυρίαρχο μητρικό υλικό από πλευράς έκτασης είναι ο ασβεστόλιθος (Εικόνα 3). Σημαντικό τμήμα της περιοχής καλύπτεται από το σχηματισμό του φλύσχη ενώ, τέλος, μικρότερη αλλά σημαντική παρουσία έχουν οι τριτογενείς αποθέσεις και τα αλλούβια.



Εικόνα 3: Χάρτης γαιών - μητρικό υλικό. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

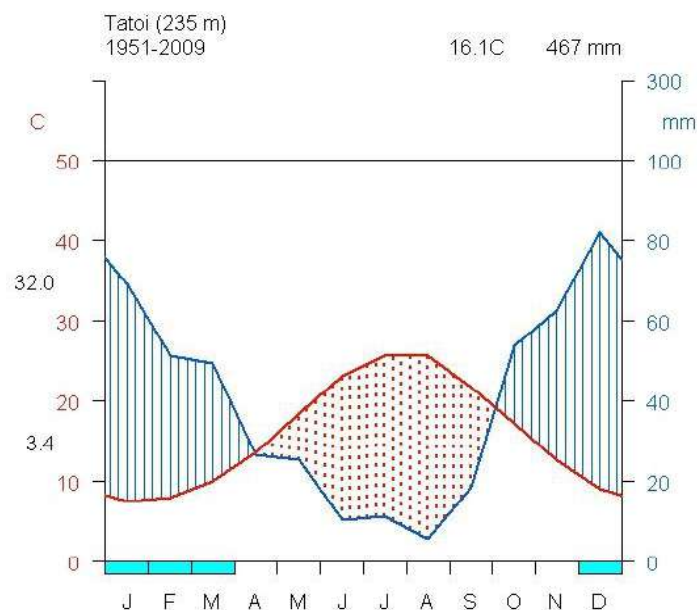
Η πετρογραφία της περιοχής ευνοεί την εμφάνιση πηγών, ιδιαίτερα στις θέσεις επαφής των ασβεστολίθων με τα πετρώματα του παλαιοζωϊκού (σχιστόλιθοι) (Αμοργιανιώτης 1997). Το σύνολο των πηγών που απαντούν στην υπό μελέτη περιοχή παρατίθενται στην Εικόνα 4.



Εικόνα 4: Χαρτογραφημένες πηγές ποτίστρες και πηγάδια στο όρος Πάρνηθα. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

2.2 Κλίμα

Το κλίμα μιας περιοχής επηρεάζεται από πλήθος παραγόντων με τις σημαντικότερες να είναι το γεωγραφικό πλάτος και το υπερθαλάσιο ύψος της, η απόστασή της από τη θάλασσα και το ανάγλυφό της. Για τον ορεινό όγκο της Πάρνηθας και ιδιαίτερα για τα μεγάλα υψόμετρα, δεν υπάρχουν αξιόπιστες και συνεχείς σειρές μετεωρολογικών παρατηρήσεων (Αμοργιανιώτης 1997). Ο πλησιέστερος μετεωρολογικός σταθμός του οποίου τα στοιχεία μπορεί να χρησιμοποιηθούν για την εξαγωγή γενικών συμπερασμάτων είναι εκείνος του Τατοΐου, του οποίου το ομβροθερμικό διάγραμμα διακρίνεται στην Εικόνα 5.



Εικόνα 5: Ομβροθερμικό διάγραμμα Μετεωρολογικού Σταθμού Τατοΐου (υψ. 235 m. Περίοδος παρατηρήσεων 1951-2009)

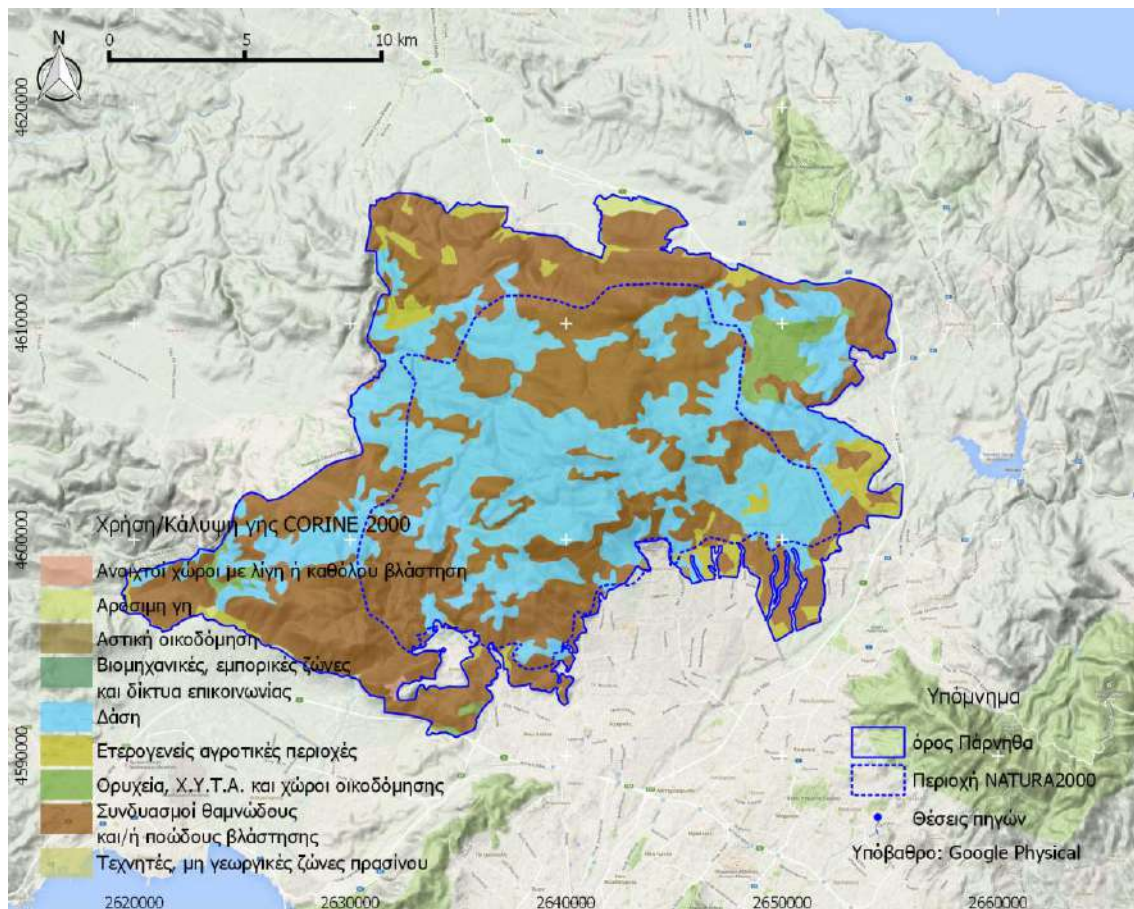
Η μέση θερμοκρασία στη θέση του μετεωρολογικού σταθμού ανέρχεται σε $16,1^{\circ}\text{C}$ ενώ τα ετήσια κατακρημνίσματα σε 467 mm. Η ξηροθερμική περίοδος διαρκεί τουλάχιστον 6 μήνες (Απρίλιος-Σεπτέμβριος). Όπως είναι αναμενόμενο, το ύψος των βροχοπτώσεων και η θερμοκρασία αναμένεται να έχουν θετική και αρνητική συσχέτιση αντίστοιχα με τη μεταβολή του υψομέτρου. Στα μεγαλύτερα υψόμετρα το ετήσιο ύψος κατακρημνισμάτων μπορεί να διπλασιάζεται σε σύγκριση με τα χαμηλότερα υψόμετρα (Αμοργιανιώτης 1997). Σημαντικός επίσης παράγοντας του κλίματος είναι και η περίοδος των χιονοπτώσεων η οποία ξεκινά στις αρχές Δεκέμβρη και λήγει κατά τα τέλος του Φλεβάρη. Αξίζει να σημειωθεί ότι το ύψος το χιονοπτώσεων και η χιονοσκεπής περίοδος παρουσιάζουν ιδιαίτερα υψηλή μεταβλητότητα από έτος σε έτος και δύσκολα εξάγονται ασφαλή συμπεράσματα χωρίς μακρές χρονοσειρές παρατηρήσεων.

2.3 Βλάστηση

Η βλάστηση της περιοχής χαρακτηρίζεται από εκτενή δάση κωνοφόρων (χαλεπίου πεύκης στα χαμηλότερα υψόμετρα και κεφαλληνιακής ελάτης στα υψηλότερα). Σημαντική είναι και η παρουσία αειφύλλων πλατύφυλλων ειδών, τόσο συμμετέχοντας στον υπώροφο των δασικών οικοσυστημάτων όσο και ως ξεχωριστές μονάδες βλάστησης στα διάκενα μεταξύ των δασικών οικοσυστημάτων (Arlada et al. 2007).

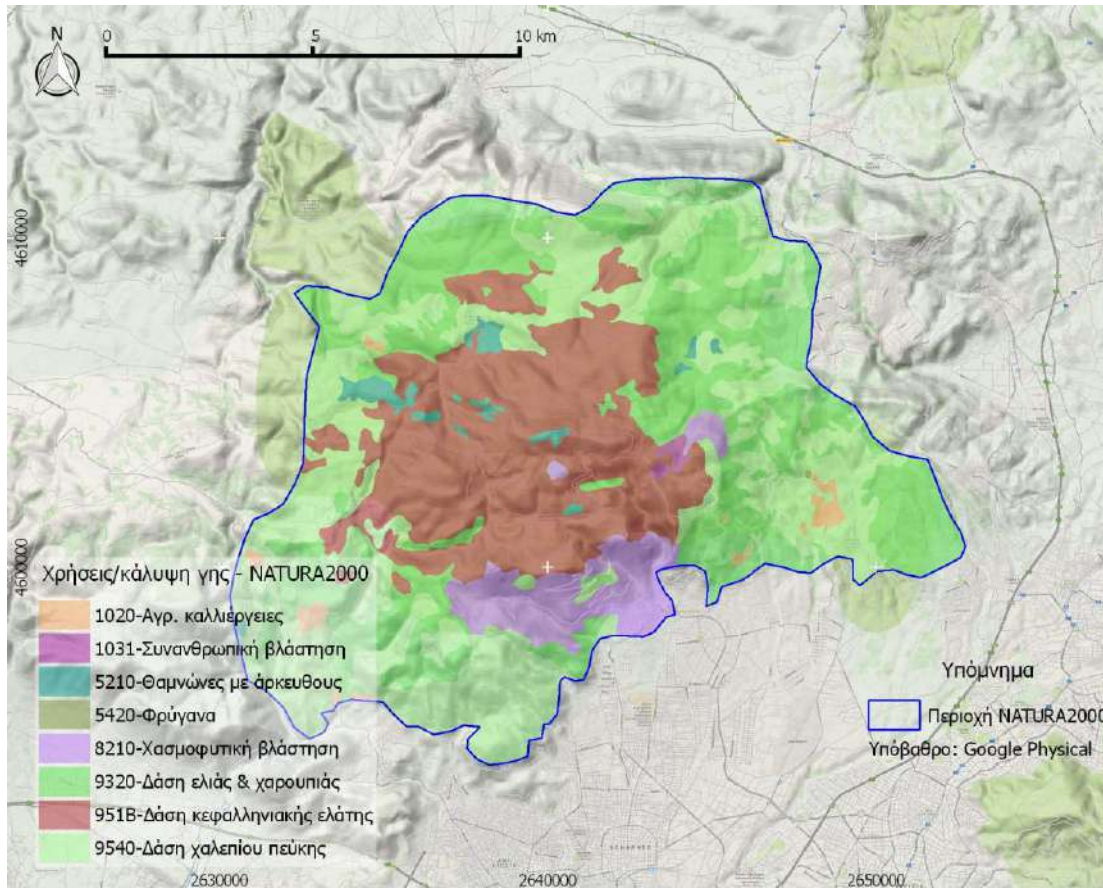
Στην περιοχή επικρατούν οι φυσικές μονάδες βλάστησης και κυρίως τα δάση κωνοφόρων οι θαμνώνες, όπως φαίνεται στην Εικόνα 6 στην οποία διακρίνεται η χωρική εξάπλωση των χρήσεων/κάλυψης γης σύμφωνα με το δεύτερο επίπεδο του CORINE 2000

(http://geodata.gov.gr/geodata/index.php?option=com_sobi2&sobi2Task=sobi2Details&catid=16&so bi2Id=54&Itemid=).



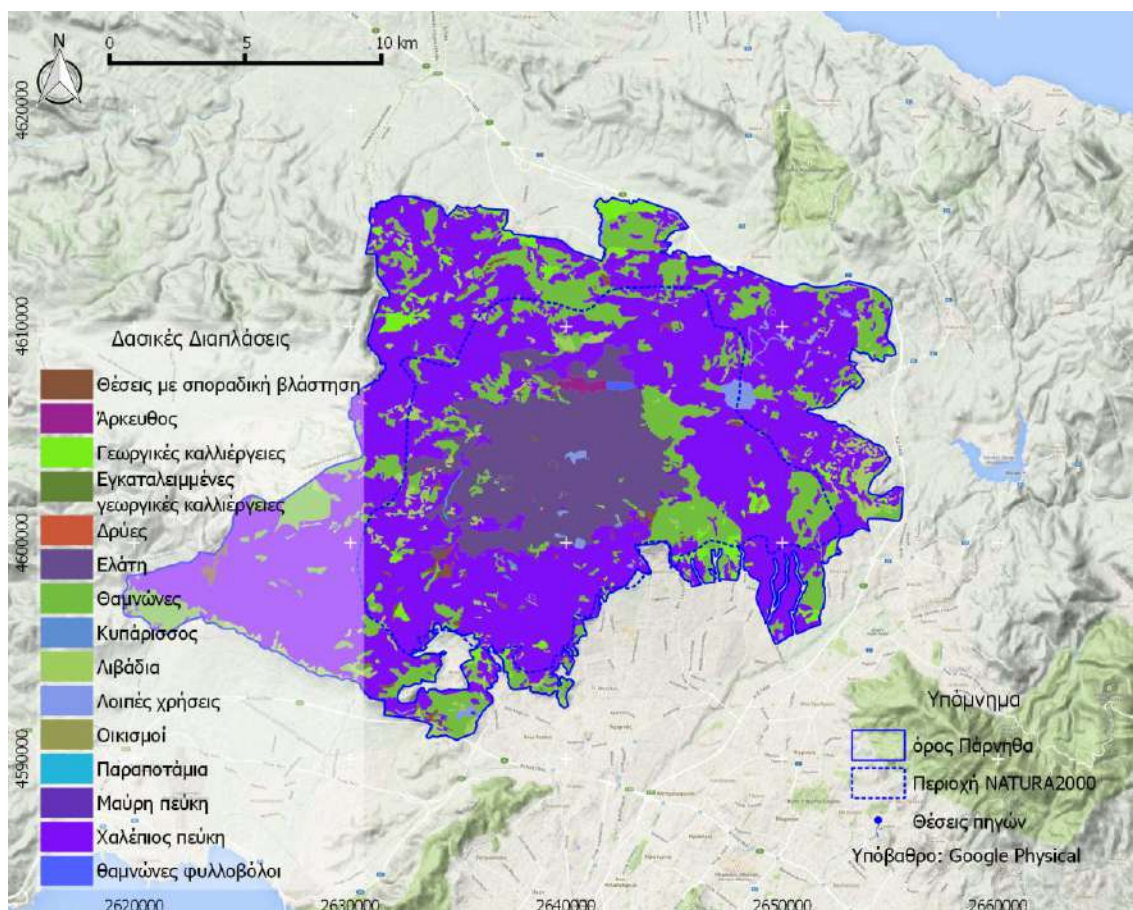
Εικόνα 6: Χρήσεις/κάλυψη γης (CORINE 2000) στην υπό μελέτη περιοχή. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

Όσον αφορά την εξάπλωση των χαρτογραφημένων τύπων οικοτόπων (χαρτογράφηση τύπων οικοτόπων στο πλαίσιο του έργου «Αναγνώριση και περιγραφή των τύπων οικοτόπων σε περιοχές ενδιαφέροντος για τη διατήρηση της φύσης» (1999-2001) ΥΠΕΧΩΔΕ (2001)), στην περιοχή (Εικόνα 7), διακρίνεται η σαφής κυριαρχία των Τ.Ο. 951B, 9320 και 9540. Σημειώνεται ότι χαρτογράφηση των τύπων οικοτόπων υφίσταται μόνο εντός της περιοχής Natura 2000.



Εικόνα 7: Τύποι οικοτόπων (NATURA 2000) στην υπό μελέτη περιοχή. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857).

Αναλυτικότερα, στην Εικόνα 8 διακρίνεται η κατανομή των κυριότερων (από πλευράς συνολικής έκτασης) χρήσεων/κάλυψης γης σύμφωνα με τους χάρτες δασικής βλάστησης. Στη χαρτογράφηση δεν έχει συμπεριληφθεί η καμένη έκταση του 2007, η οποία λόγω των δραστικών αλλαγών που επέφερε στη σύνθεση του τοπίου αναλύεται παρακάτω.



Εικόνα 8 Χρήσεις/κάλυψη γης (δασική βλάστηση) στην υπό μελέτη περιοχή. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

Η έκταση που καλύπτει η κάθε μια από τις χρήσεις/κάλυψη γης (Εικόνα 8) στην υπό μελέτη περιοχή παρουσιάζονται στον Πίνακα 1.

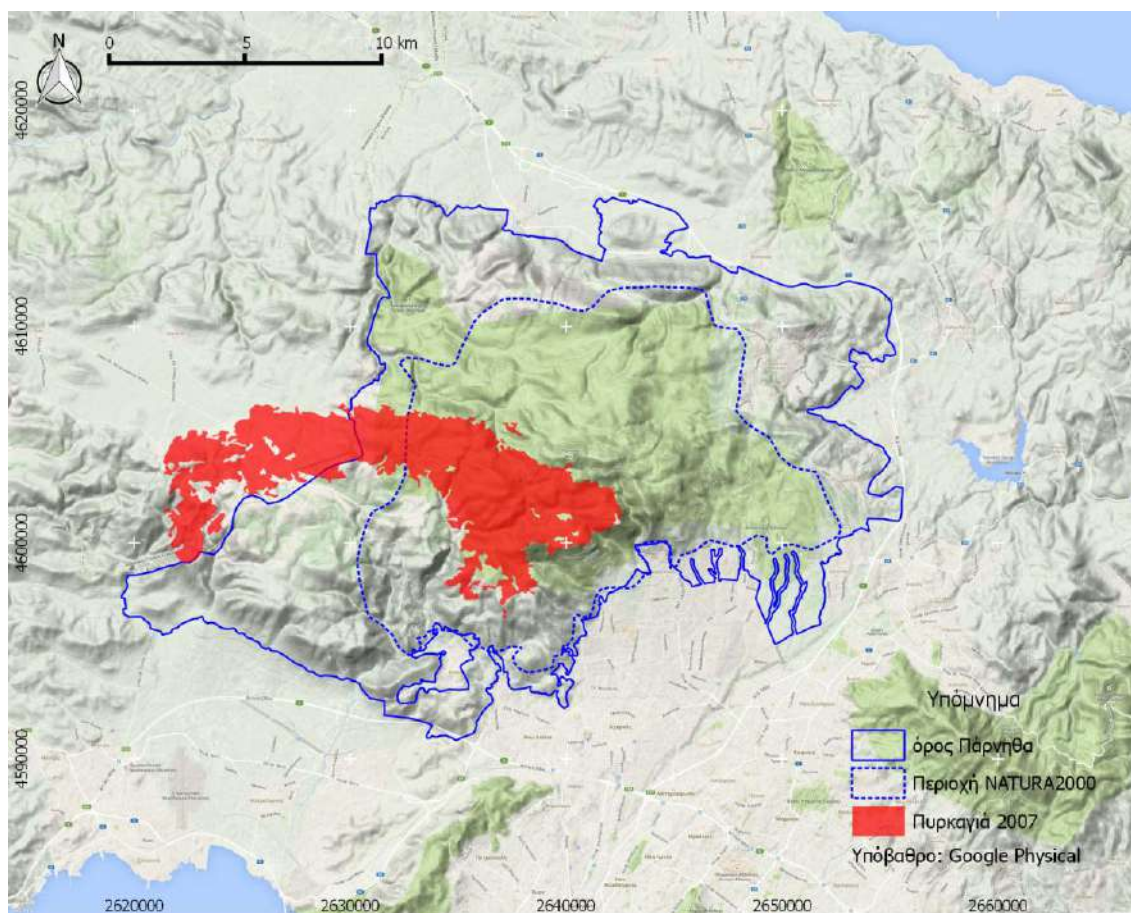
Πίνακας 1: Εκτάσεις κάθε κάλυψης χρήσης γης

Χρήση/κάλυψη γης	Χρήση/κάλυψη γης	έκταση (ha)	έκταση (ha)
Γυμνό έδαφος	Άγονα	221.0	560.6
	Λοιπές χρήσεις	280.6	
	Οικισμοί	59.1	
Καλλιέργειες	Γεωργικές καλλιέργειες	956.1	956.1
Εγκαταλειμμένες γεωργικές καλλιέργειες	Εγκαταλειμμένες γεωργικές καλλιέργειες	34.1	34.1
Λιβάδι	Λιβάδι	853.6	853.6
	Αείφυλλα πλατύφυλλα	5331.1	
Θαμνώνες	Άρκευθος	87.2	5445.9
	Θαμνώνες φυλλοβόλων	27.5	
Δάσος πλατύφυλλων	Δρύες	2.0	10.4
	Παραποτάμια	8.4	
Δάσος κωνοφόρων	Κεφαλληνιακή ελάτη	4133.3	22072.5
	Χαλέπιος πεύκη	17926.0	

Χρήση/κάλυψη γης	Χρήση/κάλυψη γης	έκταση (ha)	έκταση (ha)
	Κυπάρισσος	9.8	
	Μαύρη πεύκη	3.4	
	Σύνολο	29933.3	29933.2

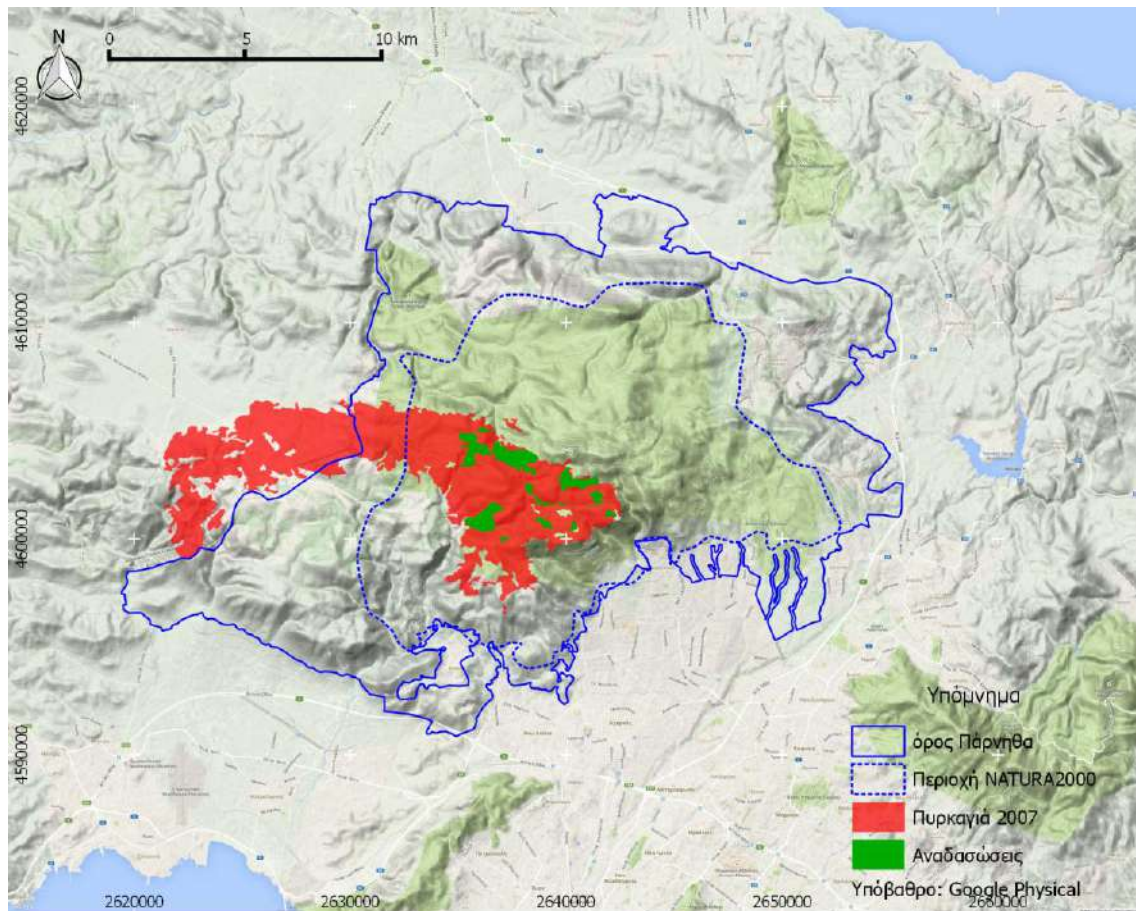
2.3.1 Η Πυρκαγιά του 2007

Από την πυρκαγιά του 2007 στην περιοχή, καταστράφηκε μεγάλο τμήμα του Ελατοδάσους, ενώ παράλληλα σημαντικό τμήμα των θαμνώνων και των δασών χαλεπίου πεύκης στην περιοχή υποβαθμίστηκε σημαντικά. Στην Εικόνα 9 φαίνεται η έκταση που κάηκε το 2007.



Εικόνα 9: Η πυρκαγιά του 2007 στην υπό μελέτη περιοχή. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857).

Κατά τη διάρκεια των τελευταίων ετών, προσπάθειες αναδάσωσης έχουν πραγματοποιηθεί με αποτέλεσμα την ανόρθωση ορισμένων θέσεων που είχαν πληγεί από την πυρκαγιά. Η συνολική έκταση των αναδασώσεων ανέρχεται σε περίπου 370 εκτάρια, ενώ η θέση τους διακρίνεται στην Εικόνα 10 (αδημοσίευτα στοιχεία, Φ.Δ. Εθνικού Δρυμού Πάρνηθας). Τα δασοπονικά είδη που κυρίως χρησιμοποιήθηκαν για τις αναδασώσεις ήταν η μαύρη πεύκη και η κεφαλληνιακή ελάτη.



Εικόνα 10: Θέση και έκταση αναδασώσεων στην υπό μελέτη περιοχή. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857).

3 Μεθοδολογική προσέγγιση

3.1 Δείκτης καταλληλότητας ενδιαιτήματος

Για την εκτίμηση του πληθυσμού ζώων σε μια περιοχή, μπορεί να εφαρμοστεί η μέθοδος των δεικτών καταλληλότητας ενδιαιτήματος (Habitat Suitability Index – HIS) και να οριστεί μια αποδεκτή πυκνότητα πληθυσμού για κάθε μια από τις εκτιμώμενες κλάσεις. Για την εκτίμηση των Δεικτών Καταλληλότητας Ενδιαιτήματος (ΔΚΕ) λαμβάνονται υπόψη όλες οι μεταβλητές που μπορεί να επιδράσουν θετικά ή αρνητικά στην καταλληλότητα του ενδιαιτήματος. Ο τρόπος και η ένταση που επιδρά κάθε μεταβλητή μπορεί να εκτιμούνται από μετρήσεις πεδίου ή σύμφωνα με την κρίση ειδικών επιστημόνων. Δημιουργούνται θεματικά επίπεδα για κάθε μια από τις διαφορετικές μεταβλητές, τα οποία συνδυάζονται κατάλληλα σε περιβάλλον γεωγραφικού συστήματος πληροφοριών (GIS) με σκοπό την τελική εξαγωγή συμπερασμάτων όσον αφορά τη τελική καταλληλότητα ενδιαιτήματος (Preatoni & Pedrotti 1997). Αυτή η μέθοδος έχει χρησιμοποιηθεί για την εκτίμηση καταλληλότητας ή αποδεκτής πυκνότητας πληθυσμού για πλήθος ειδών (Larson et al. 2003, Rittenhouse et al. 2007, Μπούσμπουρας & Ευαγγέλου 2010).

Για την εφαρμογή της μεθόδου απαιτείται η συγκέντρωση δεδομένων που αφορούν τις βασικές μεταβλητές που καθορίζουν την καταλληλότητα ενδιαιτήματος, ο καθορισμός των κανόνων με τους οποίους θα γίνει ο συνδυασμός των θεματικών χαρτών ώστε να εκτιμηθεί ο συνολικός τελικός δείκτης καταλληλότητας ενδιαιτήματος, και τέλος ο ορισμός μια μέσης αποδεκτής πυκνότητας πληθυσμού ανά κλάση ΔΚΕ (Ortigosa et al. 2000). Τα παραπάνω αναφερόμενα στάδια περιγράφονται στα παρακάτω κεφάλαια.

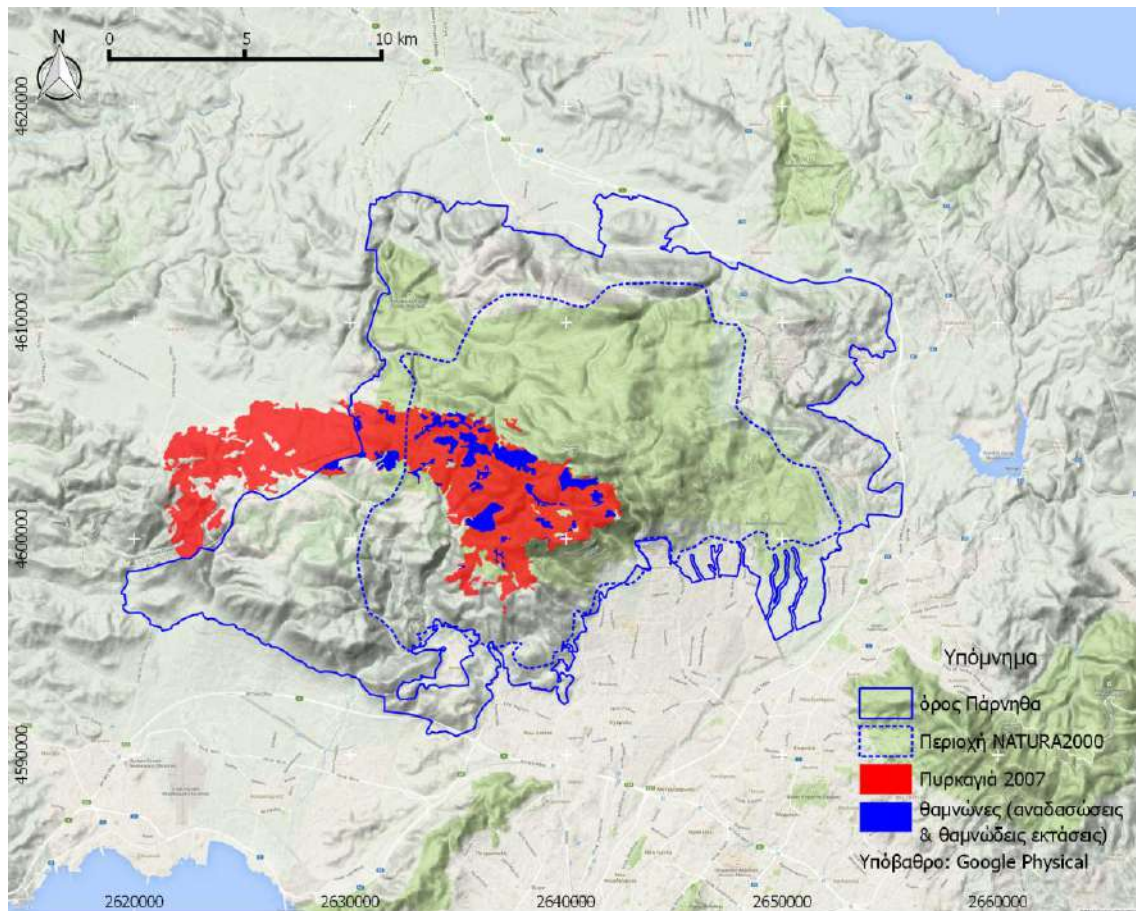
3.2 Περιβαλλοντικές μεταβλητές

3.2.1 Βλάστηση

Η βλάστηση μιας περιοχής διαδραματίζει καθοριστικό ρόλο στην εκτίμηση της καταλληλότητας των ενδιαιτημάτων καθώς παρέχει την απαιτούμενη βοσκήσιμη ύλη στα ελάφια αλλά και κάλυψη και προστασία από θηρευτές. Για την εκτίμηση της καταλληλότητας ενός ενδιαιτήματος είναι απαραίτητο να συνυπολογιστούν και οι δύο παράμετροι.

Επιλέχθηκαν να χρησιμοποιηθούν τα δεδομένα από τους θεματικούς χάρτες δασικής βλάστησης, καθώς από τη μια η κατάσταση της βλάστησης ακολουθεί αντίστοιχες κατατάξεις που έχουν εφαρμοστεί σε παραπλήσιες μελέτες και από την άλλη, σε αυτό το θεματικό επίπεδο υπάρχει πληροφορία όσον αφορά την πυκνότητα (βαθμό συγκόμωσης των διαπλάσεων βλάστησης, παράμετρος που είναι σημαντική στην εκτίμηση της ΔΚΕ).

Η καμένη έκταση από την πυρκαγιά του 2007 έχει εν μέρει χαρακτηριστεί ως «λιβάδι» καθώς είναι αδύνατη η εκτίμηση του υφιστάμενου σταδίου δευτερογενούς διαδοχής σε ολόκληρη την καμένη έκταση. Όμως, τόσο στις θέσεις που πριν την πυρκαγιά επικρατούσαν θαμνώνες, όσο και στις εκτάσεις που αναδασώθηκαν θεωρούμε ότι η βλάστηση έχει επανέλθει στο στάδιο των θαμνώνων (τα δενδρύλλια των αναδασώσεων δεν έχουν ύψος και μορφή που να μπορούμε να θεωρήσουμε τις αναδασωτές εκτάσεις ως «δάσος»), όπως φαίνεται στην Εικόνα 11.



Εικόνα 11: Θέσεις εντός πυρκαγιάς που λόγω αναδασώσεων ή υφιστάμενης (προ-πυρκαγιάς) βλάστησης, με την επίδραση της δευτερογενούς διαδοχής σήμερα επικρατούν θαμνώνες. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857).

3.2.1.1 Τροφοληψία

Σύμφωνα με το χάρτη βλάστησης της περιοχής, οι διάφορες μονάδες βλάστησης κατηγοριοποιήθηκαν σε κλάσεις καταλληλότητας για την παροχή τροφής στα ελάφια. Καθώς στη μεσογειακή λεκάνη ο μέγιστος αριθμός ελαφιών που μπορεί να συντηρήσει μια περιοχή καθορίζεται από την περίοδο με τη μικρότερη διαθεσιμότητα τροφής (Καλοκαίρι-Φθινόπωρο) οι δείκτες καταλληλότητας εκφράζουν την καλοκαιρινή περίοδο.

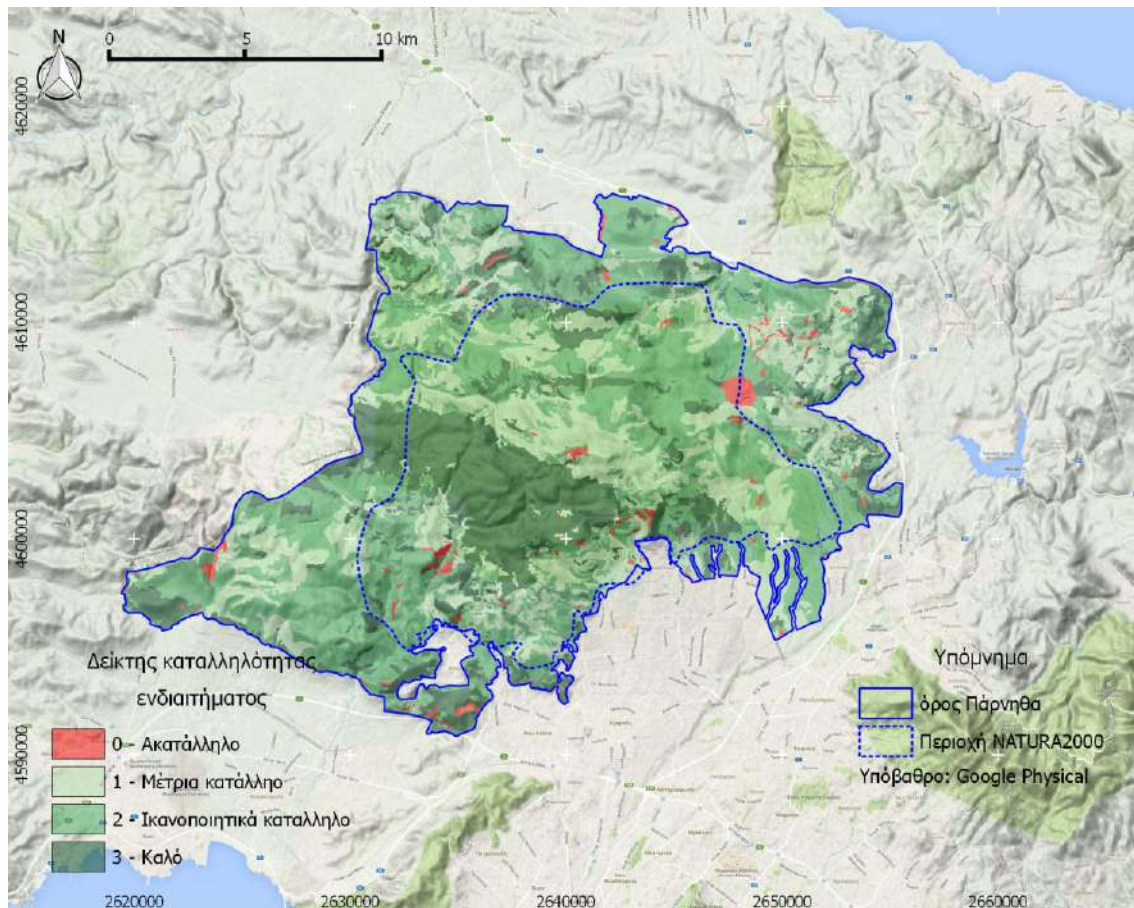
Για κάθε μια μονάδα βλάστησης, όπως παρουσιάζεται στην Εικόνα 8, και λαμβάνοντας υπόψη το βαθμό συγκόμωσης της βλάστησης εκτιμήθηκε ο ΔΚΕ για τροφοληψία (σχετίζεται με την παραγωγή βιομάζας). Κατά την κατηγοριοποίηση ελήφθη υπόψη το γεγονός ότι, κατά τους καλοκαιρινούς μήνες, στη μεσογειακή περιοχή, τα ελάφια δείχνουν προτίμηση σε ανοιχτά δασικά οικοσυστήματα, θαμνώνες και ανοιχτές εκτάσεις (Alves et al. 2014). Οι βιότοποι κατηγοριοποιήθηκαν στις παρακάτω κλάσεις καταλληλότητας ενδιαίτηματος για τροφοληψία (Πίνακας 2).

- 0: Ακατάλληλο ενδιαίτημα – Δεν παράγεται βιομάζα
- 1: Μέτρια κατάλληλο ενδιαίτημα
- 2: Ικανοποιητικό ενδιαίτημα
- 3: Καλό ενδιαίτημα

Πίνακας 2: Δείκτες καταλληλότητας ενδιαίτηματος όσον αφορά την τροφοληψία.

Κλάση	αραιά	μέση πυκνότητα	πυκνά	Χωρίς δεδομένα πυκνότητας
Κωνοφόρα	2	2	1	2
Λιβάδια	-	-	-	3
Θαμνώνες	3	3	2	3
Καλλιέργειες	-	-	-	2
Άγωνα			-	0
Πλατύφυλλα	2	2	1	2

Τελικά, ο χάρτης βλάστησης μετατράπηκε σε θεματικό χάρτη δείκτη καταλληλότητας τροφοληψίας (χάρτης 1) όπως φαίνεται στην Εικόνα 12.

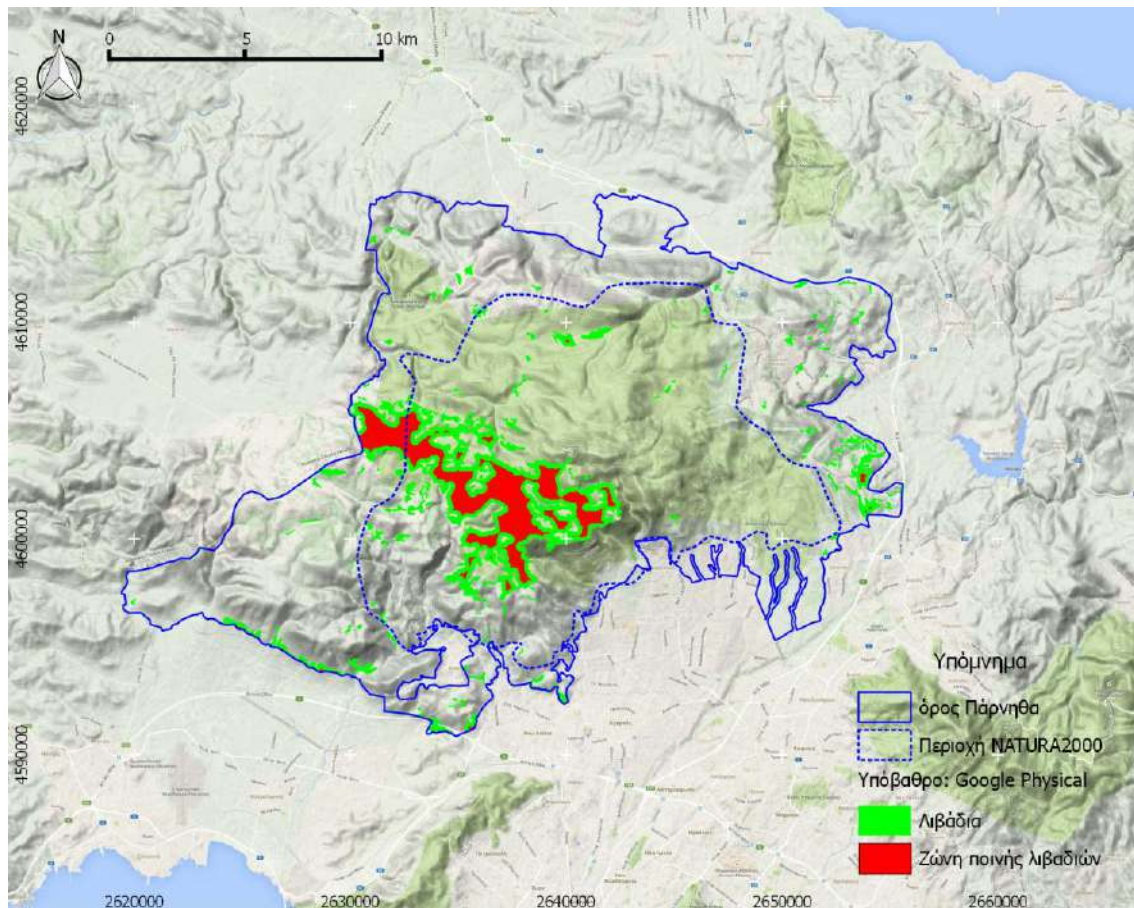


Εικόνα 12: Κλάσεις καταλληλότητας ενδიაπήματος για τροφοληψία στην υπό μελέτη περιοχή. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857).

Αξίζει να σημειωθεί ότι εντός των ορίων της πυρκαγιάς, με βάση την ταξινόμηση της ποιότητας τροφοληψίας (Πίνακας 2), τόσο οι εκτάσεις που θεωρούνται «λιβάδια» όσο και οι αντίστοιχες εκτάσεις (αναδασώσεις και περιοχές με αείφυλλα πλατύφυλλα πριν την πυρκαγιά) ανήκουν στη βέλτιστη κλάση.

3.2.1.2 Κάλυψη

Καθώς τα ελάφια αποφεύγουν τους ανοιχτούς χώρους, χρειάζονται δασικά ή θαμνώδη οικοσυστήματα για να προστατευτούν από τυχόν θηρευτές (Zweifel-Schielly et al. 2009, Alves 2013, Alves et al. 2014). Αν και στην Πάρνηθα δεν υπάρχουν φυσικοί θηρευτές του είδους, έχει παρατηρηθεί ότι αγέλες αδέσποτων σκυλιών έχουν αρχίσει να κυνηγούν συστηματικά τα ελάφια. Παράλληλα, πληροφορίες αναφέρουν και την επανεμφάνιση λύκου στο όρος, όμως ο ακριβής πληθυσμός τους ή ακόμη και η μονιμότητα της παρουσίας τους στο όρος μένει να εξακριβωθούν. Αυτή η εξέλιξη μπορεί να επιφέρει σημαντικές αλλαγές στον πληθυσμό των ελαφιών. Η μεγάλη πυρκαγιά του 2007 δημιούργησε μια εκτεταμένη ανοιχτή έκταση η οποία, αν και είναι σημαντική όσον αφορά την τροφοληψία, εντούτοις δεν προσφέρει ικανοποιητική κάλυψη στα ελάφια. Στη διεθνή βιβλιογραφία αναφέρεται τόσο η αποφυγή των ανοιχτών εκτάσεων, όσο και η προτίμηση που δείχνουν στον οικοτόνο μεταξύ δασικών ή θαμνωδών οικοσυστημάτων και λιβαδιών καθώς συνδυάζουν θέσεις τροφοληψίας και κάλυψης σε μικρή απόσταση (Alves et al. 2014). Με βάση τα παραπάνω, δημιουργήθηκε μια «ζώνη ποινής» των εκτεταμένων ανοιχτών εκτάσεων στις θέσεις εκείνες που είναι μακρύτερα από 150 m από οποιαδήποτε χρήση/κάλυψη γης που δύναται να προσφέρει κάλυψη στα ελάφια, όπως φαίνεται στην Εικόνα 13. Έτσι στο θεματικό χάρτη που αφορά το δείκτη καταλληλότητας τροφοληψίας στις ανοιχτές θέσεις (λιβάδια) μειώθηκε από την τιμή «3» στην τιμή «1» (χάρτης 2).



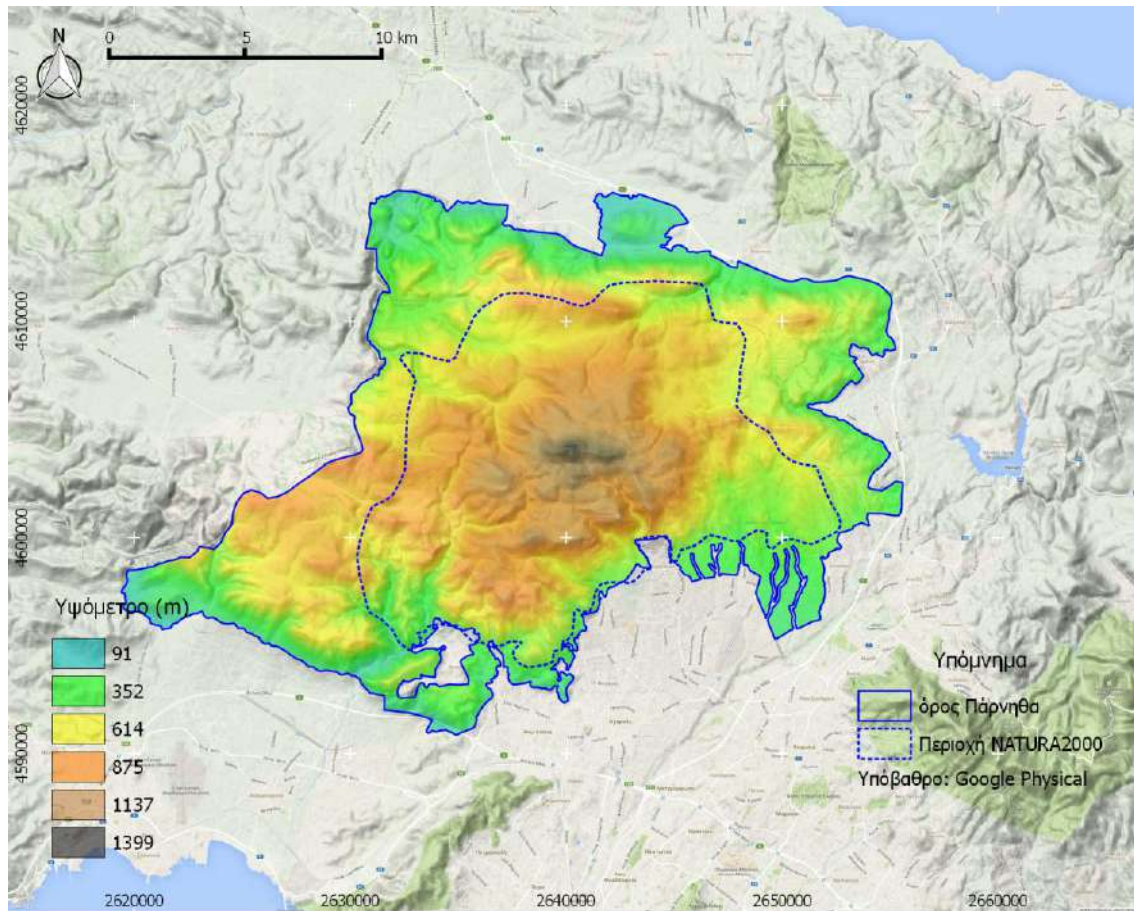
Εικόνα 13: Ζώνη ποιής ανοιχτών θέσεων με απόσταση >150 m από ενδιαίτηματα που μπορούν να προσφέρουν κάλυψη. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

3.2.2 Φυσιογραφικές παράμετροι

Η ποσότητα βοσκήσιμης ύλης ανά τύπο βλάστησης και κατά συνέπεια η καταλληλότητα του ενδιαιτήματος για τα ελάφια εξαρτάται και από πλήθος φυσιογραφικών παραμέτρων που καθορίζουν το δυναμικό πρωτογενούς παραγωγής (ποιότητα σταθμού). Σε αυτό το πλαίσιο, δημιουργήθηκε σειρά από θεματικούς χάρτες που εκφράζουν την ποιότητα σταθμού με σκοπό να συνδυαστούν με τους χάρτες βλάστησης ώστε να εκτιμηθεί η συνολική καταλληλότητα των ενδιαιτημάτων για τροφοληψία σε σχέση τόσο με το βιοτικό όσο και με το αβιοτικό δυναμικό παραγωγής. Οι παράμετροι που χρησιμοποιήθηκαν περιλαμβάνουν το υπερθαλάσσιο ύψος, την έκθεση και την κλίση των πλαγιών καθώς είναι ανάμεσα στις πιο σημαντικές αβιοτικές παραμέτρους που καθορίζουν το υδατικό ισοζύγιο μια περιοχής και κατά συνέπεια τη διαθέσιμη υγρασία για παραγωγή βιομάζας (Naveh 1982). Το υψόμετρο της περιοχής εκτιμήθηκε από το ψηφιακό μοντέλο εδάφους ASTER GDEM (Advanced Spaceborne Thermal Emission Digital Elevation Map) με μέγεθος εικονοστοιχείου (pixel) 30x30 m που λήφθηκε από την ιστοσελίδα <http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp> (λήψη Οκτώβριος 2012). Από το ψηφιακό μοντέλο εδάφους υπολογίστηκαν και οι μεταβλητές «κλίση πλαγιάς» και «έκθεση πλαγιάς» σε περιβάλλον QGIS (Quantum GIS Development Team 2013).

3.2.2.1 Υψόμετρο

Σύμφωνα με το υψομετρικό μοντέλο εδάφους (DEM) το υψόμετρο της περιοχής κυμαίνεται μεταξύ 250 κα 1400¹ m, όπως φαίνεται στην Εικόνα 14.



Εικόνα 14: Υψόμετρα περιοχής μελέτης από το ASTER GDEM. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

Τα υψόμετρα της περιοχής κατηγοριοποιήθηκαν σε τρεις κλάσεις που αντικατοπτρίζουν θετική επίδραση της αύξησης του υψομέτρου στην πρωτογενή παραγωγή. Η αύξηση του υψομέτρου συνοδεύεται από παράλληλη αύξηση των κατακρημνισμάτων βελτιώνοντας το υδατικό ισοζύγιο και κατά συνέπεια οδηγεί σε αύξηση του δυναμικού πρωτογενούς παραγωγής.

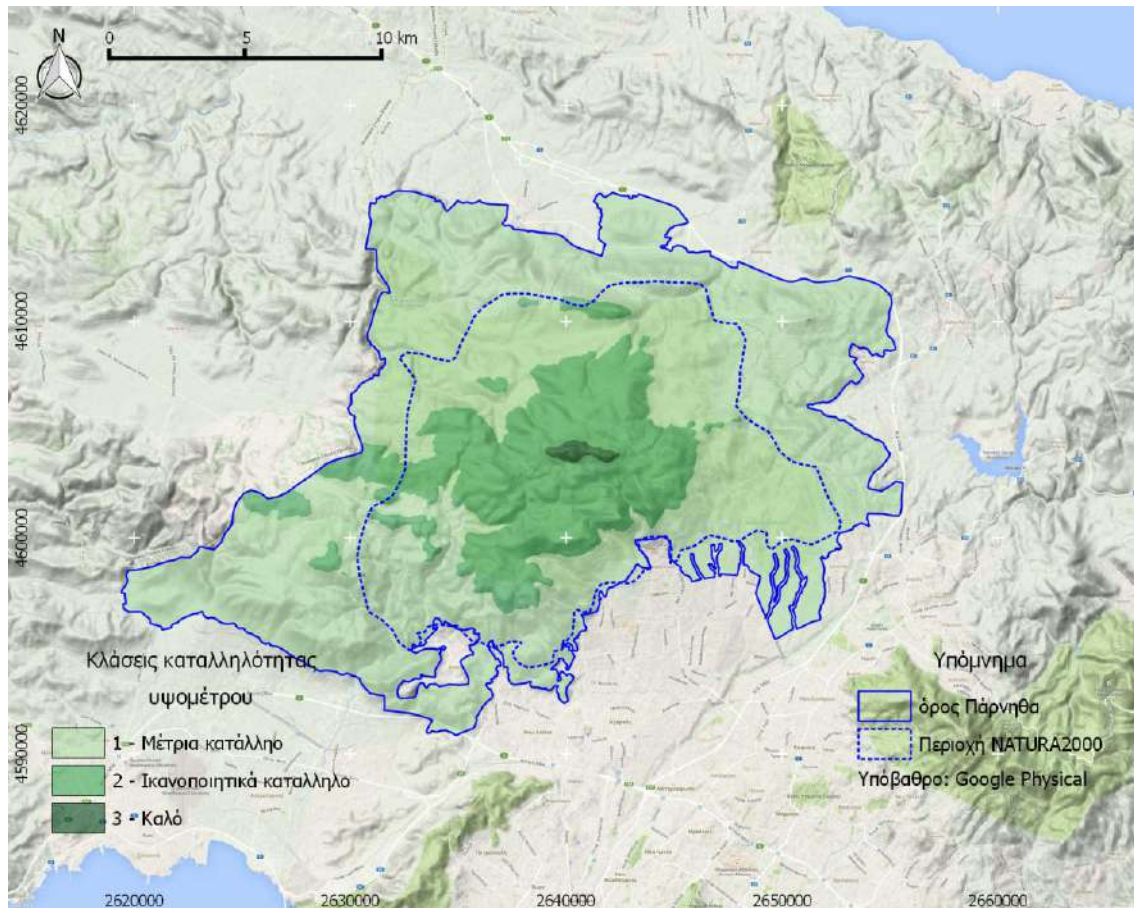
Η κατηγοριοποίηση του υψομέτρου διακρίνεται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακα 3). Η κατηγοριοποίηση ακολουθεί σε γενικές γραμμές την κλιματική κατάταξη του βιοκλίματος της περιοχής καθώς η πρώτη κλάση περιλαμβάνει τους «ημίξηρο» και «ύφυγρο» βιοκλιματικούς ορόφους, ενώ η δεύτερη τον «υγρό» βιοκλιματικό όροφο στον οποίο απαντούν τα δάση κεφαλληνιακής ελάτης στην περιοχή (Αμοργιανιώτης 1997). Η τρίτη κλάση περιλαμβάνει τα μεγαλύτερα υψόμετρα και τις θέσεις που ευνοούνται περισσότερο από την επίδραση της χιονοτράπεζας. Η τελευταία κλάση καταλαμβάνει μικρό μέρος της συνολικής έκτασης.

¹ Το μέγιστο υψόμετρο της περιοχής σύμφωνα με το DEM φαίνεται χαμηλότερο σε σχέση με το πραγματικό (υψ. 1490 – Καραβόλα) καθώς αυτό υπολογίζεται με βάση το κελί (Pixel) 30x30 m.

Πίνακας 3: Υψομετρικές κλάσεις στην περιοχή

Από	έως	κλάση	περιγραφή
(230)	<800	1	Μέτριο δυναμικό
800	1250	2	Ικανοποιητικό δυναμικό
1250	1500	3	Καλό δυναμικό

Η χωρική κατανομή των υψομετρικών κλάσεων καταλληλότητας ενδιαιτήματος διακρίνονται στην Εικόνα 15.



Εικόνα 15: Υψομετρικές ζώνες στην υπό μελέτη περιοχή. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

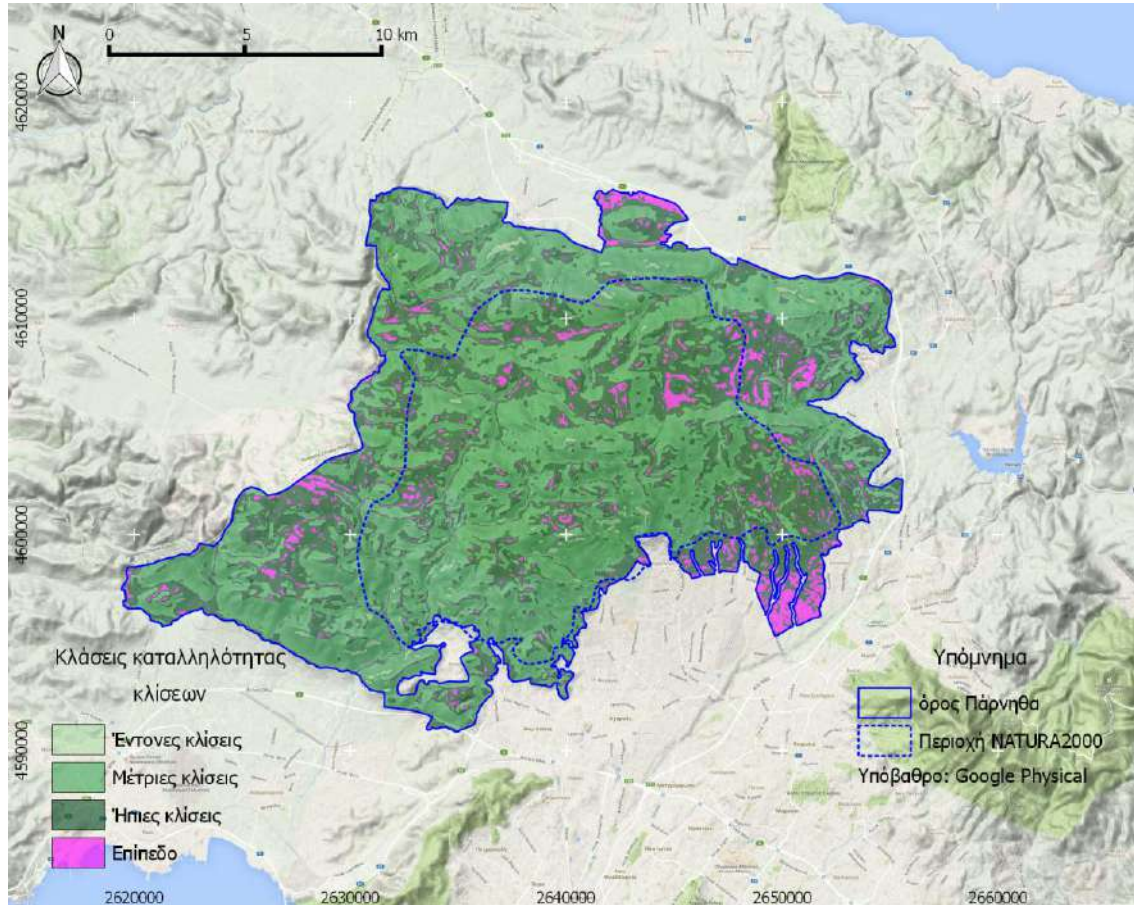
3.2.2.2 Κλίσεις πλαγιάς

Από το ψηφιακό μοντέλο εδάφους υπολογίστηκαν και οι κλίσεις πλαγιάς, οι οποίες ταξινομήθηκαν όπως φαίνεται στον Πίνακας 4

Πίνακας 4: Κλάσεις κλίσεων

Κλίση (μοίρες)		Κλάση
Από	έως	
0	3	4
3	10	3
10	22	2
22	35	2
35	90	1

Η ταξινόμηση που διακρίνεται στον Πίνακα 4 αντιστοιχεί στην ταξινόμηση που χρησιμοποιείται για τη σύνταξη των χαρτών γαιών της δασικής υπηρεσίας. Η κλάση «4» αντιστοιχεί στις επίπεδες εκτάσεις. Η χωρική κατανομή των κλάσεων κλίσης πλαγιάς διακρίνεται στην Εικόνα 16, αποτυπώνονται οι σχετικά ομαλές κλίσεις και τα πολλά οροπέδια που σχηματίζονται στο όρος (Αμοργιανιώτης 1997).



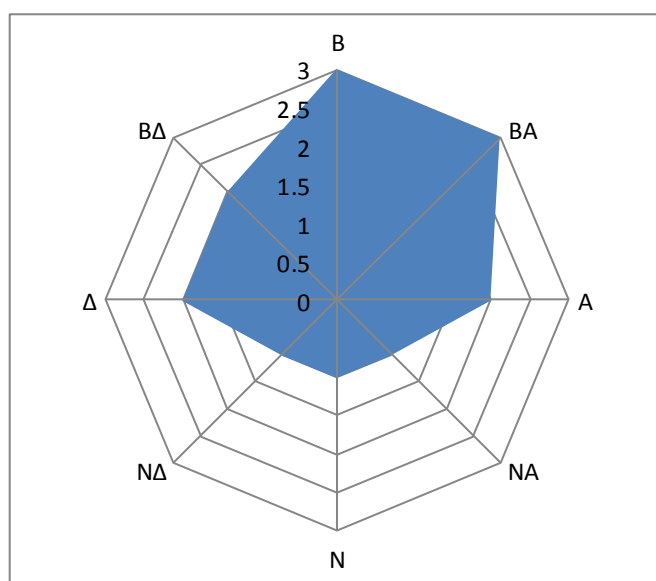
Εικόνα 16: Κλίσεις πλαγιάς: Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

3.2.2.3 Προσανατολισμός πλαγιάς

Ο προσανατολισμός της πλαγιάς επιδρά σημαντικά στο ενεργειακό ισοζύγιο του σταθμού με αποτέλεσμα οι νότιες πλαγιές που δέχονται για μεγάλο χρονικό διάστημα άμεση ηλιακή ακτινοβολία να εμφανίζουν σαφώς ξηρότερο κλίμα από τις πλαγιές με βόρειο προσανατολισμό που βρίσκονται στην ίδια γεωγραφική ζώνη και υψόμετρο. Γενικότερα, ο βόρειο-ανατολικός προσανατολισμός έχει ευνοϊκότερη επίδραση στο ενεργειακό ισοζύγιο (Pausas 2004). Οι κλίσεις πλαγιάς κατηγοριοποιήθηκαν σε τρεις κλάσεις που αντιπροσωπεύουν την επίδραση της προσπίπτουσας ακτινοβολίας, όπως φαίνεται στον πίνακα που ακολουθεί (Πίνακας 5) και σχηματικά στην Εικόνα 17.

Πίνακας 5: Ταξινόμηση του προσανατολισμού πλαγιάς σε κλάσεις θετικής επίδρασης στο ενεργειακό ισοζύγιο

από (μοίρες)	έως (μοίρες)	περιγραφή	κλάση
0	22.5	B	3
22.5	67.5	BA	3
67.5	112.5	A	2
112.5	157.5	NA	1
157.5	202.5	N	1
202.5	247.5	NΔ	1
247.5	292.5	Δ	2
292.5	337.5	BΔ	2
337.5	360	B	3

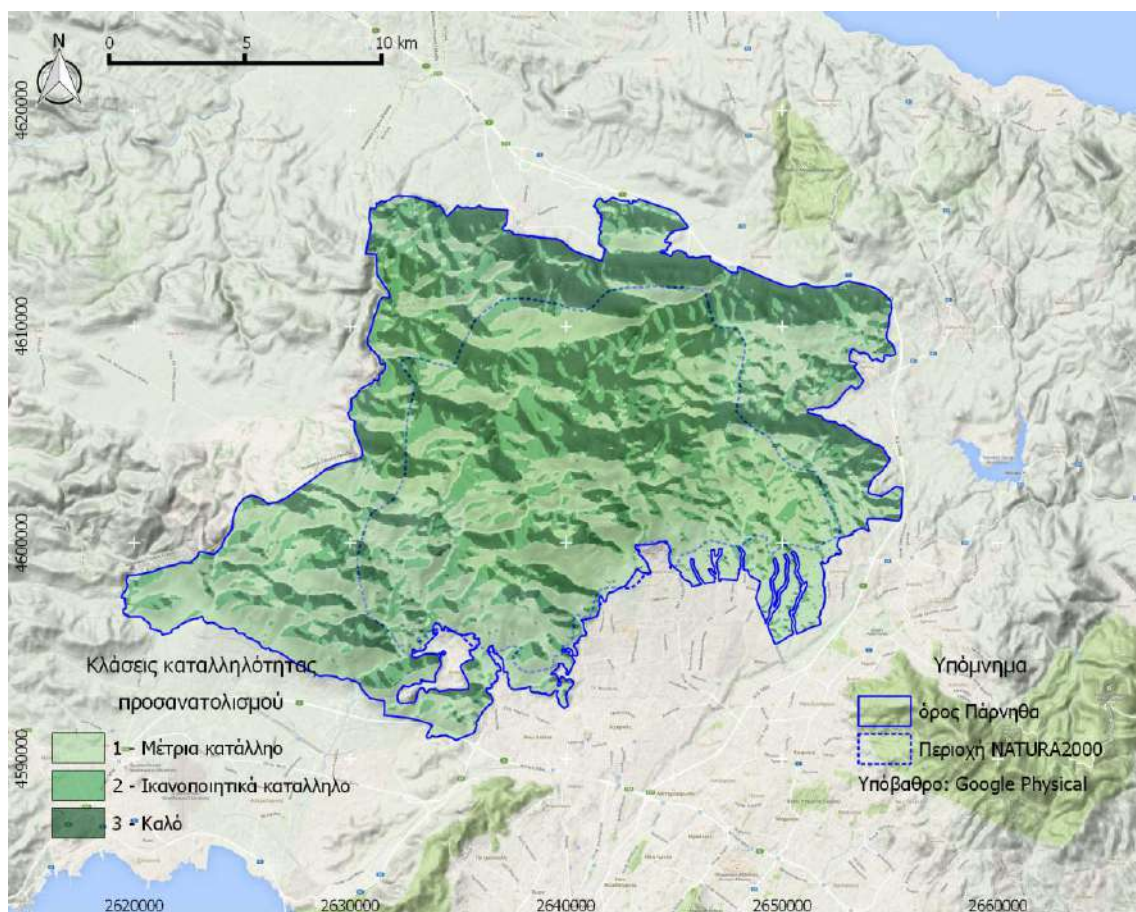


Εικόνα 17: Σχηματική αναπαράσταση μετασχηματισμού προσανατολισμού πλαγιάς σε κλάσεις προσπίπτουσας ηλιακής ακτινοβολίας.

Από την παραπάνω κατανομή γίνεται αντιληπτό ότι η κλάση «1» αντιστοιχεί σε πλαγιές που εκτίθενται στην ηλιακή ακτινοβολία και εμφανίζουν, συγκριτικά με τις υπόλοιπες πλαγιές των ίδιων υψομέτρων εντονότερη ξηρασία. Αντίθετα, η κλάση «3» χαρακτηρίζει πλαγιές που, συγκριτικά, δέχονται μικρότερα ποσά ηλιακής ακτινοβολίας και επομένως έχουν ευνοϊκότερο υδατικό ισοζύγιο.

Σε κελιά (pixels) του DEM με μηδενική κλίση, καθώς δεν είναι δυνατό να οριστεί προσανατολισμός, δόθηκε η αντίστοιχη τιμή της κλάσης της υψομετρικής ζώνης στην οποία εμπίπτουν. Δηλ. σε ένα επίπεδο κελί μηδενικής κλίσης σε υψόμετρο 500 m αποδόθηκε η τιμή «1».

Η χωρική κατανομή των κλάσεων προσανατολισμού πλαγιάς διακρίνονται στην Εικόνα 18.



Εικόνα 18: Κλάσεις προσιπύουσας ηλιακής ακτινοβολίας (προσανατολισμός πλαγιάς). Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

3.2.2.4 Συνδυασμός Φυσιογραφικών Παραμέτρων

Η ταξινόμηση των παραμέτρων «υψόμετρο», «κλίση» και «προσανατολισμός» έγινε με τρόπο ώστε πάντα η μικρότερη κλάση να αντιστοιχεί στη χειρότερη, συγκριτικά, ποιότητα σταθμού για την κάθε μεταβλητή. Με αυτό τον τρόπο οι παραπάνω θεματικοί χάρτες μπορούν να αθροιστούν αλγεβρικά και να συνδυαστούν σε ένα συγκεντρωτικό θεματικό χάρτη που θα αντικατοπτρίζει την εκτίμηση του συνολικού δυναμικού παραγωγής του σταθμού με βάση τις φυσιογραφικές παραμέτρους.

Το αλγεβρικό άθροισμα των παραπάνω θεματικών χαρτών δίνει τα παρακάτω αποτελέσματα (Πίνακας 6):

Πίνακας 6: Αλγεβρικά αθροίσματα των επιμέρους θεματικών χαρτών υψόμετρο, προσανατολισμός και κλίση.

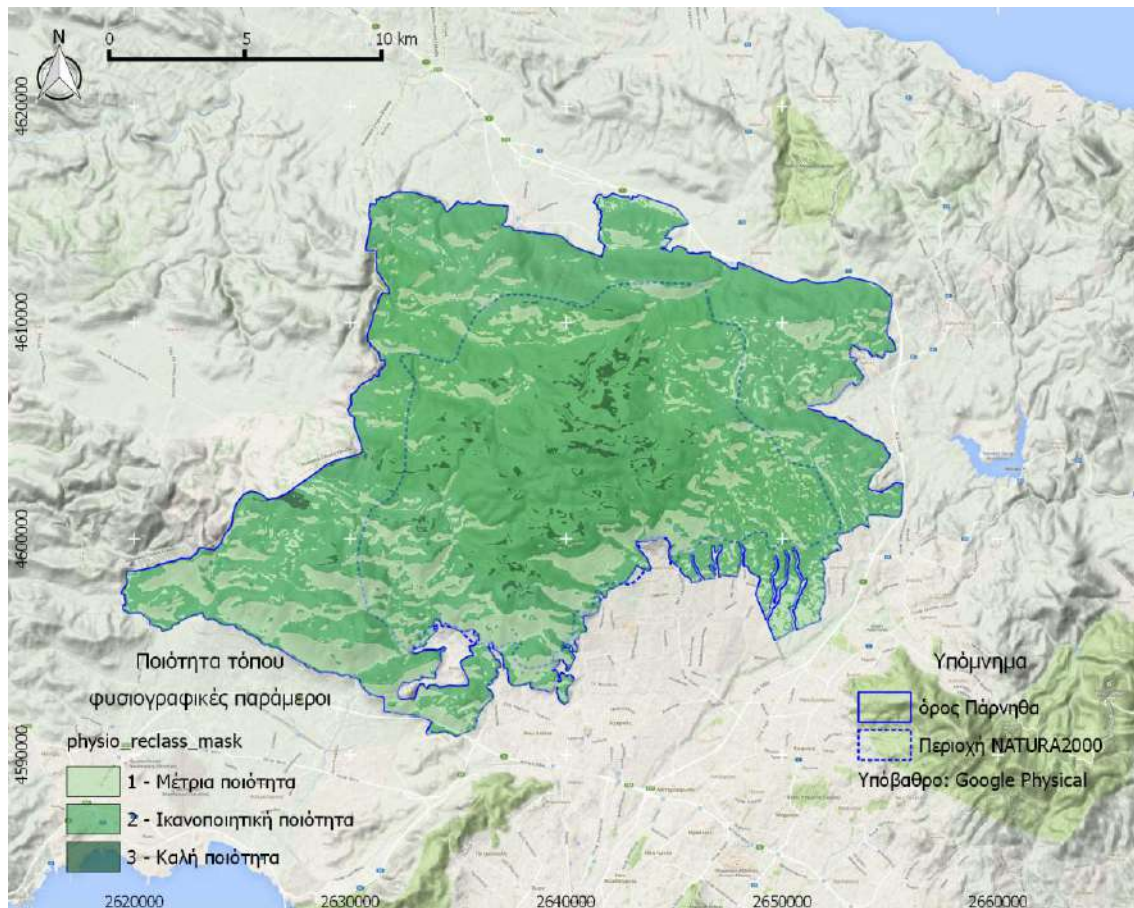
Κλάση			Άθροισμα	Κλάση			Άθροισμα
Υψόμετρο	Προσανατολισμός	Κλίση		Υψόμετρο	Προσανατολισμός	Κλίση	
1	3	3	7	3	1	3	7
2	3	3	8	1	1	2	4
3	3	3	9	2	1	2	5
1	3	2	6	3	1	2	6
2	3	2	7	1	1	1	3
3	3	2	8	2	1	1	4
1	3	1	5	3	1	1	5

Κλάση			Άθροισμα	Κλάση			Άθροισμα
Υψόμετρο	Προσανατολισμός	Κλίση		Υψόμετρο	Προσανατολισμός	Κλίση	
2	3	1	6	1	1	3	5
3	3	1	7	2	1	3	6
1	3	3	7	3	1	3	7
2	3	3	8	1	1	2	4
3	3	3	9	2	1	2	5
1	3	2	6	3	1	2	6
2	3	2	7	1	1	1	3
3	3	2	8	2	1	1	4
1	3	1	5	3	1	1	5
2	3	1	6	1	2	3	6
3	3	1	7	2	2	3	7
1	2	3	6	3	2	3	8
2	2	3	7	1	2	2	5
3	2	3	8	2	2	2	6
1	2	2	5	3	2	2	7
2	2	2	6	1	2	1	4
3	2	2	7	2	2	1	5
1	2	1	4	3	2	1	6
2	2	1	5	1	2	3	6
3	2	1	6	2	2	3	7
1	1	3	5	3	2	3	8
2	1	3	6	1	2	2	5
3	1	3	7	2	2	2	6
1	1	2	4	3	2	2	7
2	1	2	5	1	2	1	4
3	1	2	6	2	2	1	5
1	1	1	3	3	2	1	6
2	1	1	4	1	επίπεδο		1
3	1	1	5	2	επίπεδο		2
1	1	3	5	3	επίπεδο		3
2	1	3	6				

Οι τιμές των νέων εικονοστοιχείων κυμαίνονται από 1-9 και ανακατατάσσονται ως εξής:

- 1-3 = 1 (μέτρια ποιότητα)
- 4-6 = 2 (ικανοποιητική ποιότητα)
- 7-9 = 3 (καλή ποιότητα)

Μετά την αναταξινόμηση προκύπτει ο παρακάτω χάρτης (**Χάρτης 3**) (Εικόνα 19):



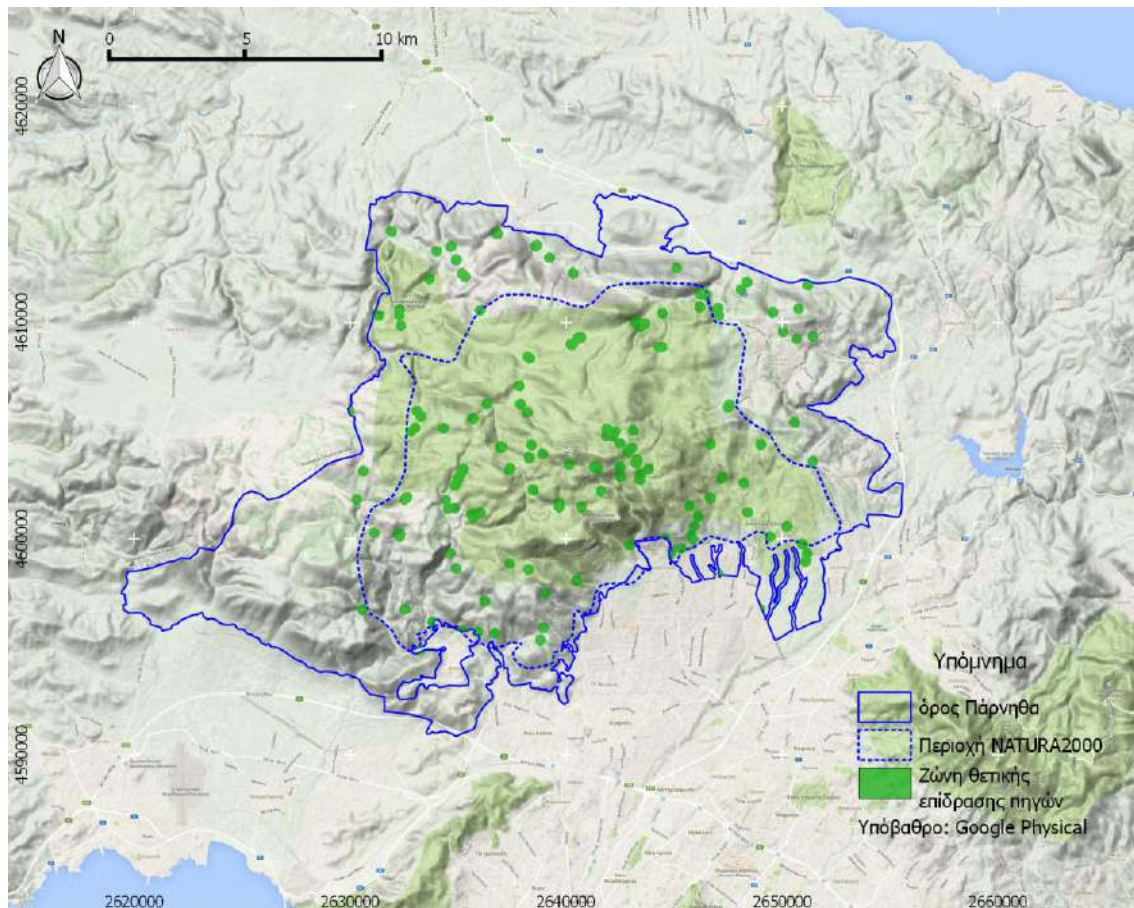
Εικόνα 19: Ταξινόμηση ποιότητας σταθμού όπως προκύπτει από το συνδυασμό των επιμέρους θεματικών χαρτών των φυσιογραφικών παραμέτρων. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

3.2.3 Συνδυασμός Βλάστησης – Φυσιογραφίας

Με το συνδυασμό των θεματικών χαρτών, του δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος για τροφοληψία (χάρτης 2) και του θεματικού χάρτη της ποιότητας σταθμού με βάση τις φυσιογραφικές παραμέτρους (χάρτης 3), δημιουργείται ο τελικός χάρτης καταλληλότητας ενδιαιτήματος στον οποίο έχει σταθμιστεί η καταλληλότητα της βλάστησης για παραγωγή βοσκήσιμης ύλης, και η ποιότητα του σταθμού όπως αυτή προκύπτει από το αβιοτικό περιβάλλον.

3.2.4 Πηγές

Η παρουσία ελεύθερων πηγών και επιφανειακών υδάτων αυξάνει τη διαθέσιμη υγρασία ακόμη και κατά την ξηρή κλιματική περίοδο βελτιώνοντας την ποιότητα του σταθμού όσον αφορά την παραγωγή βιομάζας. Επίσης η παρουσία πηγών σχετίζεται και με τη αύξηση της συγκέντρωσης των ελαφιών γύρω από αυτές καθώς τα ελάφια χρειάζεται να καλύψουν και τις ανάγκες τους σε νερό. Από τις θέσεις των πηγών (Εικόνα 3) υπολογίστηκε μια ζώνη επίδρασης (buffer) 200 m (χάρτης 4) (Εικόνα 20) εντός της οποίας εκτιμήθηκε ότι αυξάνει ο δείκτης καταλληλότητας ενδιαιτήματος κατά μία μονάδα.



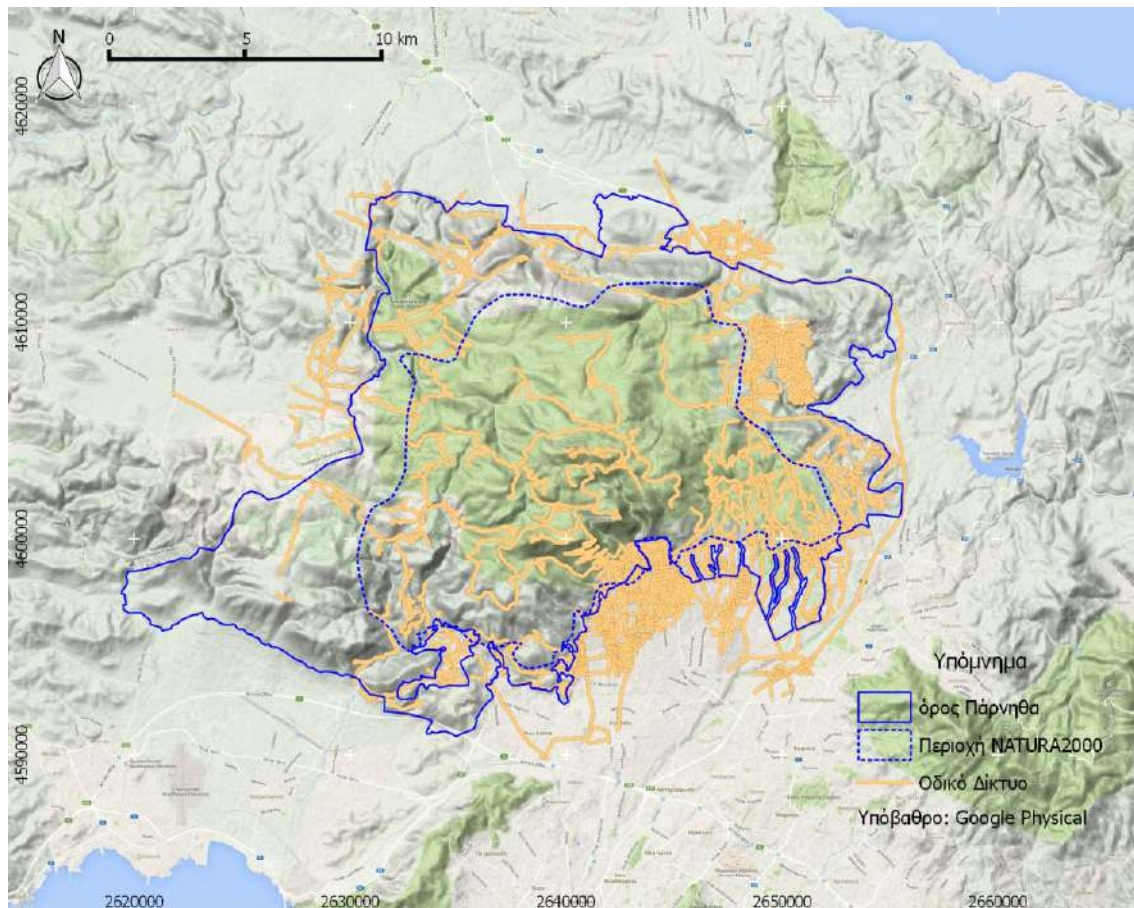
Εικόνα 20: Θέσεις πηγών και ζώνη θετικής επίδρασής τους (200 m) στην ποιότητα τόπου. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

3.2.5 Θέσεις χωρίς ή με ελάχιστη βλάστηση

Προκειμένου να αποφευχθεί ο υπολογισμός εκτάσεων που δεν συντηρούν καθόλου ή συντηρούν ελάχιστη βλάστηση, όπως για παράδειγμα τα λατομεία ή οι βραχώδεις εξάρσεις, δημιουργήθηκε θεματικός χάρτης (**χάρτης 5**) στον οποίο οι εκτάσεις χωρίς βλάστηση λαμβάνουν την τιμή 0, ενώ όλη η υπόλοιπη περιοχή την τιμή 1.

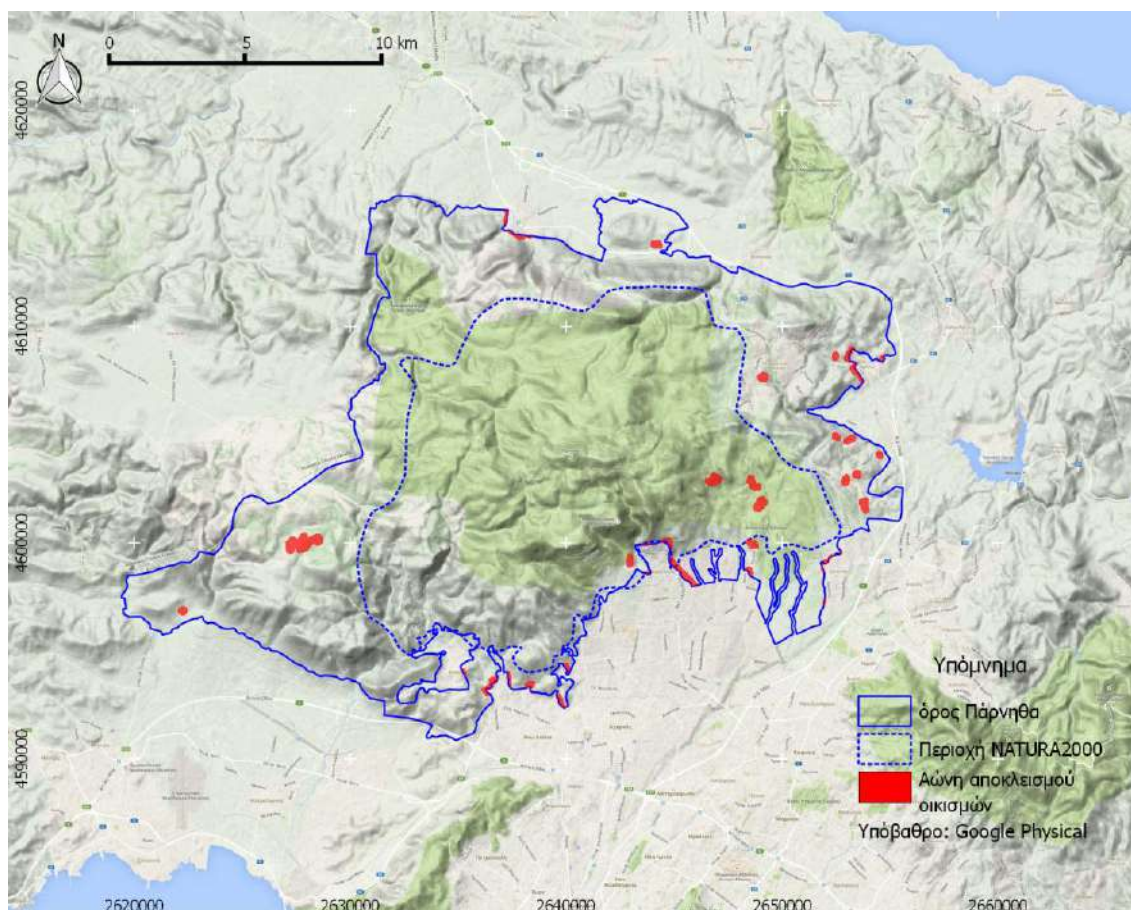
3.2.6 Όχληση

Η ποιότητα ενός ενδιαίτηματος δεν εξαρτάται μόνο από το δυναμικό πρωτογενούς παραγωγής και την προσφορά κάλυψης στα ελάφια, αλλά μειώνεται σημαντικά σε θέσεις όπου τα ελάφια οχλούνται συστηματικά. Τέτοιες θέσεις είναι το οδικό δίκτυο και οι περιοχές που γειτνιάζουν με οικισμούς. Η βιβλιογραφία έχει δείξει ότι τα ελάφια αποφεύγουν τους κύριους δρόμους σε απόσταση 60 έως 100 m εκατέρωθεν των πρηνών, ανάλογα με το κυκλοφοριακό φόρτο (Congalton et al. 1993, Μπούσμπουρας & Ευαγγέλου 2010). Έτσι, δημιουργήθηκε η ζώνη επίδρασης 60 m των ασφαλτοστρωμένων δρόμων στην Πάρνηθα **χάρτης 6** (Εικόνα 21), καθώς οι περισσότεροι δρόμοι δεν έχουν ιδιαίτερο φόρτο κίνησης, και εντός της ζώνης αυτής το ενδιαίτημα χαρακτηρίστηκε ακατάλληλο.



Εικόνα 21: Κύριες οδοί και ζώνη επίδρασης (60 m) τους στο ενδιαίτημα. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

Ομοίως, οι οικισμοί αποτελούν πηγή όχλησης για τα ελάφια (Μπούσμπουρας & Ευαγγέλου 2010) και για αυτό υπολογίσαμε μια ζώνη 100 m γύρω από τους οικισμούς (**χάρτης 7**) (Εικόνα 22) η οποία χαρακτηρίστηκε ακατάλληλη ως ενδιαίτημα για τα ελάφια και αφαιρέθηκε από την τελική εκτίμηση για την περιοχή.



Εικόνα 22: Ζώνη αποκλεισμού ακτίνας 100 m γύρω από τους οικισμούς. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857).

3.3 Συνδυασμός θεματικών χαρτών

Όλοι οι θεματικοί χάρτες μετασχηματίστηκαν σε ψηφιδωτά δεδομένα με έκταση και μέγεθος κελιού ίσο με εκείνο του ASTER GDEM, ώστε να επιτρέπονται οι μαθηματικές πράξεις (αλγεβρικό άθροισμα ή/και πολλαπλασιασμός) μεταξύ επιπέδων. Όλες οι πράξεις έγιναν σε περιβάλλον QGIS έκδ. 2.4 (Quantum GIS Development Team 2013). Οι θεματικοί χάρτες που προκύπτουν μετά την εφαρμογή των διαφόρων σεναρίων, επαναταξινομούνται σε χάρτες δείκτη καταλληλότητας ενδιαίτηματος με τις ακόλουθες κλάσεις:

Πίνακας 7: Περιγραφή Δεικτών Καταλληλότητας Ενδιαίτηματος.

Δ.Κ.Ε.	Περιγραφή
0	Δεν αποτελεί ενδιαίτημα
1	Μέτρια κατάλληλο ενδιαίτημα
2	Ικανοποιητικά κατάλληλο ενδιαίτημα
3	Καλό ενδιαίτημα

3.4 Εκτίμηση αποδεκτής πυκνότητας πληθυσμού ανά μονάδα έκτασης.

Ανάλογα με τον σκοπό, η αποδεκτή πυκνότητα πληθυσμού ανά μονάδα επιφάνειας μπορεί να μεταβάλλεται έντονα. Για παράδειγμα, όταν ο σκοπός είναι μόνο η συντήρηση μέγιστου αριθμού ζώων, δίχως να συνυπολογίζονται τυχόν αρνητικές επιδράσεις στο οικοσύστημα, τότε η πυκνότητα πληθυσμού υπολογίζεται με βάση την παραγωγή άμεσα διαθέσιμης βοσκήσιμης ύλης από το οικοσύστημα και τις ενεργειακές απαιτήσεις των ζώων κατά τις διάφορες φάσεις του αναπαραγωγικού τους κύκλου και την αναλογία φύλων στο πληθυσμό (Paton et al. 1999, Paton et al. 2004). Αυτές οι μέθοδοι χαρακτηρίζονται από μεγάλες διακυμάνσεις ανάμεσα στις διάφορες μελέτες και συχνά καταλήγουν σε υψηλές πυκνότητες (π.χ. από 1 έως και 100 ελάφια ανά km²) (Paton et al. 1999, Paton et al. 2004), ανάλογα με τον τύπο βλάστησης. Έχει αποδειχθεί όμως ότι οι παραπάνω υπολογισμοί δεν λαμβάνουν υπόψη την επίδραση της βόσκησης από τα ελάφια στη βλάστηση και γενικότερα στο οικοσύστημα (Côté et al. 2004). Επιπλέον, υπάρχουν προτάσεις που περιορίζουν τη μέγιστη πληθυσμιακή πυκνότητα σε 0,04 ελάφια / εκτάριο (Putman et al. 2011) εφόσον στόχος είναι η διατήρηση του υγιούς οικοσυστήματος.

Με βάση τα παραπάνω και κρίνοντας ότι: α) η μέγιστη πυκνότητα του πληθυσμού πρέπει να περιορίζεται σε τέτοιο επίπεδο ώστε να μην προκαλεί οπισθοδρομική διαδοχή και β) η τελική πυκνότητα εξαρτάται από τον τελικό δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος, προτείνουμε την υιοθέτηση των παρακάτω τιμών που διακρίνονται στον Πίνακα 8 και έχουν εφαρμοστεί σε αντίστοιχες μελέτες στην περιοχή της Φωκίδας (Pedrotti & Facchetti 2001).

Πίνακας 8: Αποδεκτή πυκνότητα ελαφιών ανά Δείκτη Καταλληλότητας Ενδιαιτήματος.

ΔΚΕ	Ελάφια / 100 ha	
	ελάχιστο	μέγιστο
1	3	4
2	5	6
3	12	15

Σε κάθε κλάση του δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος δίνεται ένα εύρος αποδεκτών τιμών πυκνότητας. Οι παραπάνω τιμές αν πολλαπλασιαστούν με τη συνολική έκταση που καταλαμβάνει η κάθε κλάση καταλληλότητας ενδιαιτήματος στην περιοχή, όπως έχει χαρακτηριστεί με τον κατάλληλο δείκτη, δίνουν την εκτίμηση του συνολικού αριθμού ελαφιών που μπορεί να συντηρήσει η περιοχή.

4 Αποτελέσματα

Για την εκτίμηση του συνολικού δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος, εφαρμόστηκαν διάφορα σενάρια που περιλαμβάνουν:

- α) την επίδραση των φυσιογραφικών παραμέτρων στην παραγωγή βιομάζας,
- β) τις θετικές επιδράσεις παραμέτρων όπως η ύπαρξη πηγών και επιφανειακών υδάτων και
- γ) τις αρνητικές επιπτώσεις από την ύπαρξη δρόμων και οικισμών.

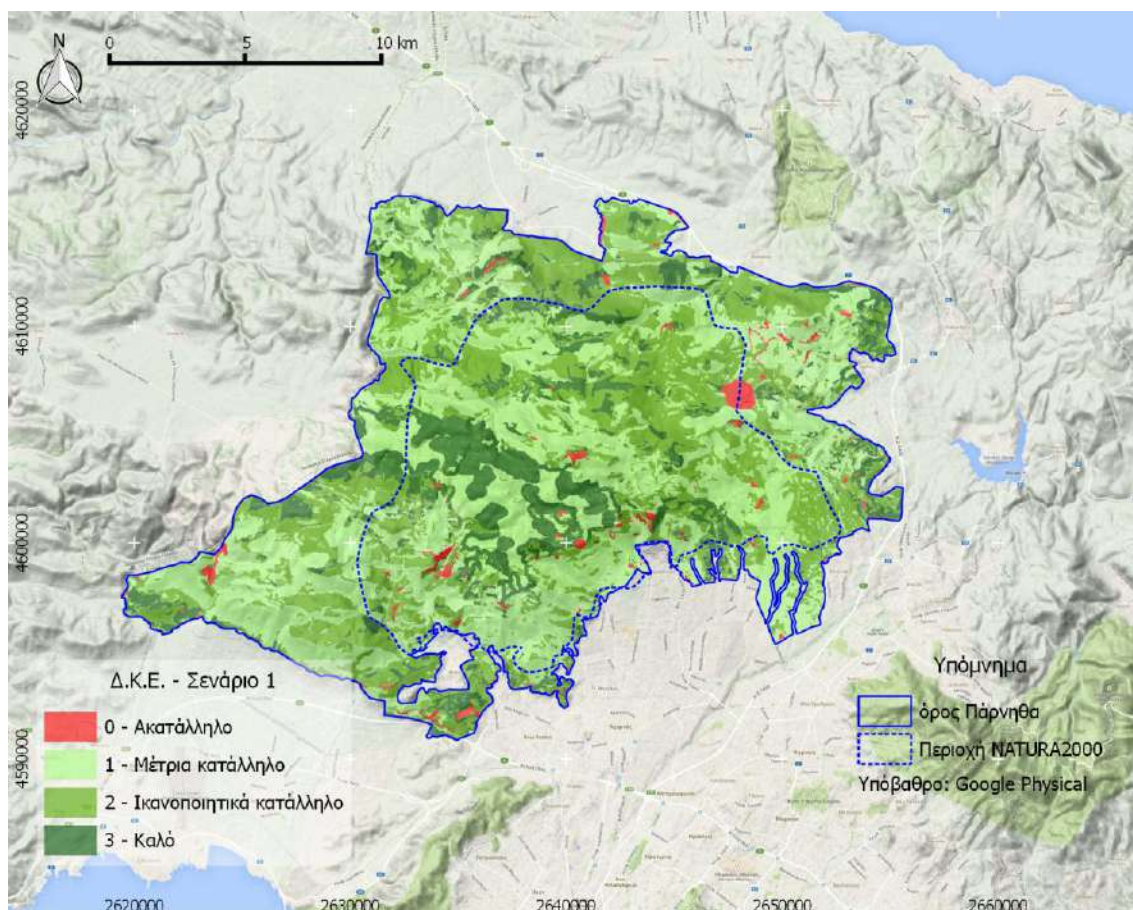
Τα τρία πρώτα σενάρια αφορούν την εκτίμηση του ΔΚΕ και την εξαγωγή συμπερασμάτων όσον αφορά τον τελικό αριθμό ελαφιών, ενώ το 4^ο σενάριο αφορά την εκτίμηση του οικολογικά αποδεκτού μεγέθους πληθυσμού, όπως προκύπτει από τις προτάσεις των Putman et al. 2011.

4.1 Σενάριο 1 - Συνεπίδραση βλάστησης - Φυσιογραφικών παραμέτρων

Στο σενάριο αυτό συνδυάστηκαν μόνο τα θεματικά επίπεδα της καταλληλότητας ενδιαιτήματος με βάση τη βλάστηση (διορθωμένη με τις ανοιχτές εκτάσεις) και τις φυσιογραφικές παραμέτρους. Το τελικό επίπεδο προέκυψε από τις παρακάτω αλγεβρικές πράξεις μεταξύ επιπέδων όπως φαίνεται παρακάτω:

(χάρτης 2 + χάρτης 3) x χάρτης 5

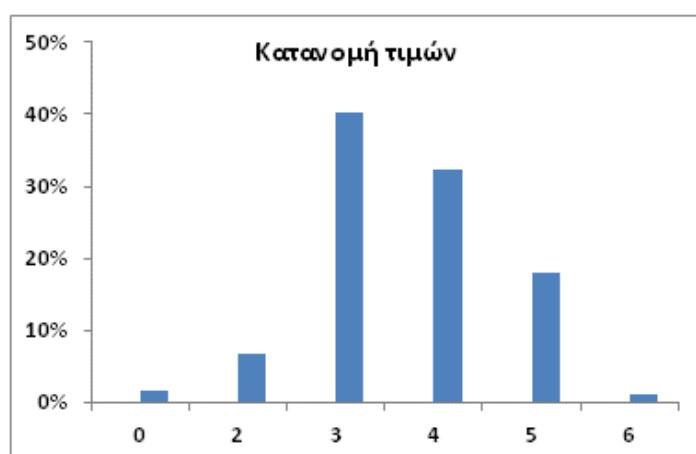
Από το συνδυασμό του **χάρτη 2** με τον **χάρτη 3** προκύπτουν οι αθροιστικές τιμές του νέου θεματικού επιπέδου, ενώ ο πολλαπλασιασμός με το **χάρτη 5** αφαιρεί τις εκτάσεις χωρίς βλάστηση από τον υπολογισμό. Το σενάριο αυτό εφαρμόστηκε τόσο εντός των ορίων της περιοχής Natura 2000 όσο και για την ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα, και το τελικό αποτέλεσμα φαίνεται στην Εικόνα 23.



Εικόνα 23: Χωρική κατανομή των κλάσεων Δ.Κ.Ε. σύμφωνα με το σενάριο 1 στην περιοχή NATURA2000 και στην ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

4.1.1 Περιοχή Natura 2000 (GR3000001)

Το αποτέλεσμα από την εφαρμογή του σεναρίου εντός της περιοχής Natura 2000 είναι ένας θεματικός χάρτης με τιμές από (0) 2-6 με την κατανομή που φαίνεται στο παρακάτω διάγραμμα:



Εικόνα 24: Αναλογία τιμών στον τελικό θεματικό χάρτη με βάση το σενάριο 1.

Η έκταση που καταλαμβάνει η κάθε κλάση, ο Δ.Κ.Ε. της κάθε κλάσης και το σύνολο του αποδεκτού πληθυσμού ελαφιών στην περιοχή διακρίνονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 9).

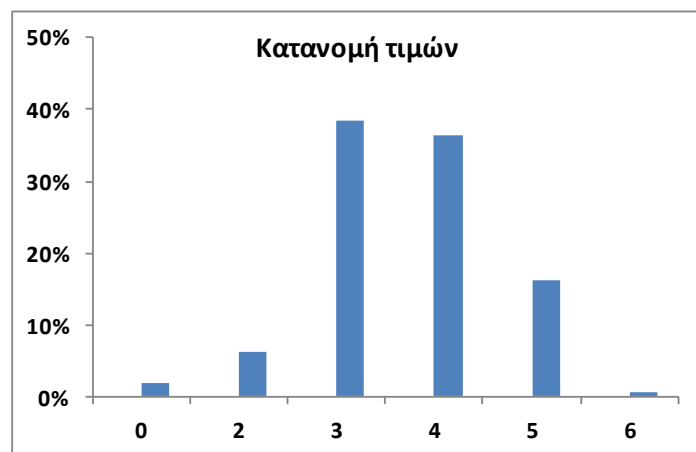
Πίνακας 9: Τελικές κλάσεις στο θεματικό επίπεδο, έκταση και ποσοστιαία αναλογία της κάθε κλάσης στην υπό μελέτη περιοχή, χαρακτηρισμός δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος (Δ.Κ.Ε.), αποδεκτή πυκνότητα ελαφιών ανά Δ.Κ.Ε. και συνολικός αριθμός ελαφιών σύμφωνα με τα αποτελέσματα που έχουν προκύψει εφαρμόζοντας το σενάριο 1

Κλάση	Έκταση (εκτάρια)	Ποσοστιαία αναλογία	Δ.Κ.Ε	Ελάφια / 100 ha		Σύνολο	
				Ελάχιστο	Μέγιστο	Ελάχιστο	Μέγιστο
0	242.7	1.6%	0	0	0	0	0
2	989.0	6.7%	1	3	4	30	40
3	5970.2	40.2%	1	3	4	179	239
4	4808.1	32.4%	2	5	6	240	288
5	2668.1	18.0%	3	12	15	320	400
6	164.7	1.1%	3	12	15	20	25
				Σύνολο		789	992

Με το σενάριο αυτό, εντός της περιοχής NATURA2000 εκτιμάται ότι ο συνολικός αποδεκτός πληθυσμός εντός της περιοχής NATURA2000 κυμαίνεται μεταξύ **789 και 992 ατόμων**.

4.1.2 Ευρύτερη περιοχή όρους Πάρνηθα

Η εφαρμογή του σεναρίου στην ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα έδωσε τα παρακάτω αποτελέσματα:



Η έκταση που καταλαμβάνει η κάθε κλάση, ο Δ.Κ.Ε. της κάθε κλάσης και το σύνολο του αποδεκτού πληθυσμού ελαφιών στην περιοχή διακρίνονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 10).

Πίνακας 10: Τελικές κλάσεις στο θεματικό επίπεδο, έκταση και ποσοστιαία αναλογία της κάθε κλάσης στην υπό μελέτη περιοχή (ευρύτερη περιοχή όρους Πάρνηθα), χαρακτηρισμός δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος (Δ.Κ.Ε.), αποδεκτή πυκνότητα ελαφιών ανά Δ.Κ.Ε. και συνολικός αριθμός ελαφιών σύμφωνα με τα αποτελέσματα που έχουν προκύψει εφαρμόζοντας το σενάριο 1

Έκταση (εκτάρια)	Ποσοστιαία αναλογία	Δ.Κ.Ε	Ελάφια / 100 ha		Σύνολο		
			Ελάχιστο	Μέγιστο	Ελάχιστο	Μέγιστο	
560.6	1.9%	0	0	0	0	0	
1900.0	6.3%	1	3	4	57	76	
11478.8	38.3%	1	3	4	344	459	
10916.1	36.5%	2	5	6	546	655	
4881.6	16.3%	3	12	15	586	732	
195.7	0.7%	3	12	15	23	29	
				Σύνολο		1556	1952

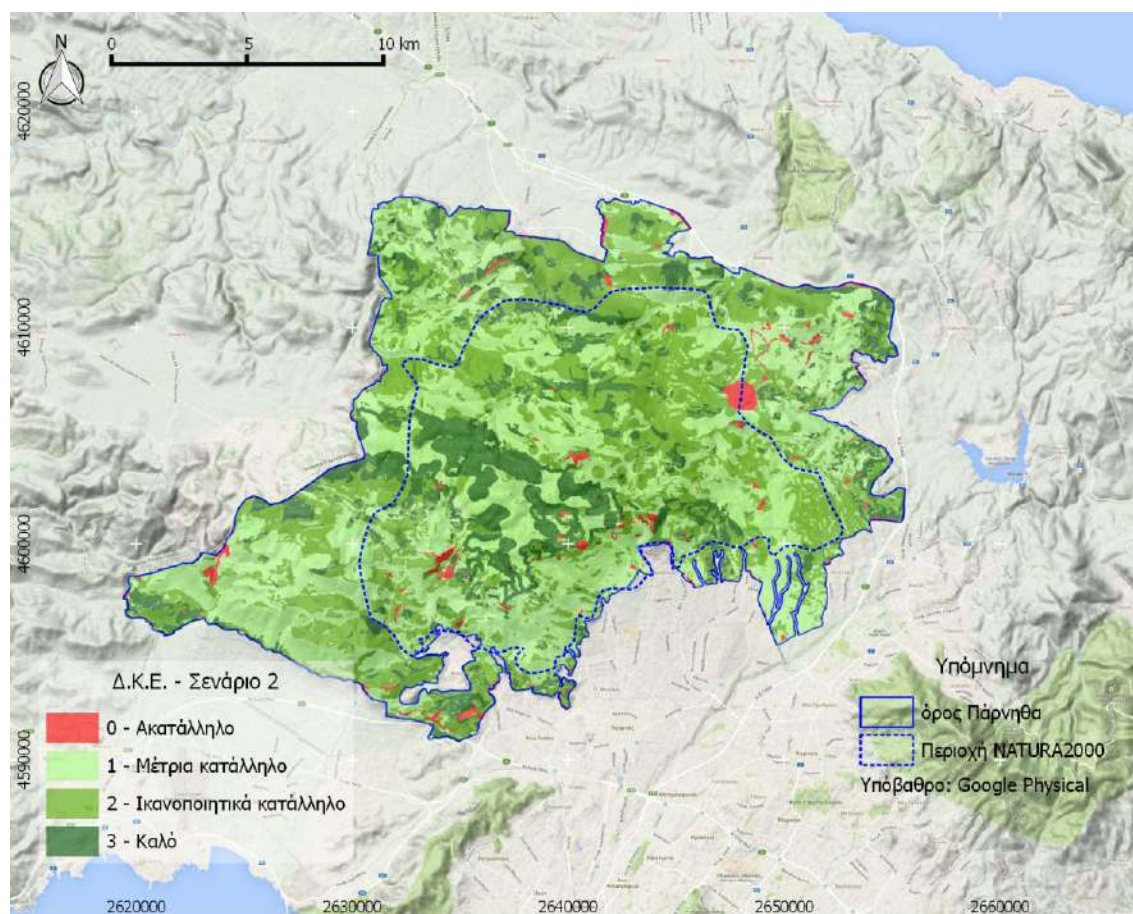
Με το σενάριο αυτό εκτιμάται ο συνολικός αποδεκτός πληθυσμός στην ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα κυμαίνεται μεταξύ **1556 και 1952 ατόμων**.

4.2 Σενάριο 2 - Συνεπίδραση βλάστησης - φυσιογραφικών παραμέτρων και θετικής επίδραση πηγών.

Με αυτό το σενάριο γίνεται προσπάθεια αποτύπωσης της θετικής επίδρασης που έχουν οι πηγές στη βελτίωση του δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος και κατά συνέπεια στο συνολικό πληθυσμό των ελαφιών στην υπό μελέτη περιοχή. Το τελικό θεματικό επίπεδο προέκυψε από τις παρακάτω αλγεβρικές πράξεις μεταξύ επιπέδων:

(χάρτης 2 + χάρτης 3 + χάρτης 4) x χάρτης 5

Από το συνδυασμό του χάρτη 2 με τον χάρτη 3 προκύπτουν οι αθροιστικές τιμές του νέου θεματικού επιπέδου που προσαυξάνονται κατά μια μονάδα στις θέσεις γύρω από τις πηγές με την πρόσθεση του χάρτη 4. Ο πολλαπλασιασμός με το χάρτη 5 αφαιρεί τις εκτάσεις χωρίς βλάστηση από τον υπολογισμό. Το αποτέλεσμα είναι ένας θεματικός χάρτης με τιμές από (0) 2-7, ο οποίος μπορεί να μετασηματιστεί σε κλάσεις Δ.Κ.Ε με τιμές από (0 -ακατάλληλο) 1-3 (Εικόνα 25).

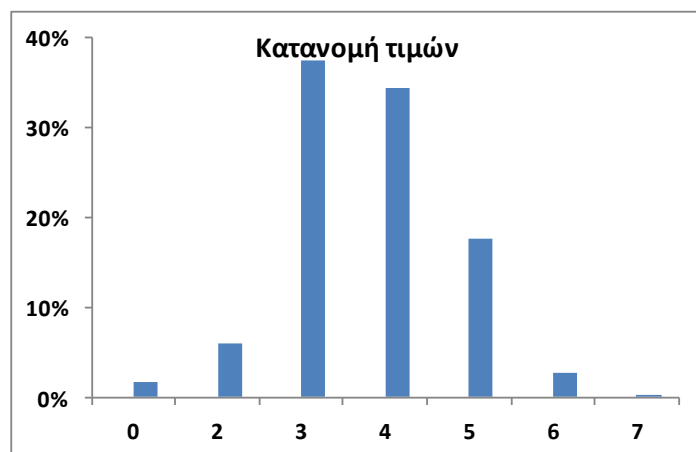


Εικόνα 25: Χωρική κατανομή των κλάσεων Δ.Κ.Ε. σύμφωνα με το σενάριο 2 στην περιοχή NATURA2000 και στην ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857)

Το σενάριο αυτό εφαρμόστηκε τόσο εντός των ορίων της περιοχής NATURA2000 όσο και για την ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα, όπως αναλύεται παρακάτω.

4.2.1 Περιοχή Natura 2000 (GR3000001)

Εντός της περιοχής Natura 2000, η κατανομή των κλάσεων φαίνεται στο παρακάτω διάγραμμα (Εικόνα 26):



Εικόνα 26: Αναλογία τιμών στον τελικό θεματικό χάρτη με βάση το σενάριο 2.

Η έκταση που καταλαμβάνει η κάθε κλάση, ο Δ.Κ.Ε. της κάθε κλάσης και το σύνολο του αποδεκτού πληθυσμού ελαφιών στην περιοχή διακρίνονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 11).

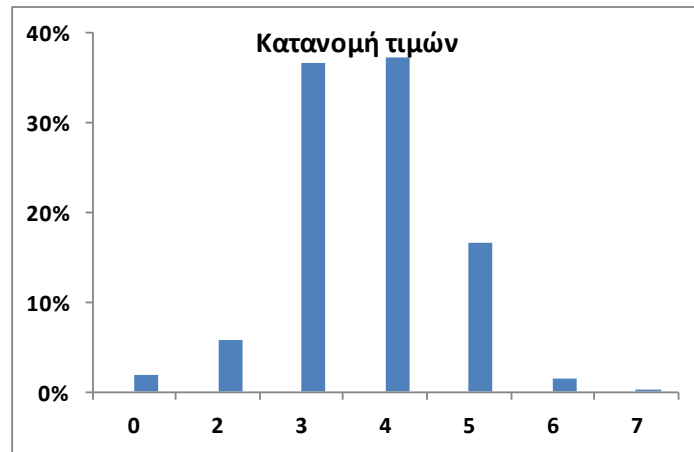
Πίνακας 11: Τελικές κλάσεις στο θεματικό επίπεδο, έκταση και ποσοστιαία αναλογία της κάθε κλάσης στην υπό μελέτη περιοχή, χαρακτηρισμός δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος (Δ.Κ.Ε.), αποδεκτή πυκνότητα ελαφιών ανά Δ.Κ.Ε. και συνολικός αριθμός ελαφιών σύμφωνα με τα αποτελέσματα που έχουν προκύψει εφαρμόζοντας το σενάριο 2

Κλάση	Έκταση (εκτάρια)	Ποσοστιαία αναλογία	Δ.Κ.Ε	Ελάφια / 100 ha		Σύνολο	
				Ελάχιστο	Μέγιστο	Ελάχιστο	Μέγιστο
0	242.7	1.6%	0	0	0	0	0
2	883.6	6.0%	1	3	4	27	35
3	5561.9	37.5%	1	3	4	167	222
4	5118.4	34.5%	2	5	6	256	307
5	2631.3	17.7%	3	12	15	312	395
6	394.6	2.7%	3	12	15	47	59
7	10.1	0.1%	3	12	15	1	2
Σύνολο						810	1020

Με το σενάριο αυτό εκτιμάται ο συνολικός αποδεκτός πληθυσμός εντός της περιοχής NATURA2000 κυμαίνεται μεταξύ **810 και 1020 ατόμων**.

4.2.2 Ευρύτερη περιοχή όρους Πάρνηθα

Η εφαρμογή του σεναρίου στην ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα έδωσε τα παρακάτω αποτελέσματα. Η κατανομή των τιμών του Δ.Κ.Ε. διακρίνεται στην Εικόνα 27, όπου και φαίνεται η επιπρόσθετη κλάση «7» που προέκυψε από την πρόσθεση 1 μονάδας γύρω από πηγές σε θέσεις που ο Δ.Κ.Ε. είχε ήδη την τιμή 6.



Εικόνα 27: Αναλογία τιμών στον τελικό θεματικό χάρτη με βάση το σενάριο 2

Η έκταση που καταλαμβάνει η κάθε κλάση, ο Δ.Κ.Ε. της κάθε κλάσης και το σύνολο του αποδεκτού πληθυσμού ελαφιών στην περιοχή διακρίνονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 12).

Πίνακας 12: Τελικές κλάσεις στο θεματικό επίπεδο, έκταση και ποσοστιαία αναλογία της κάθε κλάσης στην υπό μελέτη περιοχή (ευρύτερη περιοχή όρους Πάρνηθας), χαρακτηρισμός δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος (Δ.Κ.Ε.), αποδεκτή πυκνότητα ελαφιών ανά Δ.Κ.Ε. και συνολικός αριθμός ελαφιών σύμφωνα με τα αποτελέσματα που έχουν προκύψει εφαρμόζοντας το σενάριο 2

Κλάση	Έκταση (εκτάρια)	Ποσοστιαία αναλογία	Δ.Κ.Ε.	Ελάφια / 100 ha		Σύνολο	
				Ελάχιστο	Μέγιστο	Ελάχιστο	Μέγιστο
0	560.6	1.9%	0	0	0	0	0
2	1755.3	5.9%	1	3	4	53	70
3	10960.2	36.6%	1	3	4	329	438
4	11186.7	37.4%	2	5	6	559	671
5	4985.4	16.7%	3	12	15	598	747
6	474.4	1.6%	3	12	15	57	71
7	10.1	0.0%	3	12	15	1	2
Σύνολο						1597	1999

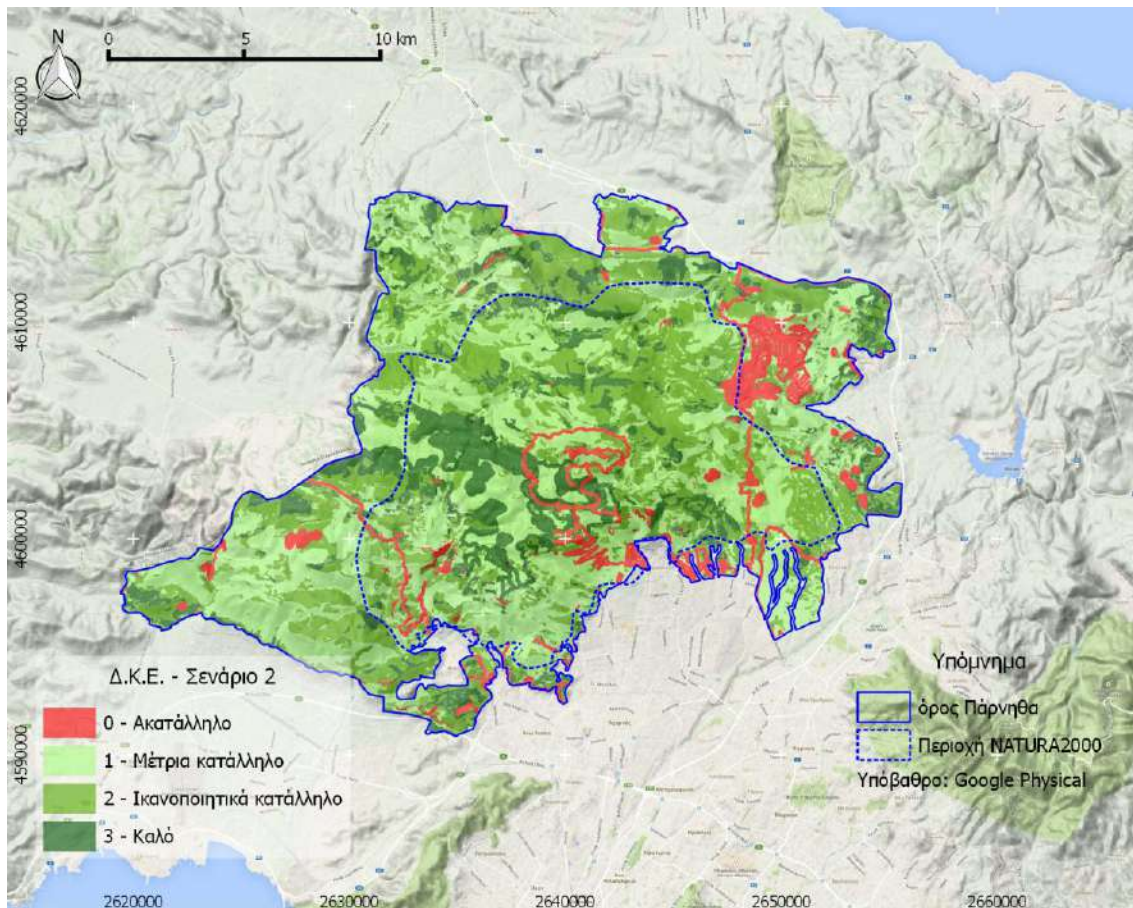
Με το σενάριο αυτό εκτιμάται ο συνολικός αποδεκτός πληθυσμός της ευρύτερης περιοχής του όρους Πάρνηθα κυμαίνεται μεταξύ **1597 και 1999 άτομα**.

4.3 Σενάριο 3 - Συνεπίδραση βλάστησης - φυσιογραφικών παραμέτρων, θετικής επίδραση πηγών και αρνητικής επίπτωσης δρόμων & οικισμών

Με αυτό το σενάριο γίνεται προσπάθεια αποτύπωσης της διόρθωσης των παραπάνω υπολογισμών με βάση τις αρνητικές επιπτώσεις που έχουν οι δρόμοι και οι οικισμοί στην καταλληλότητα της περιοχής ως ενδιαίτημα. Το τελικό θεματικό επίπεδο προέκυψε από τις παρακάτω αλγεβρικές πράξεις μεταξύ διαφόρων επιπέδων:

$$(\text{χάρτης 2} + \text{χάρτης 3} + \text{χάρτης 4}) \times \text{χάρτης 5} \times \text{χάρτης 6} \times \text{χάρτης 7}$$

Από το συνδυασμό του **χάρτη 2** με τον **χάρτη 3** προκύπτουν οι αθροιστικές τιμές του νέου θεματικού επιπέδου που προσαυξάνονται κατά μια μονάδα στις θέσεις γύρω από τις πηγές με την πρόσθεση του **χάρτη 4**. Ο πολλαπλασιασμός με τους **χάρτες 5, 6 και 7** αφαιρεί τις εκτάσεις χωρίς βλάστηση και τις περιοχές με έντονη όχληση από δρόμους και οικισμούς από τον τελικό υπολογισμό. Το αποτέλεσμα είναι ένας θεματικός χάρτης με τιμές από (0) 2-7 ο οποίος μπορεί να μετασηματιστεί σε χάρτη τιμών Δ.Κ.Ε. από (0) 1-3 (Εικόνα 28).

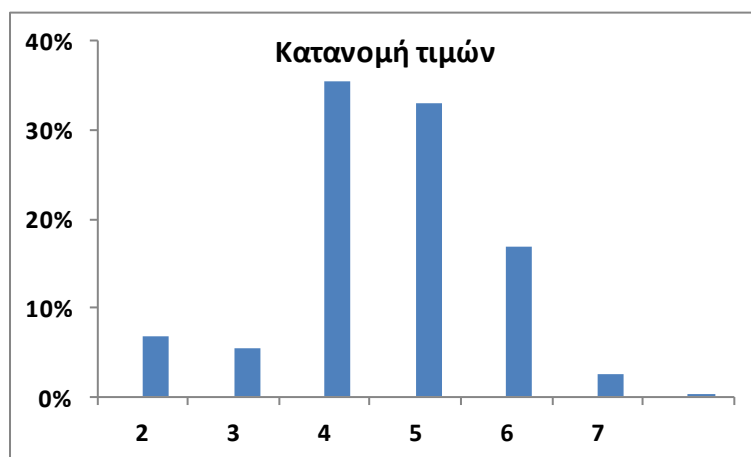


Εικόνα 28: Χωρική κατανομή των κλάσεων Δ.Κ.Ε. σύμφωνα με το σενάριο 3 στην περιοχή NATURA2000 και στην ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα. Γεωγραφικό Σύστημα Αναφοράς: WGS 84 / pseudomercator (epsg id: 3857).

Αξίζει να σημειωθεί ότι με το παραπάνω σενάριο έχουν επικαιροποιηθεί και οι θέσεις των νέων οικισμών που έχουν δημιουργηθεί μετά την περίοδο σύνταξη των χαρτών βλάστησης.

4.3.1 Περιοχή Natura 2000 (GR3000001)

Εντός της περιοχής Natura 2000, η κατανομή των κλάσεων φαίνεται στο παρακάτω διάγραμμα (Εικόνα 29):



Εικόνα 29: Αναλογία τιμών στον τελικό θεματικό χάρτη με βάση το σενάριο 3.

Η έκταση που καταλαμβάνει η κάθε κλάση, ο Δ.Κ.Ε. της κάθε κλάσης και το σύνολο του αποδεκτού πληθυσμού ελαφιών στην περιοχή διακρίνονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 13).

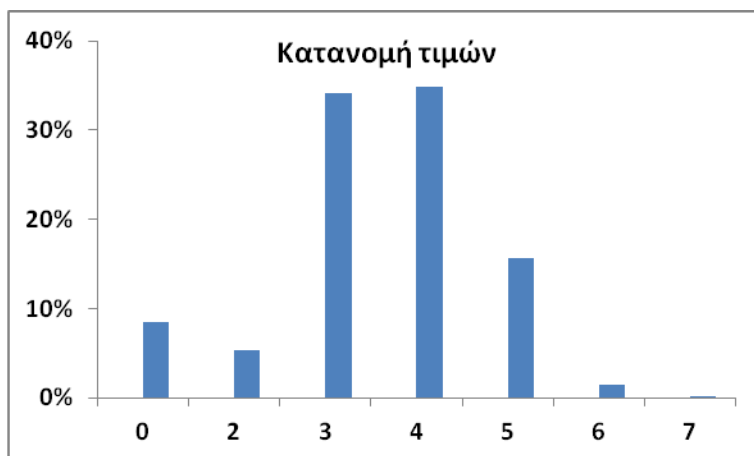
Πίνακας 13: Τελικές κλάσεις στο θεματικό επίπεδο, έκταση και ποσοστιαία αναλογία της κάθε κλάσης στην υπό μελέτη περιοχή, χαρακτηρισμός δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος (Δ.Κ.Ε.), αποδεκτή πυκνότητα ελαφιών ανά Δ.Κ.Ε. και συνολικός αριθμός ελαφιών σύμφωνα με τα αποτελέσματα που έχουν προκύψει εφαρμόζοντας το σενάριο 3.

Κλάση	Έκταση (εκτάρια)	Ποσοστιαία αναλογία	Δ.Κ.Ε	Ελάφια / 100 ha		Σύνολο	
				Ελάχιστο	Μέγιστο	Ελάχιστο	Μέγιστο
0	993.1	6.7%	0	0	0	0	0
2	821.1	5.5%	1	3	4	25	33
3	5272.5	35.5%	1	3	4	158	211
4	4887.4	32.9%	2	5	6	244	293
5	2495.4	16.8%	3	12	15	299	374
6	363.9	2.5%	3	12	15	44	55
7	9.3	0.1%	3	12	15	1	1
Σύνολο						771	967

Με το σενάριο αυτό εκτιμάται ο συνολικός αποδεκτός πληθυσμός εντός της περιοχής NATURA2000 κυμαίνεται μεταξύ **771 και 967 ατόμων**.

4.3.2 Ευρύτερη περιοχή όρους Πάρνηθα

Η εφαρμογή του σεναρίου στην ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα έδωσε τα παρακάτω αποτελέσματα:



Εικόνα 30: Αναλογία τιμών στον τελικό θεματικό χάρτη με βάση το σενάριο 3

Η έκταση που καταλαμβάνει η κάθε κλάση, ο Δ.Κ.Ε. της κάθε κλάσης και το σύνολο του αποδεκτού πληθυσμού ελαφιών στην περιοχή διακρίνονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 14).

Πίνακας 14: Τελικές κλάσεις στο θεματικό επίπεδο, έκταση και ποσοστιαία αναλογία της κάθε κλάσης στην υπό μελέτη περιοχή (ευρύτερη περιοχή όρους Πάρνηθας), χαρακτηρισμός δείκτη καταλληλότητας ενδιαιτήματος (Δ.Κ.Ε.), αποδεκτή πυκνότητα ελαφιών ανά Δ.Κ.Ε. και συνολικός αριθμός ελαφιών σύμφωνα με τα αποτελέσματα που έχουν προκύψει εφαρμόζοντας το σενάριο 3

Κλάση	Έκταση (εκτάρια)	Ποσοστιαία αναλογία	Δ.Κ.Ε.	Ελάφια / 100 ha		Σύνολο	
				Ελάχιστο	Μέγιστο	Ελάχιστο	Μέγιστο
0	2536.0	8.5%	0	0	0	0	0
2	1598.2	5.3%	1	3	4	48	64
3	10234.8	34.2%	1	3	4	307	409
4	10442.9	34.9%	2	5	6	522	627
5	4670.6	15.6%	3	12	15	560	701
6	440.9	1.5%	3	12	15	53	66
7	9.3	0.0%	3	12	15	1	1
				Σύνολο		1492	1868

Με το σενάριο αυτό εκτιμάται ο συνολικός αποδεκτός πληθυσμός της περιοχής κυμαίνεται μεταξύ **1492 και 1868 άτομα**.

4.4 Σενάριο 4 – Εκτίμηση οικολογικά ανεκτής πυκνότητας

Κατά το σενάριο αυτό χρησιμοποιήθηκαν οι προτάσεις των Putman et al. (2011) που αφορούν την οικολογικά αποδεκτή πυκνότητα πληθυσμού ανά τύπο ενδιαιτήματος. Οι μονάδες βλάστησης που περιλαμβάνονται στις κατηγορίες ενδιαιτημάτων που χρησιμοποιήθηκαν φαίνονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 15). Επίσης πρέπει να σημειωθεί ότι ελήφθη υπόψη το εύρος τιμών που παραθέτουν οι συγγραφείς και έτσι, αντίστοιχα, ο τελικός πληθυσμός εκτιμήθηκε ως εύρος αποδεκτών τιμών (Πίνακας 15).

Πίνακας 15: Εκτίμηση συνολικού αριθμού ελαφιών στην περιοχή Natura 2000 με τη μέθοδο μέγιστης οικολογικά ανεκτής πυκνότητας.

Τύπος ενδιαιτήματος	Έκταση (km ²)	Ελάφια / km ²		Εκτίμηση πληθυσμού	
		Ελάχιστο	Μέγιστο	Ελάχιστο	Μέγιστο
Γυμνό έδαφος	1,9	0	0	0	0
Δάσος πλατύφυλλων	0,1	0	0	0	0
Δάσος κωνοφόρων	87,2	4	5	349	436
Καλλιέργειες	1,7	0	0	0	0
Λιβάδι	28,4	6	7	170	198
Θαμνώνες	29,8	4	5	119	149
Σύνολο	149,1	-	-	638	784

Από την παραπάνω ανάλυση προκύπτει ότι ο μέγιστος οικολογικά ανεκτός πληθυσμός ελαφιών στην Πάρνηθα υπολογίζεται ότι κυμαίνεται από **638 έως 784** περίπου άτομα. Αξίζει επίσης να σημειωθεί ότι αυτή η μέθοδος έδωσε παραπλήσια αποτελέσματα σε σύγκριση με τα υπόλοιπα σενάρια.

Ανάλογα, με την ίδια, μεθοδολογία εκτιμήθηκε και ο μέγιστος οικολογικά ανεκτός πληθυσμός ελαφιών στην ευρύτερη περιοχή του όρους Πάρνηθα και τα αποτελέσματα δίνονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 16)

Πίνακας 16: Εκτίμηση συνολικού αριθμού ελαφιών στην ευρύτερη περιοχή όρους Πάρνηθας με τη μέθοδο μέγιστης οικολογικά ανεκτής πυκνότητας.

Τύπος ενδιαιτήματος	έκταση	ελάφια / km ²		εκτίμηση πληθυσμού	
		Ελάχιστο	Μέγιστο	Ελάχιστο	Μέγιστο
Γυμνό έδαφος	5,4	0	0	0	0
Δάσος πλατύφυλλων	0,1	0	0	0	0
Δάσος κωνοφόρων	193,4	4	5	774	967
Καλλιέργειες	9,9	0	0	0	0
Λιβάδι	32,5	6	7	195	228
Θαμνώνες	58,0	4	5	232	290
Σύνολο	299,33			1201	1485

Από την παραπάνω ανάλυση προκύπτει ότι ο μέγιστος οικολογικά ανεκτός πληθυσμός ελαφιών στο όρος Πάρνηθα υπολογίζεται ότι κυμαίνεται από **1201 έως 1485** περίπου άτομα. Αξίζει επίσης να σημειωθεί ότι οι μέγιστες τιμές πληθυσμού που εκτιμούνται με αυτό το σενάριο συμπίπτουν με τις ελάχιστες τιμές που εκτιμώνται από τα άλλα σενάρια.

4.5 Περιορισμοί της ανάλυσης

Βασικά δεδομένα για την εκτίμηση του ΔΚΕ είναι η χαρτογραφική αποτύπωση των μονάδων βλάστησης. Αν και πραγματοποιήθηκαν διορθώσεις όσον αφορά τη θεματική πληροφορία και την οριοθέτηση των μονάδων βλάστησης, δεν παύει να υπάρχουν σφάλματα και γενικεύσεις. Η χαρτογράφηση της βλάστησης αποτυπώνει τη στατική κατάσταση από την περίοδο λήψης των αεροφωτογραφιών πάνω στις οποίες βασίστηκε η φωτοερμηνεία και η σύνταξη των ορθοφωτοχαρτών. Ανάλογα με την περιοχή, μπορεί να έχουν περάσει έως και περισσότερα από 30 έτη από την ημερομηνία λήψης των εικόνων, γεγονός που καθιστά πιθανή την παράλειψη σημαντικών αλλαγών της βλάστησης, τόσο σε επίπεδο σύνθεσης, όσο και σε επίπεδο της φυτοκάλυψης. Πρέπει να υπογραμμίσουμε ότι η βλάστηση είναι ένα δυναμικό φαινόμενο και είναι πιθανό στο μεσοδιάστημα η πραγματική κατάσταση της βλάστησης να έχει αλλάξει, και άρα οι εκτιμήσεις μας να χρειάζονται αναθεώρηση για τα νέα δεδομένα τα οποία δυστυχώς δεν είναι διαθέσιμα. Επίσης, η σύνταξη των ορθοφωτοχαρτών δασικής βλάστησης εξυπηρετούσε καθαρά δασοπονικούς σκοπούς και έχει δοθεί μικρότερη σημασία στην αναγνώριση και περιγραφή μονάδων βλάστησης όπως τα λιβάδια. Για παράδειγμα, είναι χαρακτηριστικό ότι τα φρυγανικά οικοσυστήματα, ιδιαίτερα εκείνα με σχετικά αραιή κάλυψη έχουν χαρτογραφηθεί ως “λιβάδια”. Αυτό οδήγησε υποχρεωτικά σε γενίκευση και αποδοχή λιγότερων κλάσεων ΔΚΕ από τις επιθυμητές.

Στα δεδομένα αυτά λάβαμε σαφώς υπόψη μας την περίμετρο της μεγάλης δασικής πυρκαγιάς του 2007 που είχε ως συνέπεια τη δημιουργία μιας μεγάλης ανοικτής έκτασης όπου το δάσος βρίσκεται σε φάση αναγέννησης. Παρόλο που ολόκληρη η έκταση (πλην των περιοχών αναδάσωσης) χαρακτηρίστηκε ως «λιβάδι», όμως δεν αποκλείεται κατά θέσεις να επικρατούν πλέον διαφορετικοί τύποι βλάστησης. Αν λάβουμε υπόψη το μέγεθος της καμένης έκτασης, δεν αποκλείεται αυτές οι αλλαγές να συνδυάζονται και με σημαντικές αλλαγές στη συνολική εξάπλωση των τύπων βλάστησης. Επίσης σε βάθος χρόνου αυτή η έκταση είναι πιθανόν να ξαναγίνει δάσος, οπότε και θα χρειάζεται επανυπολογισμός του αποδεκτού πληθυσμού των ελαφιών.

Η ανάλυση μας περιορίστηκε στα όρια του όρους Πάρνηθας. Δεδομένου ότι τα ελάφια μπορεί να κινούνται και να χρησιμοποιούν και ενδιαιτήματα εκτός των ορίων αυτών, θα μπορούσε κανείς να ισχυριστεί ότι ο συνολικός αποδεκτός πληθυσμός θα μπορούσε να είναι μεγαλύτερος.

Επίσης στις αναλύσεις μας λάβαμε υπόψη μόνο τα δεδομένα της βλάστησης και του τοπίου (πηγές νερού, τοπογραφία, δρόμοι) και όχι τις πιθανές διαχειριστικές πρακτικές που μπορεί να έχουν

σημαντικές επιπτώσεις στην εκτίμηση της ανεκτής πυκνότητας. Ιδιαίτερης σημασίας είναι η πιθανή πρακτική της προσφοράς συμπληρωματικής τροφής η οποία ευνοεί την ύπαρξη και συντήρηση μεγαλύτερων πυκνοτήτων ελαφιών από ότι η φυσική βλάστηση από μόνη της (Putman & Staines 2004). Η προσφορά συμπληρωματικής τροφής μειώνει τη θνησιμότητα του πληθυσμού, αλλά και της αρνητικές επιπτώσεις των ελαφιών στα οικοσυστήματα (Putman & Staines 2004). Από την άλλη μεριά, έχει αρνητικές συνέπειες τοπικά εξαιτίας της συγκέντρωσης μεγάλου τμήματος του πληθυσμού χωρικά κοντά στις θέσεις παροχής συμπληρωματικής τροφής (ταΐστρες), και την υπερβολική εξοικείωση του ελαφιού με τον άνθρωπο.

Επίσης στην ανάλυσή μας εστιάσαμε αποκλειστικά στον πληθυσμό του κόκκινου ελαφιού που αποτελεί το κυρίαρχο είδος οπληφόρων θηλαστικών στην περιοχή. Με βάση τα μέχρι στιγμής δεδομένα, τα άλλα είδη οπληφόρων θηλαστικών, όπως ο κρητικός αίγαγρος (*Capra aegagrus cretica*) και το ζαρκάδι (*Capreolus capreolus*), τα οποία ανταγωνίζονται το ελάφι για τροφή εμφανίζουν μικρά πληθυσμιακά μεγέθη. Σε συνθήκες κορεσμού και εφόσον θεωρείται επιθυμητή η συνύπαρξη των τριών ειδών θα πρέπει η αποδεκτή πυκνότητα ελαφιών να μειωθεί περαιτέρω λαμβάνοντας υπόψη τις οικολογικές απαιτήσεις και αυτών των ειδών. Η αναλογία που συνήθως χρησιμοποιείται σε αυτές τις περιπτώσεις είναι ότι οι πόροι που απαιτεί ένα ελάφι αρκούν για δύο ζαρκάδια ή εναλλακτικά για δυο αίγαγρους (δηλαδή η ύπαρξη ενός πληθυσμού 100 ζαρκαδιών απαιτεί πόρους όσο περίπου 50 ελάφια, και άρα απαιτείται κατ' αναλογία η μείωση της αποδεκτής πυκνότητας ελαφιών). Από την άποψη του ανταγωνισμού πρέπει να σημειωθεί ότι το ελάφι φαίνεται να υπερτερεί αυτών των ειδών, και ως εκ τούτου ο πληθυσμός των ελαφιών λειτουργεί αποτρεπτικά στην εγκατάσταση ανταγωνιστικού πληθυσμού ζαρκαδιών. Αντίθετα, οι αίγαγροι φαίνονται να έχουν διαφοροποιημένη οικοθέση προτιμώντας πιο απόκρημνες πλαγιές με μεγαλύτερο ποσοστό βράχων και πιο ανοικτές διαπλάσεις από ότι τα ελάφια. Τα ζαρκάδια και τα πλατάνια που απαντούν στην περιοχή αριθμούν μερικά ή λίγες δεκάδες άτομα, ενώ ο πληθυσμός του κρητικού αίγαγρου αριθμεί μερικές δεκάδες άτομα (Λατσούδης & Kret 2009). Θεωρείται απίθανο ένας τόσο μικρός αριθμός μπορεί να δράσει ανταγωνιστικά στον πληθυσμό των ελαφιών στην παρούσα φάση. Από την άλλη μεριά παραμένει άγνωστος ο πραγματικός αριθμός οικόσιτων μηρυκαστικών που ενδεχομένως χρησιμοποιούν την περιοχή ως βοσκότοπο, δρώντας κατά αυτόν τον τρόπο ανταγωνιστικά προς τον πληθυσμό του ελαφιού για πλήθος θέσεων και ενδιαιτημάτων. Με τη συνεκτίμηση των αναγκών των οικόσιτων μηρυκαστικών αναμένεται να μειωθεί περαιτέρω η εκτίμηση του συνολικού αριθμού ελαφιών.

Οι περιορισμοί σε χρόνο και κεφάλαιο απέτρεψαν τη συλλογή στοιχείων πεδίου και τις συστηματικές επισκέψεις στην περιοχή, γεγονός που θα βοηθούσε σε πιο εμπεριστατωμένη ανάλυση όσον αφορά την αποδεκτή πυκνότητα πληθυσμού του ελαφιού. Παράλληλα, η έλλειψη ακριβούς καταμέτρησης του υφιστάμενου πληθυσμού ελαφιών, αλλά και η έλλειψη συστηματικής μελέτης της συμπεριφοράς των ελαφιών στην περιοχή και ταυτόχρονα της πίεσης που ενδεχομένως ασκεί ο πληθυσμός τους στη βλάστηση (-εφόσον ασκείται-) αποτρέπει την ορθότερη παραμετροποίηση του συγκεκριμένου μοντέλου και τον περαιτέρω έλεγχο των αποτελεσμάτων.

5 Διαχειριστικές εναλλακτικές δράσεις για τα ελάφια της Πάρνηθας

Η διαχείριση των ελαφιών πρέπει να γίνεται σε συνδυασμό με τη διαχείριση των τύπων οικοτόπων και της χλωρίδας. Η διαχείρισή τους γίνεται συνήθως με διαφορετικούς στόχους και πρακτικές. Ακόμα και οι κλίμακες είναι διαφορετικές, καθώς η διαχείριση των πληθυσμών του ελαφιού αλλά και η εκτίμηση της πυκνότητάς τους συνήθως πραγματοποιείται σε περιφερειακό επίπεδο, ενώ η διαχείριση του δάσους λειτουργεί σε τοπικό επίπεδο. Η αποτελεσματικότερη διαχείριση θα πρέπει να λαμβάνει υπόψη και τα δύο ταυτόχρονα και να επιδιώκει τη σύνδεση της έρευνας με τη διαχείριση μέσω αναθεώρησης των διαχειριστικών πρακτικών, με την ενσωμάτωση των αποτελεσμάτων της έρευνας. Τέτοιες προσεγγίσεις τονίζουν τη σημασία της διαχείρισης των ελαφιών ως μέρος ενός πολύπλοκου οικοσυστήματος (Côté et al. 2004).

5.1 Διαχειριστικές εναλλακτικές για τη ρύθμιση του πληθυσμιακού μεγέθους

Αν θεωρήσουμε ότι η πυκνότητα των ελαφιών είναι αρκετά υψηλή ώστε να προκαλεί προβλήματα στη φυσική αναγέννηση του δάσους ή σε άλλα είδη, τότε υπάρχει η δυνατότητα να χρησιμοποιηθούν μια σειρά από τεχνικές για να διαχειριστεί κανείς τον υπερπληθυσμό των ελαφιών, ή για να μειώσει τις επιπτώσεις τους στα οικοσυστήματα (Walter et al. 2011). Οι τεχνικές αυτές μπορούν να διακριθούν σε θανατηφόρες και μη θανατηφόρες, οι οποίες έχουν ήδη χρησιμοποιηθεί για τον έλεγχο των πληθυσμών του ελαφιού, όπως θανάτωση, έλεγχος γονιμότητας και μετεγκατάσταση (Baker et al. 1999, Frair et al. 2007). Το κόστος και η αποτελεσματικότητα των θανατηφόρων τεχνικών διαφέρει από μέθοδο σε μέθοδο, αλλά έχουν το πλεονέκτημα ότι μειώνουν άμεσα τον πληθυσμό, ενώ οι μη-θανατηφόρες τεχνικές δρουν σε μεγαλύτερο βάθος χρόνου. Σε πολλές περιπτώσεις θανατηφόρες τεχνικές εφαρμόστηκαν αρχικά για μια ταχεία μείωση του πληθυσμού, ενώ ακολούθως άλλες μη-θανατηφόρες τεχνικές εφαρμόστηκαν για να διαχειριστούν το πληθυσμό σε βάθος χρόνου.

Οι θανατηφόρες τεχνικές περιλαμβάνουν θανάτωση από θηρευτές, από κυνηγούς, από ελεύθερους σκοπευτές, από δηλητήρια ή μετά από παγίδευση. Στο εθνικό πάρκο Yellowstone η απουσία θηρευτών οδήγησε σε υπεραφθονία ελαφιών και αυτό οδήγησε σε υπερβόσκηση και κατά συνέπεια σε μείωση των πληθυσμών και της αναγέννησης των ειδών ιτιάς (*Salix* spp.) και λεύκης (*Populus* spp.) σε σημείο που αντιμετώπιζαν σημαντικό πρόβλημα. Το χειμώνα 1995/1996 οι διαχειριστές του πάρκου αποφάσισαν την επανεισαγωγή ενός θηρευτή που είχε εξαφανιστεί προ πολλού από την περιοχή, του λύκου, με σκοπό να ελέγξει τα ελάφια. Η επανεγκατάσταση των λύκων φαίνεται όντως να επηρέασε τον πληθυσμό των ελαφιών, και σε ορισμένες περιοχές, οι ιτιές και οι λεύκες επανέκαμψαν, ενώ σε άλλες όχι (Ripple & Beschta 2012). Παράλληλα, η μείωση του πληθυσμού των ελαφιών φαίνεται να ευνόησε την ανάπτυξη των πληθυσμών των ανταγωνιστικών ειδών, όπως του κάστορα (*Caster canadensis*) και του βίσωνα (*Bison bison*), η οποία αύξηση με τη σειρά της φαίνεται να επηρέασε άλλα μέρη του οικοσυστήματος ακόμη και τις διατροφικές συνήθειες και τον πληθυσμό των αρκούδων (*Ursus arctos*) (Ripple et al. 2014). Η εμπειρία αυτή έδειξε ότι η επανεγκατάσταση ενός είδους θηρευτή έχει υψηλό κόστος και μπορεί να επιτυγχάνει τον αρχικό της στόχο, αλλά έχει και άλλες παράπλευρες συνέπειες σε ένα πολύπλοκο και αλληλένδετο σύστημα όπως είναι το οικοσύστημα που είναι δύσκολο να προβλεφθούν.

Το κυνήγι είναι ο πλέον διαδεδομένος τρόπος εσκεμμένης θανάτωσης ελαφιών. Οι περισσότεροι διαχειριστές άγριας ζωής θεωρούν το ελεγχόμενο κυνήγι ως την πιο οικονομικά αποτελεσματική μέθοδο για τον έλεγχο των ελαφιών σε εκτεταμένες περιοχές (Brown et al. 2000). Από την άποψη της οικονομίας το κόστος το επωμίζονται οι κυνηγοί, οι οποίοι συνήθως πληρώνουν και για την άδεια να συμμετάσχουν. Αλλά, οι κυνηγοί σπάνια επικεντρώνονται σε νεαρά ζώα ή κυνηγούν

καθόλη τη διάρκεια του έτους, όπως κάνουν άλλοι θηρευτές, και άρα, η αποτελεσματικότητα των κυνηγών ως μηχανισμού ελέγχου του πληθυσμού των ελαφιών είναι περιορισμένη. Οι κυνηγοί που συνήθως σκοτώνουν αρσενικά ελάφια με μεγάλα κέρατα που είναι στο ζενίθ της αναπαραγωγικής τους ικανότητας, μπορεί να προκαλέσουν δυσανάλογα μεγάλη ζημιά προκαλώντας ιδιαίτερα μεγάλη στρέβλωση της αναλογίας φύλου στον πληθυσμό. Η μέθοδος αυτή έχει ήδη χρησιμοποιηθεί ως μέσο ελέγχου πληθυσμών ελαφιού, αλλά στα μειονεκτήματά του είναι ότι παραμένει μη δημοφιλής επιλογή για μεγάλο μέρος της κοινωνίας και συχνά οδηγεί σε αντιπαραθέσεις. Επίσης, απαιτεί αυστηρό και αποτελεσματικό έλεγχο της λαθροθηρίας, η οποία θα μπορούσε να οδηγήσει είτε σε υπέρμετρη μείωση του πληθυσμού είτε σε σημαντικές απώλειες άλλων ειδών που δεν επιτρέπεται να αποτελούν στόχο κυνηγών.

Σε αστικά και περιαστικά δάση ή σε προστατευόμενες περιοχές όπου απαγορεύεται το κυνήγι, οι διαχειριστές της άγριας ζωής προχώρησαν σε θανάτωση των ζώων με χρήση είτε ελεύθερων σκοπευτών, είτε δηλητηρίου για τον έλεγχο των πληθυσμών διαφόρων ειδών συμπεριλαμβανομένων των ελαφιών. Σε αντίθεση με το κυνήγι, το κόστος της δράσης αυτής το επωμίζεται ο φορέας είναι αρμόδιος για την άγρια ζωή, αλλά ως μέθοδος έχει πιο ελεγχόμενα αποτελέσματα και συναντά λιγότερες κοινωνικές αντιδράσεις.

Η σύλληψη και η μετεγκατάσταση ελαφιών σε μια άλλη περιοχή αποτελεί μια μη-θανατηφόρα επιλογή που άμεσα μειώνει την πληθυσμιακή πυκνότητα των ελαφιών και που χαίρει ευρείας κοινωνικής αποδοχής. Έχει χρησιμοποιηθεί κατ' επανάληψη στο παρελθόν κυρίως με στόχο τη δημιουργία νέων πληθυσμών και λιγότερο για τον έλεγχο του "μητρικού" πληθυσμού, για αυτό άλλωστε και οι οδηγίες του IUCN για την μετεγκατάσταση ζωντανών οργανισμών εστιάζουν στην επιλογή του τόπου που θα οδηγηθούν τα μεταφερόμενα ζώα καθώς και στην παρακολούθηση του τι θα συμβεί στην περιοχή αυτή μετά την εγκατάσταση (IUCN 1987, IUCN 2013). Άλλωστε και ένα τμήμα του σημερινού πληθυσμού της Πάρνηθας προήλθε από μετεγκατάσταση ατόμων από άλλους πιο βόρειους πληθυσμούς. Στα μειονεκτήματα της μεθόδου αυτής αναφέρεται ότι η μετεγκατάσταση ελαφιών είναι μια σχετικά ακριβή λύση, και έχουν καταγραφεί περιστατικά όπου ελάφια που μετακινήθηκαν δεν παρέμειναν στο χώρο που απελευθερώθηκαν ή αντιμετώπισαν υψηλή θνησιμότητα με αποτέλεσμα να αποτύχει η μετεγκατάσταση (McCullough et al. 1997, Beringer et al. 2002).

Γενικώς πρέπει να αναφέρουμε πως στην Ελλάδα δεν υπάρχει κανένας αξιόλογος πληθυσμός κόκκινου ελαφιού σε ελεύθερη κατάσταση πλην του συγκεκριμένου στο όρος Πάρνηθα, αφού οι άλλοι δύο (Ροδόπη και Ελεγχόμενη Κυνηγετική Περιοχή Κόζιακα) αριθμούν ελάχιστα άτομα (Ραφαίλοπου 2010). Από την άλλη μεριά, εκφράζεται ολοένα και συχνότερα το ενδιαφέρον για τη δημιουργία νέων πληθυσμών ελαφιών σε διάφορα μέρη της Ελλάδας, αρκετά από τα οποία φαίνεται ότι διαθέτουν εκ πρώτης όψεως τα κατάλληλα ενδιαιτήματα. Ορισμένες μάλιστα από τις περιοχές αυτές βρίσκονται κάτω από ειδικό καθεστώς προστασίας (π.χ. Ελεγχόμενη Κυνηγετική Περιοχή Παρνασσίδας και Εθνικά Πάρκα με Φορείς διαχείρισης), γεγονός που θα μπορούσε να εγγυηθεί την επιτυχία του δύσκολου εγχειρήματος της δημιουργίας νέων πληθυσμών ελαφιού. Έχοντας υπόψη τα τελευταία επιστημονικά δεδομένα βάση των οποίων το μεγαλύτερο τμήμα του πληθυσμού του ελαφιού της Πάρνηθας ανήκει σε ένα διαφορετικό γενετικό απόθεμα (Karaïskou et al 2014) θεωρείται αναμενόμενο ότι μία από τις διαχειριστικές πρακτικές για την εξασφάλιση της επιβίωσης αυτού του γενετικά μοναδικού ελαφιού θα είναι η δημιουργία θυγατρικών πληθυσμών σε άλλα μέρη με ιδρυτές άτομα από τον πληθυσμό της Πάρνηθας. Κατά συνέπεια είναι πολύ πιθανό ότι σύντομα θα υπάρξουν τέτοιες προτάσεις, οπότε η μεταφορά ελαφιών σε άλλα μέρη (ως άτομα ιδρυτές νέων πληθυσμών) στο πλαίσιο της εξασφάλισης της επιβίωσης του ελαφιού της Πάρνηθας ως διαφορετικό γενετικό απόθεμα θα μπορούσε αρχικά να συνδυαστεί με ένα χρήσιμο τρόπο μείωσης των ελαφιών της Πάρνηθας, ειδικά σε περίπτωση που, έπειτα από ακριβείς πληθυσμιακές μετρήσεις, ο πληθυσμός του ξεπερνά τη φέρουσα ικανότητα, ή που, με βάση ακριβείς επιστημονικές μελέτες, ο πληθυσμός του ελαφιού έχει αυξηθεί τόσο πολύ που τελικά αποδεδειγμένα προκαλεί σοβαρά προβλήματα στη βλάστηση.

Ο έλεγχος της γονιμότητας των ελαφιών προσφέρει μια πιθανή εναλλακτική λύση στις παραδοσιακές μεθόδους για την ρύθμιση του πληθυσμού των ελαφιών. Τεχνικές που μπορούν να χρησιμοποιηθούν προς αυτή την κατεύθυνση είναι τα αντισυλληπτικά, οι ενδομήτριες συσκευές ή ακόμη και η χειρουργική στείρωση (Shideler 2000, Conner et al.2007). Η ιδέα του ελέγχου γονιμότητας ως μέσου ρύθμισης των πληθυσμών ανάγεται στα μέσα του 20ου αιώνα (Knipling 1959) και αρκετή σχετική έρευνα έχει γίνει για τις διάφορες εναλλακτικές πρακτικές. Στο πεδίο των αντισυλληπτικών έχουν γίνει δοκιμές με αντισυλληπτικά που μπορούν να δοθούν στα ελάφια με μια ένεση ή μέσω της τροφής τους. Έρευνες με ουσίες ανταγωνιστές της ορμόνης που απελευθερώνει την γοναδοτροπίνη (GnRH) έδωσαν ενθαρρυντικά αποτελέσματα σε πληθυσμούς άγριων ελαφιών (Baker et al.2001, Conner et.al 2007), αλλά τα αποτελέσματα περιορίζονταν σε μία μόνο αναπαραγωγική περίοδο και άρα πρέπει να επαναλαμβάνονται στο χρόνο. Επίσης στις ΗΠΑ εγκρίθηκε η χρήση εμβολίου που μειώνει τη γονιμότητα ελαφιών σε αιχμαλωσία, αλλά η αποτελεσματικότητά του σε άγρια ελάφια παραμένει άγνωστη (Killian et al. 2009). Αυτές οι τεχνικές μέχρι σήμερα δεν έχουν εφαρμοστεί στη διαχείριση πραγματικών πληθυσμών παρά μόνο σε ερευνητικό πειραματικό επίπεδο, και άρα η αποτελεσματικότητά τους παραμένει ασαφής.

5.2 Διαχειριστικές εναλλακτικές για την αντιμετώπιση τοπικά εστιασμένων προβλημάτων

Αν οι αρνητικές επιπτώσεις από την παρουσία ελαφιών είναι σε πιο τοπικό επίπεδο, π.χ. λόγω συγκέντρωσης των ελαφιών σε μια μικρή περιοχή ή λόγω παρουσίας κάποιου πόρου που χρήζει προστασίας από τα ελάφια, τότε ο έλεγχος του συνολικού πληθυσμού δεν ενδείκνυται και θα πρέπει να χρησιμοποιηθούν πιο εστιασμένες τοπικές λύσεις. Ως τέτοιες λύσεις νοούνται η περίφραξη και η χρήση χημικών ουσιών που απωθούν τα ελάφια.

Σε τοπικό επίπεδο, είναι δυνατό να αποκλείσουμε τη δράση των ελαφιών με χρήση φρακτών ή άλλων τεχνικών. Οι φράχτες αυτοί μπορεί να λειτουργήσουν είτε ως φυσικό εμπόδιο στο ελάφι, είτε ως ψυχολογικό εμπόδιο που θα απωθεί το ελάφι. Νέα δενδρύλλια μπορούν να προφυλαχτούν αποτελεσματικά από τα ελάφια εάν προφυλάξουμε καθένα ξεχωριστά με πλαστικούς σωλήνες ή με συρμάτινη περίφραξη, αλλά μια τέτοια λύση είναι δαπανηρή, και άρα η χρήση της μπορεί να είναι μόνο περιορισμένη και συνήθως παρατηρείται σε καλλιέργειες μεγάλης οικονομικής αξίας (Vercauteren et al. 2006). Συμβατικοί φράχτες από σύρμα ή πλαστικό έχουν χρησιμοποιηθεί σε πολλές περιοχές για να περιορίσουν, αποκλείσουν ή κατευθύνουν τα ελάφια, με ποικίλα αποτελέσματα. Στις περισσότερες περιπτώσεις έχουν το επιθυμητό αποτέλεσμα αλλά έχουν καταγραφεί πολλά περιστατικά όπου τα ελάφια έχουν υπερκεράσει αυτό το φραγμό. Οι ηλεκτροφόροι φράχτες είναι μια ακόμη εναλλακτική λύση, λειτουργούν όχι μόνο ως φυσικός φραγμός, αλλά και ως ψυχολογικό εμπόδιο αφού μια δυσάρεστη εμπειρία από τον ηλεκτρισμό εκπαιδεύει τα ελάφια να αποφεύγουν τη συγκεκριμένη υποδομή (Hygnstrom & Craven 1988).

Μια άλλη εναλλακτική πρακτική είναι η χρήση απωθητικών τα οποία είναι μη-θανατηφόρες χημικές ουσίες που θεωρητικά μειώνουν την ελκυστικότητα ενός φυτού και έτσι αποτρέπουν τη βόσκηση από τα ελάφια. Τα απωθητικά των ελαφιών γενικά κατηγοριοποιούνται σε τρεις ομάδες ανάλογα αν δρουν με την οσμή, επαφή ή συστηματικά. Τα απωθητικά που στηρίζονται στην οσμή απωθούν τα ελάφια από μια περιοχή χρησιμοποιώντας είτε ιστούς ζώων (αίμα, χαλασμένα αυγά), είτε οσμές θηρευτών (π.χ. ούρα, Baker et al. 1999, Kimball & Nolte 2006), αν και για την επιτυχία της τελευταίας τεχνικής πρέπει να επιλεγεί θηρευτής γνωστός στον πληθυσμό των ελαφιών (π.χ. τα ελάφια της Πάρνηθας είναι άγνωστο αν θα αντιδράσουν σε οσμή λύκου, αφού δεν έχουν έρθει σε επαφή με λύκους). Τα απωθητικά που στηρίζονται στην επαφή τοποθετούνται πάνω στα φυτά στόχους και μειώνουν τη γευστικότητα του φυτού ή προκαλούν αρνητικές συνέπειες (π.χ. δυσπεψία) μετά την κατάποση (εκπαιδεύουν τα ζώα να αποστρέφονται τα φυτά στόχους). Τέτοιο απωθητικό είναι η ουσία καψαϊκίνη που είναι φυτικό προϊόν (από καυτερές πιπεριές) και προκαλεί έντονη αίσθηση καψίματος (Baker et al. 1999). Τέλος, τα συστηματικά απωθητικά απορροφούνται από το ίδιο το φυτό και συσσωρεύονται στους ιστούς του και έτσι λαμβανόμενα από τα ελάφια με

τη βόσκηση προκαλούν αρνητικές αντιδράσεις στα ελάφια, ώστε αυτά να εκπαιδευτούν να αποφεύγουν τέτοιες ουσίες και κατά συνέπεια και τα ίδια τα φυτά (Conover 2001). Πρέπει να σημειωθεί ότι η δραστηριότητα των χημικών αυτών ουσιών εξασθενεί με το χρόνο και απαιτείται επαναληπτική τοποθέτησή τους για να υπάρχει συνεχιζόμενη αποτελεσματικότητα. Η επίδραση τέτοιων ουσιών επίσης εξασθενεί με τις βροχοπτώσεις και με το βαθμό πείνας των ελαφιών (Andelt et al.1992). Ανακλαστήρες (Bruinderink & Hazebroek 1996) και συσκευές ήχου (Bomford & O'Brien 1990) φαίνεται να είναι αναποτελεσματικά στην αποτροπή ελαφιών για μεγάλες χρονικές περιόδους. Τέτοιες τεχνικές όμως μπορεί να επιτρέψουν σε ένα μεγαλύτερο ποσοστό των νέων δενδρυλλίων να μη βοσκηθούν από τα ελάφια, και ταυτόχρονα να μην επηρεάσουν αρνητικά τα ίδια τα ελάφια.

5.3 Γενικές οδηγίες για τη μετεγκατάσταση.

Η μετεγκατάσταση είναι ένα αποτελεσματικό εργαλείο για τη βιολογία της διατήρησης αλλά για τη χρήση του χρειάζεται προσεκτικός σχεδιασμός και εφαρμογή (IUCN 1987, IUCN 2013).

Αρχικά απαιτείται μια μελέτη σκοπιμότητας θα πρέπει να περιλαμβάνει ανάλυση των οφελών διατήρησης αλλά και του κόστους (οικονομικού και βιολογικού) της μετεγκατάστασης. Οι κίνδυνοι σε μια μετεγκατάσταση είναι πολλαπλοί, και αφορούν τόσο στα ελάφια, όσο και στις βιοκοινότητες τους και τις οικοσυστημικές λειτουργίες στις περιοχές προέλευσης και προορισμού. Κάθε προτεινόμενη μετεγκατάσταση θα πρέπει να αποφασίζεται μετά από μια συνολική εκτίμηση των κινδύνων. Όταν ο κίνδυνος είναι υψηλός ή η αβεβαιότητα παραμένει σχετικά με τους κινδύνους και τις επιπτώσεις τους, η μετεγκατάσταση δεν πρέπει να προχωρήσει.

Οποιαδήποτε μετεγκατάσταση θα επηρεάσει και θα επηρεαστεί από κοινωνικούς, οικονομικούς και πολιτικούς παράγοντες, οι οποίοι πρέπει να λαμβάνονται υπόψη τόσο στο σχεδιασμό όσο και στην εφαρμογή της μετεγκατάστασης αφού θα κρίνουν καθοριστικά και την επιτυχία της όλης επιχείρησης. Οι τοπικές κοινωνίες μέσα ή γύρω από μια περιοχή απελευθέρωσης θα έχουν νόμιμα συμφέροντα σε οποιαδήποτε μετεγκατάσταση. Τα συμφέροντα αυτά είναι ποικίλα, και μπορεί να είναι ακραία ακόμη και αντικρουόμενα. Κατά συνέπεια, ο σχεδιασμός θα πρέπει να λάβει υπόψη τις κοινωνικοοικονομικές συνθήκες, τη στάση και τις αξίες της τοπικής κοινωνίας, τα κίνητρα και τις προσδοκίες της, καθώς και το αναμενόμενο κόστος και τα οφέλη της.

Στο βιολογικό επίπεδο, ο σχεδιασμός και εφαρμογή οποιαδήποτε μετεγκατάστασης θα πρέπει να περιλαμβάνει τη συλλογή βασικών πληροφοριών πριν από τη μετακίνηση, αλλά και την παρακολούθηση του μετεγκαταστημένου πληθυσμού και των απειλών που αντιμετωπίζει κατά την εφαρμογή και διαχείριση της μετεγκατάστασης.

Η επιλογή περιοχών που θα μεταφερθούν τα άτομα είναι ιδιαίτερος κρίσιμη για την επιτυχία του όλου εγχειρήματος. Η μετεγκατάσταση των οργανισμών σε περιοχές εκτός της φυσικής τους εξάπλωσης πρέπει να αποφεύγεται λόγω των πολλών παραδειγμάτων αρνητικών επιπτώσεων που ακολούθησαν τέτοιες μετεγκαταστάσεις. Οι κατάλληλες περιοχές προορισμοί θα πρέπει να είναι σε θέση να συντηρήσουν ένα βιώσιμο πληθυσμό ελαφιών (και καλό κριτήριο για αυτό είναι τόσο η διαθεσιμότητα επαρκούς ενδιαιτήματος πάνω από 10-20 km² δασικών εκτάσεων, όσο και η προηγούμενη ιστορική εμφάνιση των ελαφιών στη συγκεκριμένη περιοχή).

Η επιλογή των ατόμων που θα μετακινηθούν θα πρέπει να λάβει υπόψη τη γενετική προέλευση, τη μορφολογία, τη φυσιολογία και τη συμπεριφορά των ατόμων που αξιολογούνται κατά περίπτωση μέσω της σύγκρισης με τον τυχόν εναπομείναντα πληθυσμό στην περιοχή προορισμού, ώστε οι πληθυσμοί που αναμειγνύονται να μη αντιμετωπίσουν γενετικές ασυμβατότητες. Η επιλογή των ατόμων που θα μετακινηθούν θα πρέπει να στοχεύει στην παροχή επαρκούς γενετικής ποικιλότητας. Όσο πιο κοντά, ή πιο οικολογικά παραπλήσιος είναι ο προορισμός με την περιοχή προέλευσης, τόσο αυξάνει η πιθανότητα επιτυχίας της μετεγκατάστασης. Γενετική εκτίμηση των ατόμων που θα μετακινηθούν θα πρέπει να πραγματοποιείται για κάθε συγκεκριμένη περίπτωση μετεγκατάστασης. Αν μια μετεγκατάσταση ξεκινάει με μια ευρεία γενετική βάση (υψηλή γενετική

ποικιλότητα), και ένα αρκετά μεγάλο αριθμό ατόμων, τότε η επακόλουθη θνησιμότητα θα μπορούσε να είναι σε αποδεκτά επίπεδα (αλλά πάντως θα πρέπει να παρακολουθείται). Επίσης, ελάφια που έχουν ζήσει σε περιβάλλον χωρίς θηρευτές και έχουν εξοικειωθεί με την ανθρώπινη παρουσία (λόγω έλλειψης θήρας, αλλά και λόγω προσφοράς τροφής από επισκέπτες) έχουν την τάση να έρχονται σε πιο συχνή επαφή με ανθρώπινες εγκαταστάσεις και υποδομές και προκαλούν συχνότερα ζημιές σε καλλιέργειες και αυτοκινητιστικά ατυχήματα.

Σε κάθε περίπτωση, η οποιαδήποτε απόπειρα μετεγκατάστασης θα πρέπει να τηρεί τα διεθνώς αποδεκτά πρότυπα για την καλή μεταχείριση των ζώων, και θα πρέπει να συμμορφώνεται με τις νομικές προβλέψεις τόσο στην πηγή όσο και στον προορισμό. Θα πρέπει να καταβληθεί κάθε δυνατή προσπάθεια για να μειώσουν το στρες και την ταλαιπωρία των ζώων. Το στρες στην μετεγκατάσταση μπορεί να συμβεί κατά τη διάρκεια της σύλληψης, το χειρισμό, και τη μεταφορά.

Επίσης απαιτείται να γίνει έλεγχος για την υγεία των ζώων, ώστε να αποφευχθεί η μεταφορά παθογόνων μικροοργανισμών, παρασίτων και ασθενειών. Το στάδιο αυτό είναι σημαντικό, τόσο για να μεγιστοποιηθεί η υγεία του μετακινούμενου ατόμου όσο και κυρίως για να ελαχιστοποιηθεί ο κίνδυνος της εισαγωγής ενός νέου παθογόνου στην περιοχή προορισμού.

Μετά την μετεγκατάσταση απαιτείται η παρακολούθηση του νέου πληθυσμού τόσο για την πορεία του ίδιου του πληθυσμού όσο και για πιθανές επιπτώσεις στο οικοσύστημα της περιοχής προορισμού. Επίσης έχουν καταγραφεί πολλές περιπτώσεις μετακίνησης των ελαφιών από την περιοχή που απελευθερώθηκαν σε άλλες περιοχές και ενίοτε ζημιές σε γειτονικές καλλιέργειες. Οπότε το πρόγραμμα παρακολούθησης θα πρέπει να εντοπίζει εγκαίρως τέτοιες συγκρούσεις με τις τοπικές κοινωνίες και να τις επιλύει άμεσα.

Τέλος, τα αποτελέσματα κάθε τέτοιες προσπάθειας θα πρέπει να τεκμηριώνεται πλήρως, και να δημοσιοποιούνται ώστε να ενημερώνει κάθε μελλοντικό σχεδιασμό.

6 Βιβλιογραφικές αναφορές

- Acevedo P, Ruiz-Fons F, Vicente J, Reyes-García AR, Alzaga V, Gortázar C (2008). Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* 276 (1): 37-47. doi:10.1111/j.1469-7998.2008.00464.x
- Alves J, Alves da Silva A, Soares AMVM, Fonseca C (2014). Spatial and temporal habitat use and selection by red deer: The use of direct and indirect methods. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 79 (5): 338-348. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2014.05.007
- Alves JAdS (2013) Ecological assessment of the red deer population in the Lousã Mountain. Universidade de Aveiro,
- Andelt WF, Baker DL, Burnham KP (1992). Relative preference of captive cow elk for repellent-treated diets. *The Journal of Wildlife Management* 56(1): 164-173
- Aplada E, Georgiadis T, Tiniakou A, Theocharopoulos M (2007). Phytogeography and ecological evaluation of the flora and vegetation of Mt Parnitha (Attica, Greece). *Edinburgh Journal of Botany* 64 (02): 185-207. doi:doi:10.1017/S096042860700087X
- Baker D, Wild M, Conner M, Ravivarapu H, Dunn R, Nett T (2001). Effects of GnRH agonist (leuprolide) on reproduction and behaviour in female wapiti (*Cervus elaphus nelsoni*). *Reproduction (Cambridge, England) Supplement* 60: 155-167
- Baker DL, Andelt WF, Burnham KP, Shepperd WD (1999). Effectiveness of Hot Sauce® and Deer Away® repellents for deterring elk browsing of aspen sprouts. *The Journal of Wildlife Management* 63(4): 1327-1336
- Bartos L, Vankova D, Miller KV, Siler J (2002). Interspecific competition between white-tailed, fallow, red, and roe deer. *The Journal of Wildlife Management* 66(2): 522-527
- Beringer J, Hansen LP, Demand JA, Sartwell J, Wallendorf M, Mange R (2002). Efficacy of translocation to control urban deer in Missouri: costs, efficiency, and outcome. *Wildlife Society Bulletin* 30(3): 767-774
- Blondel J, Aronson J (1999) *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press.
- Bomford M, O'Brien PH (1990). Sonic deterrents in animal damage control: a review of device tests and effectiveness. *Wildlife Society Bulletin* 18: 411-422
- Bonenfant C, Gaillard J-M, Klein F, Loison A (2002). Sex- and age-dependent effects of population density on life history traits of red deer *Cervus elaphus* in a temperate forest. *Ecography* 25 (4): 446-458. doi:10.1034/j.1600-0587.2002.250407.x
- Boulanger V, Baltzinger C, Saïd S, Ballon P, Picard J-F, Dupouey J-L (2009). Ranking temperate woody species along a gradient of browsing by deer. *Forest Ecology and Management* 258 (7): 1397-1406. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.055
- Boyce MS, Mao JS, Merrill EH, Fortin D, Turner MG, Fryxell J, Turchin P (2003). Scale and heterogeneity in habitat selection by elk in Yellowstone National Park. *Ecoscience* 10 (4): 421-431
- Brook RK (2010). Habitat selection by parturient elk (*Cervus elaphus*) in agricultural and forested landscapes. *Canadian Journal of Zoology* 88 (10): 968-976. doi:10.1139/z10-061
- Brown TL, Decker DJ, Riley SJ, Enck JW, Lauber TB, Curtis PD, Mattfeld GF (2000). The future of hunting as a mechanism to control white-tailed deer populations. *Wildlife Society Bulletin* 28 (4): 797-807

- Bruinderink GWTAG, Hazebroek E (1996). Ungulate Traffic Collisions in Europe. *Conservation Biology* 10 (4): 1059-1067. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10041059.x
- Bugalho MN, Milne JA (2003). The composition of the diet of red deer (*Cervus elaphus*) in a Mediterranean environment: a case of summer nutritional constraint? *Forest Ecology and Management* 181 (1–2): 23-29. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00125-7
- Bugalho MN, Milne JA, Racey PA (2001). The foraging ecology of red deer (*Cervus elaphus*) in a Mediterranean environment: is a larger body size advantageous? *Journal of Zoology* 255 (3): 285-289. doi:doi:10.1017/S0952836901001376
- Chaideftou E, Thanos CA, Bergmeier E, Kallimanis A, Dimopoulos P (2009). Seed bank composition and above-ground vegetation in response to grazing in sub-Mediterranean oak forests (NW Greece). *Plant Ecology* 201 (1): 255-265. doi:10.1007/s11258-008-9548-1
- Clair CCS, Forrest A (2009). Impacts of vehicle traffic on the distribution and behaviour of rutting elk, *Cervus elaphus*. *Behaviour* 146 (3): 393-413
- Clutton-Brock T, Major M, Albon S, Guinness F (1987). Early development and population dynamics in red deer. I. Density-dependent effects on juvenile survival. *The Journal of Animal Ecology* 56: 53-67
- Clutton-Brock TH, Coulson T, Milner JM (2004). Red deer stocks in the Highlands of Scotland. *Nature* 429 (6989): 261-262
- Clutton-Brock TH, Guinness FE (1982) Red deer: behavior and ecology of two sexes. University of Chicago Press.
- Cole EK, Pope MD, Anthony RG (1997). Effects of road management on movement and survival of Roosevelt elk. *The Journal of Wildlife Management* 61(4): 1115-1126
- Congalton RG, Stenback JM, Barrett RH (1993). Mapping deer habitat suitability using remote sensing and geographic information systems. *Geocarto International* 8 (3): 23-33. doi:10.1080/10106049309354417
- Conner MM, Baker DL, Wild MA, Powers JG, Hussain MD, Dunn RL, Nett TM (2007). Fertility Control in Free-Ranging Elk Using Gonadotropin-Releasing Hormone Agonist Leuprolide: Effects on Reproduction, Behavior, and Body Condition. *Journal of Wildlife Management* 71 (7): 2346-2356. doi:10.2193/2006-463
- Conover MR (2001) Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife damage management. CRC press.
- Côté SD, Rooney TP, Tremblay J-P, Dussault C, Waller DM (2004). Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 113-147
- Creel S, Winnie J, Maxwell B, Hamlin K, Creel M (2005). Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. *Ecology* 86 (12): 3387-3397. doi:10.1890/05-0032
- Dolman PM, Wäber K (2008). Ecosystem and competition impacts of introduced deer. *Wildlife Research* 35 (3): 202-214
- Fernández-Olalla M, Ayanz ASM, Vigal CR, Igualada JM, Jáuregui MM (2006). Selección de especies y efecto del ciervo (*Cervus elephus* L.) sobre arbustados y matorrales de los Montes de Toledo, España central. *Investigación agraria Sistemas y recursos forestales* 15 (3): 329-338
- Flowerdew JR, Ellwood SA (2001). Impacts of woodland deer on small mammal ecology. *Forestry* 74 (3): 277-287.

- Frair JL, Merrill EH, Allen JR, Boyce MS (2007). Know Thy Enemy: Experience Affects Elk Translocation Success in Risky Landscapes. *The Journal of Wildlife Management* 71 (2): 541-554. doi:10.2193/2006-141
- Ganatsas P, Daskalaku E, Paitaridou D (2012). First results on early post-fire succession in an *Abies cephalonica* forest (Parnitha National Park, Greece) (First results on early post-fire succession in an *Abies cephalonica* forest (Parnitha National Park, Greece)). *iForest - Biogeosciences and Forestry* 5 (1): 6-12. doi:10.3832/for0600-008
- Gill R (2000) The impact of deer on woodland biodiversity. vol 36. Forestry Commission.
- Gill RMA (1992). A review of damage by mammals in North temperate forests: 1. Deer. *Forestry* 65 (2): 145-169. doi:10.1093/forestry/65.2.145
- Gill RMA, Morgan G (2009). The effects of varying deer density on natural regeneration in woodlands in lowland Britain. *Forestry*. doi:10.1093/forestry/cpp031
- Godvik IMR, Loe LE, Vik JO, Veiberg V, Langvatn R, Myrsetrud A (2009). Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology* 90 (3): 699-710. doi:10.1890/08-0576.1
- Hartley S, Iason G, Duncan A, Hitchcock D (1997). Feeding behaviour of red deer (*Cervus elaphus*) offered Sitka spruce saplings (*Picea sitchensis*) grown under different light and nutrient regimes. *Functional Ecology* 11 (3): 348-357
- Hegland SJ, Lilleeng MS, Moe SR (2013). Old-growth forest floor richness increases with red deer herbivory intensity. *Forest Ecology and Management* 310: 267-274. doi: 10.1016/j.foreco.2013.08.031
- Hobbs NT (1996). Modification of ecosystems by ungulates. *The Journal of Wildlife Management* 60(4): 695-713
- Holloway CW (1967) The effect of red deer and other animals on naturally regenerated Scots pine. UNIVERSITY OF ABERDEEN (UNITED KINGDOM)
- Hygnstrom SE, Craven SR (1988). Electric fences and commercial repellents for reducing deer damage in cornfields. *Wildlife Society Bulletin* 16(3): 291-296
- Irwin LL, Peek JM (1983). Elk habitat use relative to forest succession in Idaho. *The Journal of Wildlife Management* 47(3): 664-672
- IUCN (1987) The IUCN Position Statement on Translocation of Living Organisms: Introductions, Re-introductions and Re-stocking.
- IUCN (2013). Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- Karaiskou N, Tsakogiannis A, Gkagkavouzis K, Park OoPN, Papika S, Latsoudis P, Kavakiotis I, Pantis J, Abatzopoulos TJ, Triantaphyllidis C, Triantafyllidis A (2014). Greece: A Balkan subrefuge for a remnant Red Deer (*Cervus Elaphus*) population. *Journal of Heredity* 105 (3): 334-344. doi:10.1093/jhered/esu007
- Killian G, Kreegr TJ, Rhyan J, Fagerstone K, Miller L (2009). Observations on the Use of Gonacon™; in Captive Female elk (*Cervus elaphus*). *Journal of Wildlife Diseases* 45 (1): 184-188
- Kimball BA, Nolte DL (2006). Development of a new deer repellent for the protection of forest resources. *Western journal of applied forestry* 21 (2): 108-111
- Knipling EF (1959). Sterile-Male Method of Population Control: Successful with some insects, the method may also be effective when applied to other noxious animals. *Science* 130 (3380): 902-904

- Kruuk LEB, Clutton-Brock TH, Albon SD, Pemberton JM, Guinness FE (1999). Population density affects sex ratio variation in red deer. *Nature* 399 (6735): 459-461
- Kuijper DPJ, Cromsigt JPGM, Churski M, Adam B, Jędrzejewska B, Jędrzejewski W (2009). Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management* 258 (7): 1528-1535. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.010>
- Kuzyk GW, Hudson RJ (2007). Animal-unit equivalence of bison, wapiti, and mule deer in the aspen parkland of Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 85 (7): 767-773. doi:10.1139/z07-058
- Larson MA, Dijak WD, Thompson FR, Millspaugh JJ (2003) Landscape-level habitat suitability models for twelve wildlife species in southern Missouri. North central research station - USDA,
- Latham J, Staines B, Gorman M (1996). The relative densities of red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer and their relationship in Scottish plantation forests. *Journal of Zoology* 240 (2): 285-299
- Loe L, Bonenfant C, Meisingset E, Mysterud A (2012). Effects of spatial scale and sample size in GPS-based species distribution models: are the best models trivial for red deer management? *European Journal of Wildlife Research* 58 (1): 195-203. doi:10.1007/s10344-011-0563-5
- Loe LE, Mysterud A, Veiberg V, Langvatn R (2009). Negative density-dependent emigration of males in an increasing red deer population. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* 276: 2581-2587. doi:10.1098/rspb.2009.0224
- Lovari S, J. H, Conroy J, Maran T, Giannatos G, Stubbe M, Aulagnier S, Jdeidi T, Masseti M, Nader I, de Smet K, Cuzin F (2008) *Cervus elaphus*. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/details/biblio/41785/0>. Accessed 10 Ιουλίου 2014
- Macdonald DW, Norris S (2006). The encyclopedia of mammals. Oxford University Press.
- McCullough DR, Jennings KW, Gates NB, Elliott BG, DiDonato JE (1997). Overabundant deer populations in California. Wildlife Society
- McLoughlin PD, Coulson T, Clutton-Brock T (2008). Cross-generational effects of habitat and density on life history in red deer. *Ecology* 89 (12): 3317-3326. doi:10.1890/07-1044.1
- Meisingset EL, Loe LE, Brekkum Ø, Van Moorter B, Mysterud A (2013). Red deer habitat selection and movements in relation to roads. *The Journal of Wildlife Management* 77 (1): 181-191. doi:10.1002/jwmg.469
- Miller GR, Cummins RP (1982), Regeneration of Scots pine *Pinus sylvestris* at a natural tree-line in the Cairngorm Mountains, Scotland. *Ecography*, 5: 27–34.
- Mitchell B, Staines BW, Welch D (1977) Ecology of red deer: a research review relevant to their management in Scotland. Institute of Terrestrial Ecology.
- Modrý M, Hubený D, Rejšek K (2004). Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. *Forest Ecology and Management* 188 (1–3): 185-195. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.029>
- Mysterud A (2004). Temporal variation in the number of car-killed red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife Biology* 10 (3): 203-211
- Mysterud A, Askildrud H, Loe LE, Veiberg V (2010). Spatial patterns of accumulated browsing and its relevance for management of red deer *Cervus elaphus*. *Wildlife Biology* 16 (2): 162-172. doi:10.2981/09-043
- Naveh Z (1982). The dependence of the productivity of a semi-arid Mediterranean hill pasture ecosystem on climatic fluctuations. *Agriculture and Environment* 7 (1): 47-61

- Nicholson IA (1974). Red deer range and problems of carrying capacity in the Scottish Highlands. *Mammal Review* 4 (3): 103-118. doi:10.1111/j.1365-2907.1974.tb00352.x
- Ortigosa GR, De Leo GA, Gatto M (2000). VVF: integrating modelling and GIS in a software tool for habitat suitability assessment. *Environmental Modelling & Software* 15 (1): 1-12. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S1364-8152(99)00029-8
- Papaioannou H. 2010. Ungulates and their management in Greece. In: European ungulates and their management in the 21st century. (Apollonio M, Andersen R, Putman R, editors) Cambridge University Press. 540- 562.
- Paton D, Nuñez-Trujillo J, Díaz MA, Muñoz A (1999). Assessment of browsing biomass, nutritive value and carrying capacity of shrublands for red deer (*Cervus elaphus* L.) management in Monfragüe Natural Park (SW Spain). *Journal of Arid Environments* 42 (2): 137-147. doi:http://dx.doi.org/10.1006/jare.1999.0501
- Paton D, Nuñez J, Fanlo A, Alarcos S, Latorre E, Diaz M (2004). Assessment of carrying capacity of *Cistus* spp. shrublands for red deer (*Cervus elaphus* L.) management in Monfragüe Natural Park (SW Spain). *Cahiers Options Méditerranéennes* 62: 361-364
- Pausas JG (2004). Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change* 63 (3): 337-350. doi:10.1023/B:CLIM.0000018508.94901.9c
- Pearson SM, Turner MG, Wallace LL, Romme WH (1995). Winter habitat use by large ungulates following fire in northern Yellowstone National Park. *Ecological Applications* 5(3): 744-755
- Pedrotti L, Facchetti R (2001) Creation of habitat suitability models for the habitat and hunting management of roe deer and for the evaluation of re-introduction feasibility of red deer in the Controlled hunting reserve area of the Prefecture of Fokida. In: Conservation and management of wild ungulates populations in the controlled hunting reserve area of the prefecture of Fokida (Monaco A, Pedrotti L, Facchetti R, Lovari S eds).
- Perea R, Gil L (2014). Tree regeneration under high levels of wild ungulates: The use of chemically vs. physically-defended shrubs. *Forest Ecology and Management* 312: 47-54.
- Pérez-Barbería F, Hooper R, Gordon I (2013). Long-term density-dependent changes in habitat selection in red deer (*Cervus elaphus*). *Oecologia* 173 (3):837-847
- Preatoni D, Pedrotti L (1997). I modelli di valutazione ambientale (MVA) come strumento per la pianificazione faunistica. *Suppl Ric Biol Selvaggina* 27: 97-121
- Putman RJ (1997). Deer and Road Traffic Accidents: Options for Management. *Journal of Environmental Management* 51 (1): 43-57. doi:http://dx.doi.org/10.1006/jema.1997.0135
- Putman R (1994). Deer damage in coppice woodlands: an analysis of factors affecting the severity of damage and options for management. *Quarterly Journal of Forestry (United Kingdom)*
- Putman R, Langbein J, Green P, Watson P (2011). Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. *Mammal Review* 41 (3): 175-196. doi:10.1111/j.1365-2907.2010.00173.x
- Putman RJ, Edwards PJ, Mann JCE, How RC, Hill SD (1989). Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biological Conservation* 47 (1): 13-32. doi:http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(89)90017-7
- Putman RJ, Moore NP (1998). Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. *Mammal Review* 28 (4): 141-164. doi:10.1046/j.1365-2907.1998.00031.x

- Putman RJ, Staines BW (2004). Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammal Review* 34 (4): 285-306. doi:10.1111/j.1365-2907.2004.00044.x
- Quantum GIS Development Team (2013) Quantum GIS Geographic Information System. 2.0.1 edn. Open Source Geospatial Foundation Project,
- Ratcliffe P (1989) The control of red and sika deer populations in commercial forests, vol 98. Chapman & Hall, London.
- Reimoser F (2001). Forest ungulate damage: Integrating wildlife and forest management practices. *Wildlife, Land, and People: Priorities for the 21st century* The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA: 172-176
- Reimoser F, Gossow H (1996). Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management* 88 (1–2): 107-119. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03816-9
- Richard E, Gaillard J-M, Saïd S, Hamann J-L, Klein F (2010). High red deer density depresses body mass of roe deer fawns. *Oecologia* 163 (1): 91-97. doi:10.1007/s00442-009-1538-z
- Ripple WJ, Beschta RL (2012). Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145 (1): 205-213. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.005
- Ripple WJ, Beschta RL, Fortin JK, Robbins CT (2014). Trophic cascades from wolves to grizzly bears in Yellowstone. *Journal of Animal Ecology* 83 (1): 223-233. doi:10.1111/1365-2656.12123
- Rittenhouse CD, Dijak WD, Thompson FR, Millspaugh JJ (2007) Development of landscape-level habitat suitability models for ten wildlife species in the Central Hardwoods region. USDA Forest Service,
- Rodriguez-Hidalgo P, Gortazar C, Tortosa FS, Rodriguez-Vigal C, Fierro Y, Vicente J (2010). Effects of density, climate, and supplementary forage on body mass and pregnancy rates of female red deer in Spain. *Oecologia* 164 (2): 389-398. doi:10.1007/s00442-010-1663-8
- Rowland MM, Wisdom MJ, Johnson BK, Kie JG (2000). Elk distribution and modeling in relation to roads. *The Journal of Wildlife Management* 64(3): 672-684
- Sachro LL, Strong WL, Gates CC (2005). Prescribed burning effects on summer elk forage availability in the subalpine zone, Banff National Park, Canada. *Journal of Environmental Management* 77 (3): 183-193. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.003
- Sherwood BR, Cutler DF, Burton JA (2002) *Wildlife and roads: the ecological impact*. Imperial College Press.
- Shideler SE Monitoring reproduction and contraception in free ranging wildlife: Tule Elk (*Cervus elaphus nannodes*) at Point Reyes National Seashore. In: USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15, 2000. pp 137-142.
- Staines B, Balharry R, Welch D (1995). The impact of red deer and their management on the natural heritage in the uplands. *Heaths and Moorland—Cultural Landscapes* HMSO, Edinburgh: 294-308
- Staines BW, Welch D (1984). Habitat selection and impact of red (*Cervus elaphus* L.) and roe (*Capreolus capreolus* L.) deer in a Sitka spruce plantation. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh Section B: Biological Sciences* 82 (04): 303-319.
- Stewart AJA (2001). The impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research. *Forestry* 74 (3): 259-270. doi:10.1093/forestry/74.3.259

- Torres-Porras J, Carranza J, Pérez-González J (2009). Combined effects of drought and density on body and antler size of male Iberian Red Deer *Cervus elaphus hispanicus*: Climate Change Implications. *Wildlife Biology* 15 (2): 213-221. doi:10.2981/08-059
- Torres RT, Santos J, Fonseca C (2014). Factors influencing red deer occurrence at the southern edge of their range: A Mediterranean ecosystem. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 79 (1): 52-57. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2013.09.002
- Vargas J, Calvo J, Aparicio M (1995). Red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) management in the dehesa system in central Extremadura, Spain. *Agroforestry systems* 29 (1): 77-89
- Vercauteren KC, Lavelle MJ, Hygnstrom S (2006). Fences and Deer-Damage Management: A Review of Designs and Efficacy. *Wildlife Society Bulletin* 34 (1): 191-200. doi:10.2193/0091-7648(2006)34[191:fadmar]2.0.co;2
- Walter, W. D., Lavelle, M. J., Fischer, J. W., Johnson, T. L., Hygnstrom, S. E., & VerCauteren, K. C. (2011). Management of damage by elk (*Cervus elaphus*) in North America: a review. *Wildlife research*, 37(8): 630-646.
- Wilmshurst JF, Fryxell JM, Hudsonb RJ (1995). Forage quality and patch choice by wapiti (*Cervus elaphus*). *Behavioral Ecology* 6 (2): 209-217. doi:10.1093/beheco/6.2.209
- Wilson C (2003). A preliminary estimate of the cost of damage caused by deer to agriculture in England. Defra Rural Development Service National Wildlife Management Team. London
- Zweifel-Schielly B, Kreuzer M, Ewald KC, Suter W (2009). Habitat selection by an Alpine ungulate: the significance of forage characteristics varies with scale and season. *Ecography* 32 (1): 103-113. doi:10.1111/j.1600-0587.2008.05178.x
- Αμοργιανιώτης Γ (1997) Σχέδιο Διαχείρισης Εθνικού Δρυμού Πάρνηθας. Δασαρχείο Πάρνηθας, Αχαρνές
- Βρεττάκης Γ, Μαντζανάς Κ, Πανταζόπουλος Χ, Παπαναστάσης Β (2004) Εκτίμηση της βοσκοϊκανότητας του πρεμνοφυούς δρυοδάσους «Λαιμός» της περιοχής Μπουραζανίου Κόνιτσας Πρακτικά του 4ου Πανελληνίου Λιβαδοπονικού Συνεδρίου, Βόλος.
- Λατσούδης Π (2009) Σχέδιο δράσης για την προστασία του Κόκκινου Ελαφιού *Cervus elaphus* στην Ελλάδα. WWF Ελλάς, Αθήνα
- Λατσούδης Π, Kret Z (2009) Ετήσια αναφορά προγράμματος "έρευνα Οικολογίας ελαφιών Πάρνηθας", Ιανουάριος Δεκέμβριος 2009. WWF Ελλάς, Αθήνα
- Μπούσμπουρας Δ, Ευαγγέλου Χ (2010) Διερεύνηση για την καταλληλότητα ενδιαιτημάτων με σκοπό την επανεισαγωγή του ελαφιού στο Γράμμο. Πρακτικά 7ου Πανελληνίου Λιβαδοπονικού Συνεδρίου, Ξάνθη.