Analytical description of strategies for implementing innovative management systems for grass lands and forage supply strategies in order to protect mountainous shrub lands and soil erosion

Technical report under Work package 4 "Sustainable production monitored methods for local reintroduced and invasive animal species in cross-border mountainous areas"

Deliverable 4.3.1.

Project:

Fauna Assessment and management to safeguard Biodiversity in cross - border mountainous areas of Bulgaria and Greece: Innovative approaches to estimate, monitor and protect biodiversity in local ecosystems

Bulgarian Biodiversity Foundation

The Project is co-funded by the European Regional Development Fund (ERDF) and by national funds of the countries participating in the Cooperation Programme Interreg V-A "Greece-Bulgaria 2014-2020" .

The contents of this publication are sole responsibility of the Bulgarian Biodiversity Foundation and can in no way be taken to reflect the views of the European Union, the participating countries the Managing Authority and the Joint Secretariat.

Този документ е разработен в рамките на проект „BIO-INNOVATE – Оценка и управление на видове от фауната за опазване на биоразнообразието в трансграничните планински райони на България и Гърция: Прилагане на иновативни подходи за мониторинг и защита на регионално ниво”, по договор за безвъзмездна помощ № B2.6d.09/05.07.2019, със-финансиран от Европейския фонд за регионално развитие и от националните фондове на страните, участващи в програма за териториално сътрудничество ИНТЕРРЕГ V-A Гърция – България 2014-2020

Българска Фондация Биоразнообразие

София 1000, ул. Триадица 6, ет. 5, офис. 504

ел. поща: bbf@biodiversity.bg

http://bbf.biodiversity.bg

© Снимки на корицата Стефан Аврамов

Българска Фондация Биоразнообразие

1.1.2021 г.

СЪДЪРЖАНИЕ

SUMMARY 6

РЕЗЮМЕ 8

ОСНОВНА ЧАСТ 12

I. Постоянно затревени площи и тяхното управление 12

1. Характеристика на типовете тревни и храстово - тревни местообитания в обхвата на проучваната територия 12

2. Значение на тревните съобщества за опазване на биологичното разнообразие 13

3. Заплахи и въздействия върху постоянно затревените площи 20

4. Мерки за подобряване на управлението на постоянно затревените площи 23

II. Оценка и характеристики на популацията на благороден елен (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758), целесъобразност и насоки за възстановяване на популацията на вида 27

1. Биология, екологични изисквания, разпространение и природозащитен статус на вида 27

1.1. Таксономия и общо разпространение на вида 27

1.2. Разпространение в България. Данни за минало разпространение на вида в обхвата на целевата територия 29

1.3. Численост 30

1.4. Фактори, определящи общото разпространение и стойностите на обилие на вида 30

1.4.1. Хабитатни и климатични изисквания 30

1.5. Фактори, определящи разпространението на локално ниво 35

1.5.1. Хранителни навици и диета 35

1.5.2. Метеорологични условия..... 42

1.5.3. Безпокойство 43

1.6. Размножаване и развитие 45

1.6.1. Продължителност на живота и възрастова структура 45

1.6.2. Размножаване 46

1.6.3. Растеж и развитие 49

1.6.4. Съотношение между половете 50

1.7. Сезонни придвижвания, индивидуален участък, активност и дисперсия 51

1.7.1. Индивидуален участък 51

1.7.2. Дисперсия, миграция и разселване..... 53

1.8. Екология на вида..... 55

1.8.1. Вътревидови взаимоотношения. Социално поведение...... 55

1.8.2. Междувидови взаимоотношения 58

1.9. Природозащитен статус..... 60

1.9.1. Национално законодателство 60

1.9.2. Международно законодателство 61

III. Оценка и характеристики на популацията на балканска дива коза (*Rupicapra rupicapra* balcanica Bolcay 1925), целесъобразност и насоки за подпомагане развитието на популацията на вида..... 62

1. Биология, екологични изисквания, разпространение и природозащитен статус на вида 62

1.1. Таксономия и общо разпространение на вида 62

1.1.1. Таксономия 62

1.1.2. Общо разпространение 62

1.2. Разпространение в страната. Данни за минало разпространение на вида в обхвата на целевата територия 63

1.3. Хабитатни и климатични изисквания 63

1.4. Численост 63

1.5. Хранителни навици и диета 64

1.6. Размножаване и развитие 65

1.7. Активност и дисперсия 66

1.8. Вътревидови взаимоотношения 66

1.9. Междувидови взаимоотношения 67

1.10. Природозащитен статус 69

IV. Оценка и характеристики на популацията на елен лопатар (*Dama dama* Linnaeus 1758), целесъобразност и насоки за възстановяване на популацията на вида 71

1. Биология, екологични изисквания, разпространение и природозащитен статус на вида 71

1.1. Таксономия и общо разпространение на вида 71

1.2. Разпространение в страната. Данни за минало разпространение на вида в обхвата на целевата територия 72

1.3. Хабитатни и климатични изисквания 73

1.4. Численост 74

1.5. Хранителни навици и диета 75

1.6. Размножаване и развитие 76

1.7. Активност и дисперсия 81

1.8. Вътревидови взаимоотношения. Социална организация и поведение 82

1.9. Междувидови взаимоотношения 84

1.10. Природозащитен статус 89

V. Причини за изчезването или намаляване на числеността на благородния елен, елена лопатар и дивата коза от целевата територия. Оценка на заплахите и лимитиращите фактори. Анализ на алтернативите 90

1. Бракониерство 90

2. Безпокойство 91

3. Конкуренция с домашни животни 92

VI. Опит от повторни въвеждане (реинтродукция) или дейности за подсилване на популациите на целевите видове в България 93

1. Опит с реинтродукция на благороден елен и елен лопатар 93

2. Опит с реинтродукция на дива коза 96

VII. Пригодност на местообитанията за видовете в обхвата на проучваната територия – моделиране на пригодността на местообитанията. Препоръки за най-подходящи територии за провеждане на повторно въвеждане (реинтродукция) 98

1. Методика за моделиране на пригодността на местообитанията 98

2. Резултати от проведеното моделиране 102

VIII. Оценка на възможностите за естествено разпространение на вида (реколонизация) в обхвата на целевата територия 110

IX. Потенциални донорни популации 112

X. Оценка на рисковете 114

1. Рискове свързани с екологично - ландшафтните характеристики на местообитанието 114

2. Рискове за донорната/ите популации 114

3. Генетично замърсяване и др. генетични рискове 114

4. Рискове свързани с инвазии 115

5. Социално - икономически рискове 115

6. Финансови рискове 115

XI. Подходи, методи и технологии за възстановяване на популациите на целевите видове в приоритизирани за целта територии. Дългосрочно управление на процеса 117

1. Подходи и методи за възстановяване на популацията на целевите видове 117

2. Определяне на стратегии за освобождаване в природата 120

3. Мерки за опазване на животните обект на транслокация по време и след края на етапа по освобождаване на индивиди и/или създаване на инициална популация 122

4. Мониторинг на ефекта от проведените мерки. Методи и технологии за маркиране и проследяване на повторно въведените индивиди..... 124

СПИСЪК НА ИЗПОЛЗВАНАТА ЛИТЕРАТУРА 128

SUMMARY

The document presents a results of feasibility study regarding the restoration of the populations of red deer, Balkan chamois and fallow deer on the territory of the Rilo-Rhodope massif in the area of the town of Gotse Delchev and adjacent territories, as a mechanism for the management and protection of the mountain shrub-grass communities and protection from soil erosion. According to their origin, the types of grasslands found in the target area are primary (sparsely represented in the highest mountain areas), secondary (semi-natural) and grasslands in the formation stage. According to their maintenance method, they are meadows and pastures. From the point of view of their importance to the biodiversity conservation, the grass communities in the study area include 11 types of natural habitats, with their characteristic biotic and abiotic components. Identified threats and impacts to grassland types include: removal of shrub and tree vegetation; plowing; ineffective management, including overgrazing and trampling by large animals, management by grazing when not recommended as well as abandonment and burning of pastures (lack of grazing). Grazing is a basic practice that ensures effective management - maintenance and protection of permanent grasslands. On the one hand, grazing limits the encroachment of tree and shrub vegetation, and on the other, grazing animals fertilize the soil and help feed invertebrates and small vertebrates. The impact of grazing on grasslands is a complex process to manage and is influenced by multiple factors. These are the type of grazing animals (large or small cattle, donkeys, horses, etc.), duration of grazing, animal density (number of grazing animals per unit area), grazing system (sequence and pattern of grazing activities and movement of animals), distribution of water resources, etc. Under ideal conditions, the forests openings are supported by wild herbivores, which is associated with optimal numbers of their populations. However, ideal conditions are rather an exception and can be observed in individual territories - reserves, game breeding farms and other territories with a protection regime. In the majority of cases, the numbers of wild herbivores are too low to support open grasslands in forests. For this reason, livestock grazing is used.

According to the above mantioned, a study and assessment was made on the features of the populations of the three target species - red deer, Balkan chamois and fallow deer, in the project area and its adjacent territories. A feasibility analysis has been prepared and specific guidelines for restoring the populations of the three species have been presented,

given the regional characteristics. Features examined include: taxonomy and general distribution; distribution of species in the country and within the scope of the project territory and numbers. An analysis was made of the factors determining the general and local distribution and abundance values of the target species, including: habitat and climatic requirements; foraging habits and diet; anthropogenic impact, etc. Baseline data and analysis are presented on aspects key to successful reintroduction, such as the reproduction and development of the species, their seasonal movements, home range size, activity and dispersion. The importance of key ecological aspects such as intraspecific relationships and social behavior, and interspecific relationships is analyzed. Main aspects of national and international legislation concerning the protection of species are studied. The analysis and assessment of the impacts, threats and limiting factors indicates that the main reasons for the decrease in numbers and the disappearance of chamois and red deer from the target areas are due to a complex of factors, the most important of which are poaching, disturbance and competition with livestock. For the purposes of the study and effective planning of the subsequent reintroduction of the target species, a review of the experience of reintroductions or reinforcement of local populations of the target species in Bulgaria was made.

Based on habitat suitability modeling within the scope of the target territory, recommendations have been made for the most suitable territories for re-introduction. Ecological niche models of the species were developed based on information on current distribution of individuals of the target species and a complex of 40 continuous variables grouped into two main categories: "landscape" (climatic and topographic) and variables related to "land cover type". The output "means" of each model were thresholded and converted into "unsuitable" / "suitable regions" of surface. Areas identified as "suitable" are separated to three suitability classes - Suitable, Highly Suitable and Optimal. A field verification was carried out on the territories thus determined. The final identification and prioritization of the most suitable territories for carrying out the reintroduction or for stimulating the natural recolonization of the target species is based on a complex of the following factors: Ecological niche of the target species (ecological requirements and interrelationships in terms of biotic and abiotic factors of environment); Dispersal potential of target species; Adaptive potential and ecological plasticity; Results of the conducted modeling of the habitat suitability of the target species; Results of conducted field surveys of the territory for expert assessment

of habitat suitability, verification of modeling results and establishment of distribution of target species; Nature protection (conservation) status of the territory. An assessment of the possibilities for natural recolonization of the territory by the target species was prepared and donor populations were identified for the reintroduction of red deer and fallow deer. In view of the significant potential for dispersal of individuals and recolonization of optimal habitats in the target area by the Balkan chamois, capture and translocation of individuals at this stage is unjustified. For the needs of the reintroductions, a risk assessment has been prepared, including: risks related to the ecological-landscape habitat features; risks to donor populations; genetic risks; risks related to invasions; socio-economic and financial risks. On the basis of the collected and analyzed information, and in view of the prepared assessments and models, methods and approaches for restoring the populations of the target species in the prioritized territories have been identified. Guidelines are provided for long-term management of the process.

РЕЗЮМЕ

Разработката представя проучване за целесъобразност относно възстановяване на популациите на благороден елен, балканска дива коза и елен лопатар на територията на Рило-Родопския масив в района на гр. Гоце Делчев и прилежащи територии, като механизъм за управление и опазване на планинските храстово-тревни съобщества и защита от почвена ерозия. Според произходът им, типовете тревни съобщества, срещащи се в целевата територия са първични (слабо застъпени в най-високите планински части), вторични (полуестествени) и тревни съобщества в етап на формиране. Според начинът им на стопанисване те са ливади и пасища. От гледна точка на значението им за опазване на биологичното разнообразие, тревните съобщества в обследваната територия включват 11 типа природни местообитания, с характерните им биотични и абиотични компоненти. Идентифицираните заплахи и въздействия върху типовете тревни съобщества включват: отстраняване на храстова и дървесна растителност; разораване; неефективно управление, в това число прекомерна паша (преизпасване) и стъпкване от едри животни, управление, чрез паша, когато не е препоръчителна и изоставяне, и опожаряване на пасища (липса на паша). Пашата е

основна практика, която осигурява ефективно управление – поддържане и опазване на постоянно затревените площи. От една страна пашата ограничава навлизането на дървесна и храстова растителност, а от друга пасящите животни наторяват почвата и спомагат за изхранването на безгръбначните и дребните гръбначни животни. Въздействието на пашата върху тревните съобщества е сложен за управление процес, който се влия от множество фактори. Такива са вида на пасящите животни (едър или дребен рогат добитък, магарета, коне и др.), продължителност на изпасването, гъстота на животните (брой пасящи животни на единица площ), система на изпасване (последователност и модел на пасищните дейности и придвижване на животните), разпределението на водните ресурси и др. При идеални условия откритите пространства в горите се поддържат от дивите тревопасни животни, което е свързано с оптимална численост на популациите им. Идеалните условия обаче са по-скоро изключение и може да се наблюдават на отделни територии – резервати, дивечовъдни стопанства и други територии с режим на защита. В основният процент от случаите, числеността на дивите тревопасни животни е твърде ниска, за да могат да поддържат откритите тревни пространства в горите. Поради тази причина се използва пашата на домашни животни.

Във връзка с гореизложеното е направено проучване и оценка върху характеристиките на популациите на трите целеви вида – благороден елен, балканска дива коза и елен лопатар, в проектния район и прилежащите му територии. Изготвен е анализ на целесъобразността и са представени конкретни насоки за възстановяване на популациите на трите вида, предвид регионалните особености. Обследваните характеристики включват: таксономия и общо разпространение; разпространение на видовете в страната и в обхвата на проектната територия и численост. Направен е анализ на факторите, определящи общото и локалното разпространение и стойностите на обилие на целевите видове, в това число: хабитатни и климатични изисквания; хранителни навици и диета; антропогенно въздействие и др. Представени са базови данни и анализ върху ключови за успешната реинтродукция аспекти като размножаването и развитието на видовете, сезонните им придвижвания, размер на индивидуалните им участъци, активност и дисперсия. Анализирано е значението на важни екологични аспекти като вътревидови взаимоотношения и социално поведение, и междувидови взаимоотношения. Разгледани са основни аспекти от националното и международно законодателство, касаещи опазването на видовете. Анализът и оценката

на въздействията, заплахите и лимитиращите фактори сочи, че основните причини за намаляване на числеността и изчезването на дивата коза и благородния елен от целевите територии се дължи на комплекс от фактори, най-съществено значение между които имат бракониерството, безпокойството и конкуренцията със селскостопански животни. За целите на проучването и ефективното планиране на последващата реинтродукция на целевите видове е направен преглед на опита от проведени реинтродукции или подсилване на локални популации на целевите видове в България. Въз основа на моделиране на пригодността на местообитанията в обхвата на целевата територия са изведени са препоръки за най-подходящи територии за провеждане на повторно въвеждане (реинтродукция). Моделите на екологичната ниша на видовете са разработени въз основа на информация за реално разпространение на индивиди от целевите видове и комплекс от 40 непрекъснати променливи, групирани в две основни категории: „ландшафтни“ (климатични и топографски) и променливи свързани с „типа земно покритие“. На изведените „средни стойности“ на всеки модел са придадени прагови стойности и са превърнати в „непригодни“ / „пригодни участъци“ от пространството. Идентифицираните като „пригодни“ територии са отнесени към три класа на пригодност - Пригодни, Силно пригодни и Оптимални. На така определените територии е извършена теренна верификация. Финалното идентифициране и приоритизиране на най-пригодни територии за провеждане на повторното въвеждане или за стимулиране на естествената реколонизация на целевите видове, е базирано на комплекс от следните фактори: Екологична ниша на целевите видове (екологични изисквания и взаимовръзки по отношение на биотичните и абиотичните фактори на средата); Дисперсионен потенциал на целевите видове; Адаптационен потенциал и екологична пластичност; Резултати от проведеното моделиране на пригодността на местообитанията на целевите видове; Резултати от проведените теренни обследвания на територията за експертна оценка на пригодността на местообитанията, верификация на резултатите от моделирането и установяване на разпространение на целевите видове; Природозащитен статус на територията. Изготвена е оценка на възможностите за естествена реколонизация на територията от целевите видове и са идентифицирани донорни популации за реинтродукцията на благороден елен и елен лопатар. С оглед на значителния потенциал за дисперсия на индивиди и реколонизация на оптимални местообитания в целевата територия от балканска дива коза, улова и транслокацията на

индивиди на този етап е неоправдан. За нуждите на реинтродукциите е изготвена оценка на рисковете, в това число: рискове свързани с екологично-ландшафтните характеристики на местообитанията; рискове за донорните популации; генетични рискове; рискове свързани с инвазии; социално-икономически и финансови рискове. Въз основа на събраната и анализирана информация, и с оглед на изготвените оценки и модели са идентифицирани подходи, методи и подходи за възстановяване на популациите на целевите видове в приоритизираните територии. Предоставени са насоки за дългосрочно управление на процеса.

ОСНОВНА ЧАСТ

I. Постоянно затревени площи и тяхното управление

1. Характеристика на типовете тревни и храстово - тревни местообитания в обхвата на проучваната територия

1.1. Типове тревни и храстово тревни съобщества

i. Според произхода им

Тревните и храстово-тревните съобщества в обхвата на целевата територия са основно **вторични** (полуестествени). Най-често заемат мястото на унищожени гори. В продължение на векове те са използвани и поддържани от човека. Такива са пасищата, в които селскостопанските животни постоянно видоизменят растителността, които периодично се почистват от стопаните, в това число и чрез опожаряване. Вторично тревни съобщества са и ливадите, при които косенето регулира развитието на растителността и динамиката на екологичните фактори, например промяната на почвената влажност. Във високите планини (Славянка и Пирин), най-вече над горната граница на гората са запазени и **първични** тревни съобщества. Естествените и полу-естествените ливади пасища имат най-важно значение за опазване и поддържане на биологичното разнообразие. Те представляват и природни местообитания по Директивата 92/43/ЕИО за опазване на природните местообитания и на дивата флора и фауна.

Постоянно затревените площи, възникнали на мястото на обработваеми земи, които не са включвани в сеитбооборот 3 или повече години или на мястото на сечища, пожарища и др. се дефинират като **тревни съобщества в етап на формиране**. В обхвата на целевата територия те са разпространени основно около населените места, горските територии (за сечища и пожарища) и линейно от двете страни на държавната граница. След навлизане на пионерни растителни видове, след около десет години характерните за ливадите и пасищата многогодишни житни треви започват да доминират. Чрез прилагане на адекватни и ефективни мерки за възстановяване и поддържане, тези вторично създадени затревени площи могат да се трансформират и управляват като консервационно значими местообитания.

ii. Според начина им на стопанисване

В зависимост от прилаганите техники и методи за управление им, тревните съобщества могат да бъдат разделени на ливади и пасища.

Ливадите са затревени площи, които са управлявани предимно чрез косене или подрязване за получаване на сено. В някои райони на страната след провеждане на коситбата се допуска и паша на домашни животни.

Пасищата са затревени площи, които се управлявани предимно чрез паша. Пашата е от ключово значение за поддържане на биологичното разнообразие на откритите тревни съобщества в горите. Достатъчна плътност на дивите тревопасни животни, осигурява естествено им изпасване и поддържане. Понастоящем, естественото изпасване е по-скоро изключение отколкото правило, което налага използването на домашни животни за поддържане на пасищата. Когато количеството, вида и времето за паша на домашните животни е съобразено с възможностите на пасищата, изпасването има положителен ефект.

2. Значение на тревните съобщества за опазване на биологичното разнообразие

i. Типове природни местообитания

В обхвата на целевата територия са установени следните типове природни местообитания, представляващи тревни съобщества:

- **Отворени калцифилни и базифилни тревни съобщества от *Alysso-Sedion albi* (HD 92/43: 6110 *Rupicolous calcareous or basophilic grasslands of *Alysso-Sedion albi.*)**

Включва сухолюбиви и сухоустойчиви тревни съобщества с участието на много мъхове, лишеи и малки по размери треви, които са предимно едногодишни видове или различни тлъстиги. Срещат се на карстови терени с много бедна почва и излази на варовикови скали. Срещат се в цялата страна, но само на варовикови субстрати, до 700–1000 m н.в. Характерно е, че растителността се развива основно през зимата, пролетта и есента, когато има достатъчно влага на скалите и тогава мъховете са свежи и характерно зеленеят. Поради малките площи, които заема, това местообитание се среща основно в комплекси с тревни съобщества доминирани от многогодишни житни треви и със светли разредени гори и храсталаци доминирани от космат дъб, келяв габър, маклен, мъждрян, люляк, драка, нисък бадем и др.

Заемат непригодни терени, бедни са на фуражни треви и рядко се използват като пасища. Храсталаците от люляк, келяв габър, глог и драка естествено се срешат в комплекс с тези съобщества, но могат вторично да увеличат покритието си, като по този начин влошават качеството на местообитанието. На места в близост до селищата навлизат инвазивни видове. Пашата на кози има положително влияние за регулиране на инвазията на храсти и дървета в местообитанието.

- **Източно субсредиземноморски сухи тревни съобщества HD 92/43: 62A0 Eastern sub-mediteranean dry grasslands (*Scorzoneratalia villosae*)**

Сухи тревни съобщества, които се срещат предимно на ерозирали склонове, най-често с южно изложение, върху много плитки и деградирали хумусно-карбонатни почви, предимно върху варовици, мергели, мрамори и песъчливо глинести трошляци. Срещат се в условията на преходно-континентален и преходно-средиземноморски климат и се характеризират с по-голямо участие на средиземноморски видове растения. Разпространени са в ниските части по хълмистите възвишения, предпланините и планините в Южна България (до около 1000–1200 м н.в.). В обхвата на целевата територия са разпространени по долината на р. Места и по склоновете на Пирин, Славянка и Стъргач. Доминират туфести житни и острицови треви, храстчета и полухрастчета, богати на етерични масла. Това местообитания се среща често в комплекс със скални съобщества и със светли разредени гори и храсталаци, доминирани от дъбове (предимно космат), келяв габър, маклен, мъждрян, люляк, драка, червена хвойна, нисък бадем и мн. др. (Цонев и Гусев 2013).

Тези съобщества заемат непригодни терени, бедни са на фуражни треви и рядко се използват като пасища. Срещат се на места, които са достъпни основно за козите от селскостопанските животни. Храсталаците от люляк, келяв габър, глог, драка и т.н., могат вторично да увеличат покритието си, като влошават качеството на местообитанието. На места в близост до селищата навлизат и някои инвазивни видове, като айлант и бял салкъм. Пашата на кози има положително влияние върху регулацията на инвазията на храсти и дървета в местообитанието, но присъствието на много селскостопански животни (преизпасването) допринася за засилване на ерозия на и без това бедната

почва, до промяна на видовия състав на съобществата, както и до увеличаване на азотните съединения в почвата, което води до рудерализация (Цонев и др. 2015).

- **Псевдостепи с житни и едногодишни растения от клас *Thero-Brachypodietea* (HD 92/43: 6220 *Pseudo-steppe with grasses and annuals of the *Thero-Brachypodietea*)**

Представлява сухоустойчиви тревни съобщества, доминирани от едногодишни житни видове на голи и каменисти склонове. Обликът на местообитанието представлява скалисти терени с бедна или липсваща почвена покривка и с разредени храсталаци предимно от червена хвойна и драка. В типични си вид това местообитание се среща изолирано по сухи ерозирани терени и в райони с изразено средиземноморско влияние в Южна България. В целевата територия са разпространени в южната част на долината на р. Места. Често тези съобщества се срещат в комплекс с тревни съобщества, доминирани от многогодишни житни треви, с храсталаци и редки гори на червена хвойна, драка, жасмин, смрадлика, келяв габър, космат дъб и др.

Тези съобщества заемат непригодни територии, бедни на фуражни треви и рядко се използват като пасища. Пашата на селскостопански животни участва във формирането на местообитанието, защото се елиминират многогодишните треви, дърветата и храстите и се благоприятства разпространението на едногодишните растения. При преизпасване може да се оголи основната скала и по този начин да се формират типични скални съобщества. При преизпасване нараства и количеството на азотните съединения в почвата, което води до допълнителна рудерализация на съобществата. Храсталаците от люляк, глог, драка и келяв габър и др., може вторично да увеличат покритието си, като влошават качеството на местообитанието. При увеличаване на участието на храстовите видове над 25% това може да се разглежда като негативна тенденция. На места в близост до селищата навлизат и някои инвазивни видове като айлант и бяла акация.

- **Ксеротермни ливади и пасища, доминирани от черна садина (Chrysopogon gryllus), белизма (Bothriochloa ischaemum) и валезийска власатка (*Festuca valesiaca*) HD 92/43: 6210 Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (*Festuco-Brometalia*) (**important orchid sites*)**

Разпространено на територията на цялата страна до 1200–1300 m н.в. в условията на различни климатични и почвени типове. В обхвата на целевата територия, местообитанието е разпространено по долината на р. Места. Доминират многогодишни, предимно житни треви. Подпочвообразуващите скали в много участъци са алкални, но доминиращите видове могат да се развиват и на силикатни скали, а в Югозападна България – и на пясъчници. Почвите са предимно плитки и сухи. Срещат се предимно на места с ерозирала и бедна почва. В тази връзка често участват в комплекси със съобщества на ароматни полухрастчета на деградирали хумусно-карбонатни почви или песъчливо глинести сипеи, на склонове с южно изложение. Основни доминанти в цялата страна са черната садина (*Chrysopogon gryllus*), белизмата (*Dichantium ischaemum*), валезийска власатка (*Festuca valesiaca*) и влакновидно коило (*Stipa capillata*). Тези тревни съобщества заемат преходно положение между ливадната и пасищната растителност. Съотношението между участието на влаголюбиви и сухоустойчиви видове, зависи от продължителността и степента на пасищното ползване. Интензивната и нерегулирана паша отстранява типичните ливадни видове, голяма част от които са по-влаголюбиви. Така пасищния режим е създал чрез естествен отбор специфична растителност, съставена от видове, които са способни да издържат на механично повреждане и да се развиват върху отъпкана, уплътнена и лошо аерирана почвена покривка, замърсена с азотни и други соли, внасяни в почвата с животинския тор. Интензивната паша води до рудерализацията и деградацията, които се изразяват в увеличаването на участието на множество бодливи, отровни и неядливи от домашните животни видове (Цонев и Русакова 2015).

- **Планински пасища (HD 92/43: 6520 Mountain hay meadows)**

Вторични растителни съобщества, възникнали на мястото на унищожени мезофилни гори или на мястото на мезофилни ливади при променен режим на ползване. Разпространени са във всички планини на страната при надморска височина от 800 до 1800 m. В резултат на интензивната паша в него се наблюдават процеси, водещи до известни промени предимно в структурата, влажността и аерацията на почвата, и във флористичния състав. Планинските пасища са тясно свързани с планинските сенокосни ливади. Често е

трудно да се разграничат, особено когато ползването е комбинирано – пасищно-сенокосно. Динамичните социално-икономически процеси в последните десетилетия са причина за промяна в начина на ползване на тези типове съобщества. Част от пасищата са изоставени и в тях се наблюдават процеси на захрастяване и самозалесяване. В близост до населените места прекомерната паша води до деградация и рудерализация. Основните фактори водещи до деградация на местообитанието са прекомерна паша, водеща до деградация и рудерализация, разораване, преустановяване на пашата и последващо захрастяване и самозалесяване, и пожари (Димитров 2015).

- **Планински сенокосни ливади (6520 Mountain hay meadows)**

Представлява ливадни съобщества, които се развиват в планините върху влажна и сравнително богата почва. Най-характерни и представителни са тези съобщества в Западни Родопи, но се срещат още в Стара планина, Рила, Пирин, Западните гранични планини и др., в диапазона 800–1800 m н.в. Появили са се вторично на мястото на унищожени гори.

Тези съобщества са богати на житни фуражни треви и често се използват или като ливади, или като пасища, но и смесено. При активно изпасване се променят доминантните структури и видовия състав на съобществата. При изоставяне на сенокосенето започва бързо обрастване с дървесна и храстова растителност – основно сибирска хвойна, смърч, бял бор, бук, а на по-малка надморска височина глог, шипка и др. Цялостното почистване на храстите не е препоръчителна мярка поради наличието на равновесна динамика между храстовите и тревните съобщества и участието на храсти до 10–20% е необходимо. В тях се размножават и укриват много от типичните за ливадите животински видове – птици, влечуги, бозайници и насекоми. При ползване на ливадите като пасища те се изтощават, почвата се осушава и се натоварва с азотни съединения от тора. Снижава се продуктивността им, често навлизат орлова папрат, и чемерика, а картъла увеличава обилието си. Сенокосното ползване на тези ливади запазва високото им биологично разнообразие (Димитров 2015).

- **Алпийски и субалпийски затворени калцифилни тревни съобщества (HD 92/43: 6170 Alpine and subalpine calcareous grasslands) (VU)**

Калцифилни местообитания, заети от затворени фитоценози, доминирани от средновисоки и високи многогодишни, предимно туфести житни видове. Срещат се на склонове с южно изложение, с южна съставна, западно или източно, с наклон 40–45˚. Растителността се отличава с голямо флористично и фитоценотично разнообразие. Доминират главно ксерофитите. Многото от видовете са български и балкански ендемити, срещат се голям брой редки и застрашени растителни видове. Формират се на място на унищожени гори от черна мура *Pinus heldreichii* и черен бор *Pinus nigra*. Срещат се на територията на Пирин и Славянка между 1600 и 2500 m н.в. Тези тревни съобщества се използват като пасища, въпреки ниската им фуражна стойност. Прекомерното пасищно натоварване води до силно негативна промяна в растителността и местообитанието (Русакова 2015a).

- **Алпийски и субалпийски отворени калцифилни тревни съобщества (HD 92/43: 6170 Alpine and subalpine calcareous grasslands) (EN)**

Има ограничено разпространение на голяма надморска височина – над 1600 m, като в обхвата на целевата територия се среща основно на територията на Славянка и Пирин. Почвите, върху които се развива са слабо еволюирали – от 10 до 30 cm, рядко по-дълбоки. Местообитанието е локализирано по билата и склоновете на високите върхове, с наклон – до 45˚. Изложението е основно южно или с южна компонента. Местообитанието е изключително рядко, като съставящите ги фитоценози са ендемични за растителността на България и включват в състава си редки и застрашени от изчезване реликтни и ендемични видове висши растение. Основните заплахи за местообитанието са свързани с нарастващия туристопоток, развитието на туристическа инфраструктура (Русакова 2015b) и пашата на селскостопански животни.

В обхвата на целевата територия се срещат редица местообитания, представляващи храстови формации, които предоставят благоприятни условия за развитието на популации на едри тревопасни като благороден елен и елен лопатар. В това число влизат:

- **Храсталаци от червена хвойна (*Juniperus oxycedrus*) (HD 92/43: 5210 Arborescent matorral with *Juniperus spp*.) (NT)**

Склерофилни (твърдолистни) вечнозелени храсталаци с преобладаване на червена хвойна, които принадлежат към средиземноморския тип растителност и се класифицират като преходни с псевдомаквисите. Най-често представляват краен етап от антропогенната деградация на ксеротермните дъбови гори в Южна България. Границата им на разпространение започва от морското равнище до около 600–700 m н.в. В целевата територия са разпространени по долината на р. Места. Съобществата заемат наклонени терени с изпъкнал релеф, предимно с южно или с южна компонента изложение. Почвите обикновено са плитки и често ерозирани, скелетни, сухи. Съобществата на червената хвойна, особено храстово-тревните комплекси, се използват активно като пасища. В тази връзка често се опожаряват, дървесната и храстова растителност се премахва, което заедно с интензивната паша води до допълнителна ерозия на почвата и влошаване структурата на местообитанието (Гусев 2015).

- **Балкански псевдомаквиси (EUNIS: F5.31 Helleno-Balkanic pseudomaquis) (NT)**

Местообитанието включва съобщества на ксеротермни смесени храсталаци от средиземноморски и субсредиземноморски ксерофилни листопадни и вечнозелени храсти с височина от 0,5–3 m високи и ниски дървета. Те се срещат в условията на преходно-средиземноморски климат, в пояса на ксеротермните дъбови гори. В обхвата на целевата територия са разпространени по долината на р. Места и по склоновете на Славянка до 900 m н.в. Псевдомаквисите са най-често деградирали съобщества на храстовидни по форма дъбове, формирали се след изсичане и изпасване от селскостопанските животни на широколистни листопадни гори. Срещат се на сухи терени върху силикатна или карбонатна скална основа, най-често върху бедни почви по склоновете. Отрицателно действащите фактори върху местообитанието са интензивната паша на домашни животни, опожаряване, добив на инертни материали и залесяване с нетипични иглолистни видове (Гусев и др. 2015).

- **Ендемични оро-средиземноморски съобщества от ниски бодливи храстчета (HD 92/43: 4090 Endemic oro-Mediterranean heaths with gorse) (EN)**

Местообитанието представлява съобщества от туфести бодливи храсти от род клинавче (*Astragalus*), разпространени по хълмовете и ниските планини. Тези съобщества заемат ерозирани терени с разкритие на приосновните скали. В целевата територия, доминант е основно теснолистния клин (*Astragalus angustifolius*). Съобществата му са разпространени от пояса на ксеротермните дъбови гори до субалпийския пояс. Първичното му разпространение е свързано с голи и скалисти места и върхове. Освен доминантите се срещат много туфести житни треви и богати на етерични масла полухрасти и многогодишни треви. Съобществата се срещат в комплекс със съобщества на многогодишни житни треви и сухолюбиви гори на космат дъб, келяв габър и др. Среща се в района на вр. Ореляк (Пирин), вр. Шабран и вр. Гоцев връх (Славянка). Тези съобщества заемат непригодни терени, бедни са на фуражни треви и рядко се използват като пасища. При пашата се увеличават бодливите и рудерални видове (Гусев 2015).

Тревните и храстово-тревните съобщества, представляват местообитание на голям брой редки, застрашени и защитени видове от фауната на България. В тях те намират места за размножаване, гнездене, хранене и укритие. „Природно местообитание са естествени или близки до естествените сухоземни или акваториални области с характерни географски, абиотични и биотични особености, придаващи им специфичен облик". За разлика от него, "Местообитание на вид" се означава като „район, определен от специфични абиотични и биотични фактори, в който този вид се намира постоянно или временно в някой от стадиите на своя жизнен цикъл" (Цонев *и др.* 2015).

3. Заплахи и въздействия върху постоянно затревените площи

3.1. Отстраняване на храстова и дървесна растителност

Дървесната и особено храстовата растителност, е ключов елемент от местообитанията на множество животински видове и структуроопределящ елемент на тревните и храстово тревни съобщества. Отстраняването на дървесната и храстова растителност води до трайно увреждане, а в редица случаи и унищожаване на места за размножаване, укритие и изхранване на редица видовете, в това число и

консервационно значими. Дървесно-храстовата растителност има ключово значения за предотвратяване възникването и ограничаване на развитието на почвената ерозия.

Премахването на храстовата и дървесна растителност е свързано с използването на техника, оказваща допълнително негативно въздействие, в това число шредери или храсторези. През последните години ползването на шредери взима превес с оглед по-добрата им ефективност. Използването на тези технически способи води до пряко унищожаване на екземпляри, а не рядко и до унищожаване на цели локални популации.

Друг способ, използван за трайно премахване на дървесната и храстова растителност, е нейното опожаряване. Прилага се директно опожаряване или запалване на оставащите над земята части, след като дърветата/храстите са отстранени механично. Тази практика също води до директно унищожаване на екземпляри, а в редица случаи и до увреждане или унищожаване на цели локални популации. Директното въздействие върху животински видове и техни популации, може да се мултиплицира, когато почистването на дървесна и храстова растителност, и нейното опожаряване, се провежда в периоди с висока активност на животинските видове (м. март - м. септември), в това число и по време на тяхното размножаване.

3.2. Разораването на тревни съобщества

Разораването е силно отрицателно въздействия, водещо до пряко унищожаване на тревните съобщества и свързаните с тях видове. Най-често на разораване са подложени тревни съобщества, които не са включвани в сеитбооборот 3 или повече години, и които по начин на трайно ползване са ниви. С течение на годините, на мястото на изоставените ниви започват да се формират тревни съобщества, с характерното за тях биологично разнообразие. Колкото по-дълго нивите не са включвани в сеитбооборот, толкова по-богати са на видове и съответно загубите на биологично разнообразие в резултат на изораването са по-големи.

3.3. Неефективно управление на тревните съобщества

В зависимост от почвените особености, качествените и количествени характеристики на видовете, тревните съобщества могат да бъдат поддържани в оптимално състояние чрез паша или косене, които следват да бъдат прилагани балансирано в зависимост от характеристиките на местообитанието. Дисбалансът при

прилагането на двата метода, води до увреждане на съобществата, и може да има следните вариации:

i. Прекомерна паша (преизпасване) и стъпкване от едри животни

По същество, преизпасването води до увреждане на екологичната и флористичната структура, продуктивността и други характеристики на тревното съобщество, което е резултат от превишаване на допустимата степен на натоварването му. В редица случаи, преизпасването води до оголване на основната скала и формиране на типични скални съобщества. При преизпасване нараства и количеството на азотните съединения в почвата, което води до допълнителна рудерализация на съобществата. Храстовата растителност, може вторично да увеличат покритието си, като влошават качеството на местообитанието. При по-интензивна паша в съобщества, които се използват основно за сенокос, настъпва бързо изтощаване и осушаване на почвата. Снижава се продуктивността им, често започва инвазия на орлова папрат. В тези случаи пашата се използва само за ограничаване разпространението на храстова растителност (Цонев и Гусев 2013).

Най-честата причина за преизпасване е липсата на ротация на площите за паша, в това число и при използването на електропастири. В тези случаи животните се задържат дълго време на една и съща площ, което води до преизпасване и стъпкване. Стъпкването е особено характерно, когато липсата на ротация се комбинира с паша на едри животни – говеда и коне. В резултат се повлиява силно негативно както растителността, така и структурата на почвата. Почвата се уплътнява, намалява се аерацията ѝ, което я прави непригодна за редица растителни и животински видове (Цонев и Гусев 2013).

ii. Използване на паша, когато не е препоръчителна

При тревни съобщества, които заемат непригодни терени, бедни са на фуражни треви и рядко се използват като пасища, пашата води до увреждане качеството на местообитанието – увеличават се бодливите и рудерални видове. Негативните въздействия са свързани и с натоварването на почвата с азотни съединения най-често в резултат на пасищно претоварване и преизпасване на терените, което увеличава рудерализацията. Присъствието на селскостопански животни, особено когато са в голяма численост, допринася за допълнителна ерозия на почвата.

В безлесната зона на планините, пашата в обхвата на някои съобщества е вредна и не трябва да се допуска, защото намалява консервационната им стойност.

iii. Изоставяне и опожаряване на пасищата (липса на паша)

Пашата в миналото е била съпроводена с периодично опожаряване на храстовите съобщества, вкл. и на синята хвойна. Изоставянето и опожаряването на пасищата води до нарастване на процентното участие на хвойната и до намаляване на пасищните ценози. При липсата на паша започва бързо обрастване с дървесна и храстова растителност.

4. Мерки за подобряване на управлението на постоянно затревените площи

Паша

Пашата е практика, която от една страна ограничава навлизането на дървесна и храстова растителност, а от друга пасящите животни наторяват почвата и спомагат за изхранването на безгръбначните и дребните гръбначни животни. Животните пренасят и разпространяват семената на много видове тревисти растения. При умерено утъпкване, тежките животни раздробяват опадалата листна маса и грубите растение, като в утъпканите участъци се оформят места с по-рядка или без растителност. Това дава възможност за семенно възобновяване на различни тревисти растения.

При идеални условия откритите пространства в горите се поддържат от дивите тревопасни животни, което е свързано с оптимална численост на популациите им. Идеалните условия обаче са по-скоро изключение и може да се наблюдават на отделни територии – резервати, дивечовъдни стопанства и други територии с режим на защита. В основният процент от случаите, числеността на дивите тревопасни животни е твърде ниска, за да могат да поддържат откритите тревни пространства в горите. Поради тази причина се използва пашата на домашни животни.

Въздействието на пашата върху тревните съобщества е сложен за управление процес, който се влия от множество фактори. Такива са вида на пасящите животни (едър или дребен рогат добитък, магарета, коне и др.), продължителност на изпасването, гъстота на животните (брой пасящи животни на единица площ), система на изпасване (последователност и модел

на пасищните дейности и придвижване на животните), разпределението на водните ресурси и др.

Основната роля на пасищните животни в управлението на биологичното разнообразие на пасищата е поддържането и подобряването на структурната хетерогенност на пасищата, и по този начин на флористичното и фаунистично разнообразие, чрез селективно обезлистване, дължащо се на хранителна селекция, стъпкване, кръговрат на хранителни вещества и разпространение на семената. Диетата на пасищните животни се повлиява от временни и пространствени промени в структурата на пасищата, защитните механизмите на растенията, наличието на треви, фенологията на растенията и физиологичното състояние на животните. Потенциално това може да бъде използвано за влияние върху избора в различни съобщества. Хранителния избор се различава при различните животинските видове, обусловен от фактори като размер на тялото, храносмилателната физиология и зъбната анатомия (Rook & Tallowin 2003).

Видът на животното има основен ефект върху хранителния избор. Най-значим ефект има размера на тялото. **Тъй като по-големите животни имат относително голям капацитет на червата спрямо метаболитните си нужди, те могат да задържат поетата храна в храносмилателния тракт по-продължително и по този начин да усвоят хранителните вещества по-пълноценно**. Това означава, че те могат да преживяват при наличие на хранителни видове с по-ниска смилаемост и следователно могат да се хранят по-слабо селективно от по-малките животни, които по необходимост трябва да избират растителни видове или техни части с по-високо качество. Едрите тревопасни животни изпасват тревата по-малко избирателно в сравнение с дребните и предпочитат по-високи треви. Те имат по-голямо значение за създаването и поддържането на структурно разнообразие в тревните съобщества. При изпасването на тревната растителност, едрите тревопасни животни създават структура с редуване на туфи, докато дребните, като овцете например, които пасат по-избирателно, оформят плътно и ниско изпасен чим. При храненето си конете издърпват растенията от почвата почти с корените, като по този начин разрушават чима. Поради своите размери, едрите тревопасни животни утъпкват растителността, уплътняват и разрушават почвата в по-значителна степен в сравнение с

дребните тревопасни, поради което имат по-неблагоприятно въздействие върху тревните съобщества (Цонев и Гусев 2013).

Храносмилателната физиология също е от съществено значение. Например, преживните животни като елените имат по-ефективно храносмилане, отколкото видове като конете, при които ферментацията протича в задната част на храносмилателния тракт (тънко черво, дебело черво и цекум) [10]. Следователно последните разчитат на висока производителност и това може да наложи дълги времена на паша до 19 часа на ден (напр. [4]), което от своя страна води до утъпкване на растителността и трамбоване на почвата.

По отношение на зъбната анатомия, видовете с горни и долни резци (като конете), могат да пасат много по-близо до земята от видовете с долни резци (например елени) и концентрират своята паша в сравнително ограничени участъци от наличната площ. По този начин те допринасят за различна структура на пасището [7]. Много от пасищата управлявани с коне са претоварени с голям брой животни, което води до лоша структура и загуба на разнообразие [1]. Това вероятно е довело до несправедливо, негативно възприемане на пашата от коне като инструмент за устойчиво управление на тревните съобщества. Въпреки това управлението на тревни съобщества, които се развиват на бедни, плитки, ерозирани, скелетни и сухи почви, не следва да се реализира посредством конска паша. Последната може да се прилага за управление на планински и ксеротермни ливади и пасища.

Физиологичното състояние на животното също повлиява неговата хранителна селекция. Например гладните животни са по-малко избирателни [12].

Числеността на тревопасните животни и времето, за което те пасат на дадено място, определят резултата от режима на пашата. Опазването на биологичното разнообразие, в това число и оптималната структура на тревните съобщества в горите, изисква прилагането на екстензивна и слабо интензивна паша. Това означава, че гъстотата на пасящите животни, следва да бъде по-малка от допустимото ниво на натоварване на тревното съобщество. При по-ниска надморска височина, в сухи тревни съобщества продължителността на пашата е от 4 до 6 седмици, при оптимално количество на тревопасни животни – от 20 до 30 овце или от 5 до 8 крави на хектар. В

планините и в по-ниско продуктивните пасища, това натоварване е в пъти по-малко (Цонев и Гусев 2013)

Системата за изпасване представлява редовната, организирана последователност на придвижване на пасящите животни върху територията на пасището. Бива два основни типа – непрекъсната паша и ротационна паша. Непрекъснатата екстензивна паша е подходяща за полуестествени тревни съобщества. Ротационната паша е по-подходяща за естествените по произход тревни съобщества (степни, алпийски, субалпийски), които не могат да издържат на високо пасищно натоварване. При ротационната паша, животните се насочват на места със свежа трева през определен период от време (Цонев и Гусев 2013).

II. Оценка и характеристики на популацията на благороден елен (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758), целесъобразност и насоки за възстановяване на популацията на вида

1. Биология, екологични изисквания, разпространение и природозащитен статус на вида

1.1. Таксономия и общо разпространение на вида

1.1.1. Таксономия

Царство: Animalia

Phylum: Chordata

Клас: Mammalia

Разред: Cetartiodactyla

Семейство: Cervidae

Род: *Cervus* Linnaeus, 1758 – Елени

Таксономично име: Cervus elaphus Linnaeus, 1758

От таксономична гледна точка, благородния елен се отнася към две ясни монофилетични групи (клади), кореспондиращи с източната и западна част на ареала на вида. В рамките на западната монофилетична група са установени 7 подвида, които са разпространени като следва:

- *C. e. elaphus* – Ирландия, Великобритания, континентална Европа
- *C. e. barbarous* – Атласки планини (Алжир, Тунис)
- *C. e. corsicanus* – Корсика (изчезнал, реинтродуциран през 1985), Сардиния
- *C. e. maral* – Анатолия
- *C. e. italicus* – Италия (провинция Ферара)
- *C. e. brauneri* – Крим (Русия)
- *C. e. montanus* (syn. *Carpathicus*) – Карпати

В рамките на вида, ясно са разграничени три генетични линии, които приблизително кореспондират с географските фактори. Една от линиите е разпространена в Централна - Западна Европа (също и Украйна), втората – заема територии от Източна Европа до Близкия Изток, а третата, която съответства на *C. e. barbarous* и *C. e. corsicanus* е разпространена в Северна Африка и Сардиния, като последните два номинала се считат за синоними и са препоръчани за подвид (Lorenzini and Garofalo 2015). Редица анализи сочат, че преразглеждането на подвидовата таксономия на благородния елен ще бъде от полза (Lovari et al. 2018).

C. e. italicus е описан като отделен подвид въз основа на морфологични и генетични характеристики на индивиди от Национален парк Месола (*Bosco Della Mesola*), Италия, където съществува единствената автохтонна популация на благороден елен на Италианския п-в (Zachos et al. 2014). Това заключение се поддържа и от Lorenzini and Garofalo (2015).

Биохимично-генетичната изменчивост на благородния елен в България е най-висока в сравнение с други части от европейския ареал на вида (Hartl & Markov 1993). Популациите от България са твърде сходни помежду си и съдържат алели, липсващи при популациите от други части на Европа. На тази основа, както и въз основа на диференциацията на митохондриалната ДНК, се допуска, че популацията у нас е генетично диференцирана и вероятно би следвало да се отнесе към подвид, различен от номинантния (Hartl et al. 1993, 1995). Възможна е генетична връзка с подвида C. e. maral Lydekker 1898, разпространен в Мала Азия и Кавказ. Обособяването вероятно е станало още през еемиан, според известните данни за скорост на нуклеотидна дивергенция (Hartl et al. 1995).

Съвременните генетични проучвания на вида в страната установяват високо хаплотипно разнообразие между субпопулациите на вида в страната, както и уникални хаплотипни линии, основно при старопланинската и родопската субпопулации, които не са открити в популациите на елени от други страни (Markov et al. 2012). Според краниометрични проучвания на вида в страната е установено сходство между локалните популации на вида в Стара планина и Витоша, и между локалните популации в Лудогорие – Добруджа и Странджа – Сакар (Markov 2014).

1.1.2. Общо разпространение

Ареалът на благородния елен обхваща територии от Европа до Северна Африка и Средния Изток (Wilson and Mittermeier 2011). Видът е широко разпространен в континентална Европа, но до голяма степен това разпространение е фрагментирано. Видът не е разпространен в северна Феноскандинавия (Скандинавия, Финландия и Исландия) и в голяма част от Русия, с изключение на Воронеж (северна Русия), п-ов Крим и Кавказ, където е разпространен до Армения, Азербайджан и Грузия. Представен е на редица острови, включително на Британските острови, о-в Сардиния и о-в Корсика (реинтродуцирана популация от Сардиния). Освен в НП Месола (делта на река По), всички континентални популации на Италия са изчезнали в исторически план и са възстановени от индивид с чужд произход. Видът е изчезнал в Албания. В Гърция, малки изолирани субпопулации са резултат от реинтродукция на вида в територии, в които е съществувал в миналото. Естествена субпопулация се среща до 1980 г. на п-ов Ситония (Халкидики, Гърция). В Португалия всички популации са резултат от повторно въвеждане или от естествена експанзия от трансгранични испански популации, които на свой ред също са реинтродуцирани. Обитава територии от морското равнище до горната граница на гората (около 3000 m н.в.) в Алпите. В Африка се среща в Атласките планини на СИ Алжир и СЗ Тунис и Мароко (реинтродуциран от 1989 г.). разпространен е в Близкия и Среден Изток в Турция, Северен Иран и Ирак, но е изчезнал (унищожен е) в Израел, Йордания, Ливан и Сирия. Видът е интродуциран в Аржентина, Австралия, Чили и Нова Зеландия (Zachos and Hartl 2011, Torres et al. 2013, Lovari et al. 2018). Малък брой индивиди са интродуцирани в Кентъки, САЩ (Mitchel et al. 1977)

1.2. Разпространение в България. Данни за минало разпространение на вида в обхвата на целевата територия

Благородният елен е разпространен фрагментирано на територията на цялата страна. Разпространението му обхваща планините до субалпийската зона, включително (….). Основните локални популации на вида са концентрирани в Лудогорие и Добруджа (Североизточна България), Стара Планина (Централна, Западна и Източна Старопланински субпопулации), Витоша, Рило – Родопски масив (Западни Родопи и

Пирин), Странджа и Сакар. След 2015 г., видът е реинтродуциран на територията на Източни Родопи.

1.3. Численост

Широко разпространен вид с високо обилие в по-голяма част от ареала си, въпреки че са налице тенденции за нарастваща фрагментация на популациите в Северна Африка и Централна Европа и изчезване на вида от някои райони, в които се е срещал в миналото. В цяла Европа, с изключение на Русия, популационната численост е оценена на 1,25 млн. индивида през 1985 г. и на 2,4 млн. индивида през 2005 г. Плътността обикновено се оценява на 1–5 инд. / km², в някои случаи до 15 инд. / km² (Wilson & Mittermeier 2011). В същия период (от 1985 до 2005), годишният прираст на вида нараства от 270 000 до 500 000 инд. (Lovari et al. 2018)

През 30-те и 40-те години на XX век видът е застрашен от изчезване в България. Към 1932—1933 г. числеността му е оценена на 6000—7000 екз. В периода от 1982 до 1988 г. тя нараства до 15 817 до 23 000 екз. Към 1992 г. пролетният запас на вида се оценява на 28 370 екз. (Спиридонов & Спасов 1993). През 2019 г. е установена численост от 31 241 инд., като за периода 2011 – 2018 г., процентния отстрел на вида спрямо запаса варира между 1,5 и 3,6% (Ахмед & Генов 2020).

1.4. Фактори, определящи общото разпространение и стойностите на обилие на вида

1.4.1. Хабитатни и климатични изисквания

Благородният елен обитава горски съобщества, в това число отворени широколистни гори, смесени широколистно-иглолистни гори, чисти иглолистни гори или иглолистни плантации, планински мочурища и открити планински райони (понякога над горната граница на гората), Средиземноморски маквисови съобщества, естествени тревни съобщества, пасища и ливади (Mitchel et al. 1977, Koubek & Zima 1999). Предпочита широколистни гори, с разпръснати сред тях големи отворени пространства доминирани от тревна растителност.

Обикновено видът се среща в планински райони, до около 2800 m н.в. в Алпите, където прекарва летните месеци в райони с алпийски пасища, а през зимните месеци обитава долинните понижения. При по-равнинни терени, селектира гористи склонове през лятото и отворени тревни пространства през зимата. В западната част на Централна Азия, в пустинните райони, обитава гъсталаци с дървесно-храстова растителност по бреговете на реки (Wilson & Mittermeier 2011, Lovari et al. 2018).

В Европа, благородният елен е винаги асоцииран с горски местообитания. За поддържане на постоянна популация на вида в даден участък от пространството са необходими 1000–12000 ha нефрагментирани от гледна точка на вида, горски местообитания (Mitchell 1973b)

Обща характеристика на горските местообитания, където видът се среща, е наличието на затревени сечища, ниви, горски просеки и т.н., в рамките на или в съседство на горите (Samoilov 1962; Dzieciotowski 1969). Първично местообитание на вида (в което се обособява като вид) са горски степни зони или силно разредени гори. Най-вероятно това е причината, видът да се придържа към горско-степни склонове, с участието на открити тревни съобщества или по границата между гората и открити пространства заето с тревни или храстово-тревни съобщества. По рядко индивидите навлизат в скалисти горски територии с различен наклон, но избягват или отсъстват напълно от територии с открити скали или участъци покрити с камъни (). Елените не са представени също в непрекъснати (без открити територии) горски комплекси. Асоциацията с горски ръбове или екотон между горски територии и открити тревни пространства е установена и за територии, в които видът е интродуциран (Flerov 1952; Dzicioiowski 1969; Mitchel et al. 1977). В Британия, видът обитава открити хълмове, които обаче предоставят ключови характеристики на местообитанието за вида, като възможност за бръстене в асоциациите от калуна (*Calluna vulgaris*), както и др. хранителни ресурси, в това число различни видове треви и острици (*род Carex*). Освен това те намират подслон, използвайки топографските характеристики, и избират места по склоновете, където имат неограничен изглед, което компенсира „усещането за сигурност“, осигурявано от горската растителност. Фактът, че благородния елен не обитава трайно равни територии без гори, сочи за ключовото значение на „покритието“

като ландшафтен елемент, определящ трайното присъствие на вида в дадена територия (Mitchel et al. 1977).

Видът рядко обитава обширни, гъсти (с висока пълнота) гори или обилието му в такъв тип местообитание е много ниско (Flerov 1952; Dzifiotowski 1969). Освен, че са непригодни за вида, големи блокове от високопланински територии, обширните гъсти гори или гъсти храстови съобщества са бариера за придвижванията на индивидите, каквато бариера са и равнините, степите и пустинните територии (Mitchel et al. 1977).

Климатични характеристики на местообитанието

Друг съществен фактор определящ разпространението на вида е количеството на твърдите валежи (снеговалежите) и снежната покривка (Sablina 1969). Благородният елен не обитава територии, в които средния годишен максимум на снежната покривка е с дебелина над 40–50 cm при равен терен. Видът се концентрира във висока численост в територии, в които снежната покривка не надвишава 20–30 cm (Mitchel et al. 1977). Поради силните снеговалежи на северната граница на разпространението на вида в Норвегия, елените се концентрират в малки територии (Wegge 1974).

Значение на влагата и температурата?

Влагата и температурата също влияят на разпространението на вида. През сухите периоди, някои подвидове (*C. e. barbarous, C. e. nelson, C. e. corsicanus*) променят моделите на ползване на местообитанието и хранителната си екология - местят се в територии с наличие на по-постоянни водни запаси, променя диетата си от тревни видове на филизи и листа или от многогодишни цъфтящи растения към тревни видове (*сем. Gramineae*) (Knight 1970; Jenkins 1972; Meyer 1972). Водоизточниците са важен елемент за избора на местообитание от вида и в Средиземноморските екосистеми, характеризиращи се с много топло и сухо лято и с прохладна и влажна зима (Puddu et al. 2009; Torres et al. 2012a).

По-високата влажност, характерна за горите, предопределя присъствието на вида в някои части на Източна Европа, които се характеризират с ниско количество на валежите. Типичен пример в това отношение е територията на Източни Родопи.

Проучванията на вида в Норвегия показват силен сезонна селекция на горски местообитания с по-голяма растителна покривка през лятото, докато през пролетта и есента индивидите избират открити пасища (Mysterud et al. 2002; Godvik et al. 2009 in Torres et al. 2014).

Влияние на структурата на местообитанието

Като цяло, използването на местообитанието от благородния елен е тясно свързано със структурата на местообитанието, с разпределението и качеството на хранителните ресурси. Използването на растителността (почвената покривка) вероятно е свързано с качеството на мястото, тъй като възможността за избор на по-добра храна е по-голяма, ако мястото предлага по-голяма численост и разнообразие на растителните видове. Освен това, използването на почвената покривка може да бъде обвързано с обилието на растителните видове, които се развиват в този слой и присъстващи с висока честота в диетата на благородния елен (e.g. Bugalho & Milne 2003). Присъствието на вида ясно се асоциира с фрагменти с висока плътност на ерикоидни съобщества (*Erica sp.*) и бобови растения (*сем. Fabaceae*). Този тип растителност също корелира с дълбоки почви, в малки долини или в близост до реки и извори, особено в условията на по-сух и горещ климат. Поради това, силната асоциация между благородния елен и тези растителни видове може да бъде обяснена с обилието на водоизточници, които позволяват на вида да се справи с летните суши, особено в маргиналните южни части на ареала на вида, характеризиращи се със Средиземноморска климатична компонента. В северните и високопланински части от ареала, благородния елен най-вероятно не е повлиян от ограничения във водните ресурси и може да си ги набавя от растенията и снега (Torres et al. 2013).

В южните части на ареала си, благородният елен използва територии, които са отдалечени от земеделски земи (Torres et al. 2013). Това може да бъде отдадено на усещането за риск от хищници, което на свой ред е свързано с по-слабо използване на отворени пространства, каквито са земеделските земи т.е. минималното използване на земеделски земи (открити пространства) е стратегия за редуциране на риска от хищници. За разлика от южните, в северните екосистеми естествените хищници на видът са оскъдни и атакуват основно млади животни (Bonenfant et al. 2004). Ако хищниците

отсъстват или са с ниска численост, растителната покривка, използвана за укритие има по-слабо значение и елените използват по-интензивно открити земеделски земи и пасища (Mysterud et al. 2002; Godvik et al. 2009).

В южната част от ареала на вида, индивидите проявява предпочитания към фрагменти с разредена дървесна растителност (Torres et al. 2013). Това не кореспондира със значението на дървесната растителност като местообитание, предоставящо подслон и убежище срещу безпокойство, хищници и неблагоприятни климатични условия (Myste & Østbye 1999). Предпочитанията към разредени гори, по-скоро са свързани с използването на фрагменти с пригодна почвена покривка, тъй като динамиката на горския подлес се намира в тясна връзка с развитието на основните дървесни етажи: растителната покривка намалява при по-високи стойности на склопа, поради конкуренцията за ресурси (светлина, хранителни вещества, вода), които повлияват храстовия и приземен растителни етажи (Nabuurs 1996), включващи основите хранителни ресурси на вида. Храстовата растителност е друга важна структурна характеристика на местообитанието на благородния елен. Повечето от предпочитаните от вида хранителни ресурси са концентрирани в храстовия етаж (Bugalho & Milne 2003; Carranza et al. 2008; Torres et al. 2012).

Антропогенно влияние

В екологичната ниша на благородния елен, дефинирана от климатичните и общите му изисквания към местообитанието, влиянието на човека е вероятно следващия най-важен фактор, въздействащ върху общото разпространение на вида. В резултат на пряко преследване и безпокойство през 30^{те} и 40^{те} години на XX век видът е застрашен от изчезване в България. В края на 80^{те} години изчезват редица локални популации, някои от които не могат да бъдат възстановени и до наши дни. Подобни процеси на наблюдават и в други части от ареала на вида. Разпространението на някои Северноамериканско подвидове е редуцирано в резултат на безпокойство и лов, а някои популации и подвидове са унищожени (Murie 1951; McCullough 1969; Boyd 1970). И понастоящем видът не се среща в много райони с пригодни местообитание, които могат да бъдат достигнати посредством дисперсия на индивиди и вероятно причина за това е

човешката преса (Mitchel et al. 1977). В други райони обаче, видът се възстановява в резултат на проведени реинтродукции на индивиди.

Видът се среща по-рядко в територии в близост до пътища, къщи, селищна и селскостопанска инфраструктура. Факторите на човешко безпокойство могат да въздействат върху разпространението на елените, поради което те могат да бъдат разглеждани като аналог на риска от хищничество (Torres et al. 2014)

1.5. Фактори, определящи разпространението на локално ниво

1.5.1. Хранителни навици и диета

За да въздействаме на популациите при всяка система на управление или за създаване на нови системи, като и за нуждите на управлението на хранителните местообитания на благородния елен трябва да разберем хранителните изисквания на вида и как те ще бъдат постигнати в различна среда. Следва да можем да прогнозираме представянето на животните при различна плътност в дадени райони и как това е свързано с продуктивния потенциал на територията. Също следва да познаваме хранителните изисквания на елените, за да разберем селекцията на растенията или да прогнозираме използването им.

Изискванията на елените по отношение на хранителните ресурси, варират в зависимост от възрастта, условията за размножаване и сезона. Дивите елени показват сезонни тенденции в доброволния прием на храна (VFI), които вероятно корелират с техните изисквания. Например, доброволния прием на храна през зимата е по-нисък в сравнение с този през лятото, когато задоволяват нуждите си от растеж, лактация и натрупване на мазнини за сватбуване и за зимните месеци. Редукцията в приема на храна през зимата се наблюдава както при дивите, така и при индивиди отглеждани на затворено, дори когато се наблюдава наличие на подходяща храна (Blaxter et al 1974; Pollock 1974), което се асоциира с намаляването на продължителността на деня (Simpson 1976). Възможно е редукцията да се е развила като хранителна адаптация за справяне с недостига на храна през зимата (Mc Ewen et al 1957). Тъй като приемът на храна се регулира частично при преминаването на храната през червата (Gasaway Et Coady 1974),

намаления прием на храна през зимата несъмнено се дължи отчасти и на по-ниската усвояемост на зимните фуражи и на увеличеното време на задържането им в търбуха.

Значителни промени в приема на храна се случват и по време на сватбуването, като при мъжките индивиди редукцията може да бъде значителна - до около 50% (French et al 1956) и до 27% от по-високото теглото на животните характерно за периода непосредствено преди сватбуването (Cowan, Wood Et Kitts 1957). При женските също се наблюдава редукция в приема на храна по това време, въпреки че не е толкова осезаема колкото при мъжките индивиди (Mitchel et al. 1977)

Най-важните хранителни фактори, определящи състоянието на благородния елен са метаболитната енергия, протеини, и потенциално калций и фосфор. От тях метаболитната енергия е най-честия лимитиращ фактор, въпреки че ниските нива на протеини повлияват оползотворяването на енергията (Hobson, Mann, Summers Et Staines 1976). Резултатите от редица проучвания свързват растежа и състоянието на индивидите с участието на различни количества суров (необработен) протеин в диетата им. Като цяло е възприето, че елените се нуждаят от 6–7% суров протеин за поддържане в добро състояние и поне 13–20% за оптимален растеж (% сухо вещество) (Mitchel et al. 1977).

Arman (1974) определя нуждите за поддържането на състоянието на благородния елен на дневна база на 1,450–1,850 g сухо вещество / ден за неразмножаваща се кошута с тегло 74–102 kg. Приема на храна нараства при бременни животни, непосредствено преди отелването и отново по време на ранната лактация, достигайки нива от 2.4–2.6 пъти над приема на неразмножаващи се животни (кошути) със същото тегло. Други изчисления сочат, че приемът на сухо вещество (g / ден) за поддържане на неразмножаващо се животно на закрито следва да бъде 10.2W + 320 при хранене с концентрати и 8.5W + 942 при хранене с груби фуражи и при смесени диети (W = kg живо тегло). Това дава среден прием на метаболитна енергия от 0.57 ± 0.02 MJ/ kg W^{75}/ден, или около 1.7 пъти загуба на топлина на гладно. Според други оценки на енергийния метаболизъм на благородни елени отглеждани на затворено, дневните енергийни нуждите възлизат на 539kJ/W; диапазон 395–683 kJ/W^{75} (Mitchel et al. 1977)

i. Активност при хранене (паша)

Преживните животни могат да оползотворяват големи количества храна с ниско качество. Това използване е почти изцяло зависимо от микробните реакции, които протичат основно в румена на животните. Константното състояние условията за разграждане на храната в румена, което позволява по-добро усвояване на хранителните вещества с участието на микроорганизмите, се постига или чрез промяна на потока на храносмилателни сокове в румена или чрез хранене на по-чести интервали. Еленте не са в състояние да усвояват бързо фуражи богати на фибри или да складират голямо количество хранителен материал в търбуха (румена), за да издържат без хранене по-дълъг период от време, както например говедата. Следователно това означава, че те се нуждаят от няколко редуващи се периода на хранене и почивка. Всяка намеса в тази дейност ще доведе до по-ниска ефективност на храносмилателния процес (Barnett Et Reid 1961; Klein 1962; Short 1963).

Според редица автори, благородния елен е дневно активен вид, с пикове на активността при изгрев и залез (e.g. Dmitriev 1938; Flerov 1952; Eygenraam 1962; Bubenik Et Bubenikova 1967; Colquhoun 1971). Според други автори елените се придържат към прикритието на горите през деня и се хранят най-активно вечер и през нощта, когато се придържат към открити пасища, ръбове на гората и ниви заети със земеделски култури (e.g. Eygenraam 1962; Ahldn 1965a; Chard 1966; Delap 1970; Lloyd 1970). Съществуват и сведения според, които елените са активни както през нощта, така и през деня, с изключение на лятото, когато те остават да почиват през горещите периоди на денонощието (Yanuskho 1957; Mambetzhumaev 1961).

Резултатите от проучване на активността на вида по време на хранене, при животни отглеждани в заграждения, описват благородния елен като полифазен вид с 6–9 цикъла на хранене на ден. Тъй като 2/3 от храненията настъпват през светлата част на денонощието видът се разглежда като основно дневен (see also. Craighead, Craighead, Ruff Et O'Gara 1973). Разликите в денонощната активност могат да се определят и от физиологичното състояние на индивидите. Например, кърмещите женски имат цикли на хранене сходни с тези на техните телетата, но се различават от тези на женските индивиди, които не кърмят и мъжките индивиди (Bubenik Et Bubenikova 1967; Jackes 1973). Разлики в хранителната активност на елените може да бъдат обусловени от фактори като метеорологичните условия и безпокойство, например лов, в резултат на

които елените остават скрити в гората през деня (Darling 1937; Ahlén 1965a; Bubenik Et Bubenikova 1967; Harper et al 1967; Kuznetsov Er Dmitriev 1970; Davidson 1973b; Jungius 1974). Изкуственото подхранване също влияе върху активността при хранене. Висококачествените концентрирани фуражи, предлагани на елените през зимата, водят до нарушения в естествените модели на хранителна активност (Bubenik Er Casnocha 1965).

Разбирането на значението на хранителните цикли, преминава през използване на мерки (различни от времето прекарано в хранене с различни хранителни източници) за остойностяване на интензивността на пашата и приема на фуражи от различните растителни видове, , тъй като различните растителни съобщества се различават по хранителните си свойства. **Друг важен фактор е степента на използване на пасището. Следва да се има предвид, че за сравними количества храна, животните полагат значително по-голямо усилие и изразходват по-голямо количество енергия при хранене на ниско изпасени пасища в сравнение със слабо използвани пасища или храстови съобщества, н**апример на Calluna.

ii. Растителни видове, влизащи в диетата на вида

Резултатите от проучванията на видовете, съставящи хранителната диета на благородния елен, сочат използването на широк диапазон от видове. В Якутия в менюто на вида влизат 66 вида, в това число тревни видове, храсти и дървета, заедно с различни категории гъби, лишеи и мъхове (Egorov 1967). На територията на п-в Крим, в диетата на вида са установени 27 дървесни и храстови вида и 81 вида тревни растения (Yanushko 1957). Проучвания на хранителните растения на вида в Полша, сочи участие на над 49 вида (Dziqciotowski 1970a). Съобществата от ниски храсти, напр. на Calluna, са много важен хранителен източник за вида, поне по отношение на поеманото количество. Бобовите растения не формират важна част от диетата на вида, най-вероятно поради факта, че съставляват малка част от наличния фураж. В горските територии, диетата на вида включва основно храстови и дървесни филизи и издънки. Плодовете и семената са важна храна за благородния елен през есента (Lovari et al. 2018).

iii. Фактори, определящи избора на растения

Благородният елен предпочита "хранителни блокове", а не конкретни растителни видове, като двойка видове могат да се допълват взаимно в диетата на вида. Изборът на отделни растителни видове в една и съща територия може да варира и между отделните индивиди или през различните години (Ahlen 1965a; Jensen 1968; Kossak 1976).

<u>Обхват на селекцията</u>

Преживните животни могат да бъдат силно избирателни при селекцията на хранителни ресурси. Като цяло те предпочитат листната маса пред стъблата, и зелените части пред сухите (Arnold 1964a). Животните могат да избират по-богати на хранителни видове територии в рамките на едно пасище или дори отделни растения, които са с по-високо съдържание на хранителни вещества (Swift 1948; Smith 1950; Welch 1971a; Holloway 1967; Bayoumi & Smith 1976).

Проучванията върху избора на местообитание на благородния елен в България на Вълчинкова и Златанова (2020), сочат различия в параметрите на селекция при отделните суб-популации и в зависимост от пола. Мъжките индивиди в Централна Стара планина селектират горските територии и трайните насаждения, за разлика от кошутите, които ги избягват. Двата пола показват предпочитания към обработваеми земи и територии заети от храстова растителност и постоянно затревени площи. Въпреки общото предпочитание към затревените площи, пасищата, мерите и ливадите са избягвани, което може да се обясни с местоположението на тези категории затревени площи около населените места, които са избягвани от вида. Мъжките индивиди от Западно – Родопската популация също селектират горски територии. За разлика от тях, тези от популацията на вида в Североизточна България селектират територии заети от храстови съобщества, затревени територии и дерета, и демонстрират слабото избягване на горските територии. Индивидите от двата пола от Източно - Старопланиснката суб-популация селектират обработваеми земи. Съществува индикация, че женските предпочита храсти и затревени територии, както и полски пътища, прокари и просеки - характеристики, които мъжките индивиди от всички 4 суб-популации избягват (Вълчинкова и Златанова 2020). По отношение на селекцията на горски съобщества в зависимост от доминантния дървесен вид, проучването на Вълчинкова и Златанова (2020) сочи липсват на ясен модел. С изключение на съобществата от бял бор, които се селектират от вида, останалите горски типове са

избирани в едни части на страната и избягвани в други, което дава основание да се изрази хипотеза, че избора на местообитанието се определя в значителна степен от неговата структура.

Формата и обликът на растенията също могат пряко да въздействат върху избора им от животните. В силно избръстени гори по-голяма част от младите (новоизраснали филизи) могат да бъдат недостъпни. Други хранителни източници могат да бъдат недостъпни поради тяхното местоположение, напр. върху скални корнизи, или поради натрупване на покривка от мъртва маса върху израстващите надземни части, или поради отблъскващи животните особености – бодли, тръни, отровни химични съединения отделяни от растенията). Съществува вероятност предпочитаните видове да бъдат селектирани само когато са представени над определен критичен процент в пасищните територии. Ако тяхната плътност е твърде ниска или ако те са разпръснати на голяма територия, животните биха изразходвали твърде много време и усилия за тяхното намиране, което може да повлияе негативно на изборът им (Mitchel et al. 1977).

<u>Качество на храната</u>

Растителните видове могат да бъдат селектирани от животните поради различни причини. Някои от тях са избирани въз основа на тяхното минерално съдържание, други поради наличието на протеин, енергийния запас и наличието на фибри (Juon 1963). Преживните животни имат общата способност да избират „балансирана диета“ (Lockie 1967), но не е открит нито един химичен компонент, които да предопределя хранителната стойност и избора на растенията, когато са налични голям брой растителни видове (Arnold 1964b). Основните фактори, влияещи върху хранителната стойност на растенията за животните са: 1) степен на зрялост (Cook Et Harris 1950); 2) почвени фактори; 3) климат (Short 1969); 4) вариации в растенията по отношение на наличие на токсини, степен на нарастване и др. (Nagy, Steinhof Et Ward 1964) и 5) състояние на растенията (напр. свързано с управление на земите или ползване от животни, водещо в промени в сукцесията на растителността) (Taber Et Dasmann 1958).

Предпочитаните растителни видове, обикновено са с високо съдържание на азот, фосфати и общо енергийно съдържание, но с ниско съдържание на фибри, целулоза и етерични масла (Arnold 1964b; Heady 1964). Въпреки това, някои растителни видове с

високо съдържание на суров протеин може да не са предпочитани, поради наличието на етерични масла, които имат инхибиторен ефект върху микрофлората на търбуха (Nagy, Steinhof Et Ward 1964; Oh, Jones Et Longhurst 1968). Определени растителни видове могат да бъдат избягвани от животните поради липсата на вкусови качества, регистрирана от животните на база асоциации с наличието на различни ароматни вещества. Предполага се, че първоначално елените селектират растенията на база обоняние, последвано от вкуса (Longhurst, Oh, Jones Et Kepner 1968).

При експериментални условия е установено, че усвояемостта на някои ниски храстови растения като Calluna (41%-42%) от страна на благородния елен е много по-ниска в сравнение със суха трева (64%-67%), но тъй като животните са в отрицателен азотен баланс, се предполага, че елените в дивата природа са по-способни да избират по-питателна храна от тази, която им е наложена от експеримента (Staines 1969). В сравнение с овцете, благородния елен е в състояние да ферментират грубата растителна храна (храстова растителност) по-добре от тревната растителност, през цялата година, въпреки че пропорцията на консумираните видове се променя през различните сезони (Hobson et al. 1976). В сравнение с някои видове овце, благородния елен имат по-високи изисквания за поддръжка на единица телесно тегло (Simpson 1976). По-високите изисквания, заедно с по-ниската усвояемост на някои фуражи, означават, че елените се нуждаят от по-голям прием на храна. Приемът на храна на единица телесно тегло при благородните елени е около 30% по-висок, отколкото при овцете.

Често се приема, че качеството на зимните територии са от ключово значение за благородните елени, но лактация и по-късно за плодовитостта на кошутите зависят от качеството на летните територии (Arman, Kay, Goodall Et Sharman 1974). Телето от своя страна първоначално зависи от млякото на майката, а по-късно - от лятната и есенната растителност за нарастване и поддържане на добро физическо състояние, като вероятността за оцеляване през зимата е по-голяма при тези животни, които са в по-добра кондиция преди зимата. Темповете на спад телесното тегло при телета отглеждани на затворено, и кърмени от добре хранени кошути, са 273–417 g / ден през първите 30 дни. Темповете на растеж са сравними с тези на дивите телета до около 120 дни, но след това дивите телета имат намален темп на растеж, най-вероятно поради спада в качеството на храните през есента. Следователно качеството на летните

територии не ограничава производството на мляко, въпреки че физиологичното състояние и последващото плодовитост на кошутите могат да бъдат повлияни (Mitchel et al. 1977).

1.5.2. Метеорологични условия

Метеорологичните условия повлияват директно енергийния метаболизъм на животинските видове, като предизвикват загуба на топлина или топлинен стрес (Moen 1973) и по този начин стимулират поведение насочено към търсене на подслон. Търсейки подслон, елените могат да не са способни да се хранят ефективно – като продължителност на хранене или с предпочитаните растителни видове. Също така, храненето при неблагоприятни метеорологични условия изисква изразходването на по-голямо количество енергия. Снежната покривка затруднява движенията и прави хранителните им запаси по-недостъпни. Времето влияе и косвено върху елените чрез количеството и качеството на храната им (Mitchel et al. 1977).

<u>Влияние на метеорологичните условия върху енергийния метаболизъм</u>

Животните губят топлина посредством радиация, конвенция, проводимост (чувствителна топлинна загуба) или чрез изпаряване (Blaxter 1962). През лятото, когато енергийните нужди са високи за обезпечаване на растежа и лактацията, качеството на храните също е относително високо. За разлика от летния сезон, през зимата качеството на храната е по-ниско, животните губят тегло, намират се в отрицателен енергиен баланс и за балансирането му изразходват запасите от мазнини. Ниските температури на въздуха влияят върху скоростта на ферментация в търбуха чрез намаляване на микробните популации (Hobson et al. 1976) и усвояването на хранителните вещества е по-ниско (Armstrong, Blaxter, Graham Er Wainman 1959). Загубата на топлина нараства и с нарастване на скоростта на вятъра.

<u>Поведение свързано с търсенето на подслон</u>

Животните имат ниска способност да контролират топлинни си загуби, определени от "физическите характеристики на средата" (Blaxter 1962). При дивите животни, топлинните загуби могат да бъдат сведени до минимум чрез поведенчески реакции, насочени към търсенето на подслон. Благородните елени са силно подвижни животни и

могат да търсят подслон в по-обширни територии в сравнение с по-слабо подвижните домашни животни.

Вятърът и температурата повлияват съвместно топлинните загуби (Blaxter et a / 1963; Moen 1973) и заедно с валежите и слънчевата радиация са най-важните фактори, въздействащи върху дивите елени през зимата. Елените реагират на всеки фактор според тежестта на останалите, като значението на всеки фактор се определя и в зависимост от ландшафтните характеристики и типа на местообитанието. По този начин, на открити територии, скоростта на вятъра вероятно е доминираща спрямо температурата за стимулиране на поведение за търсене на подслон, но в горски територии температурата би имала по-голямо значение. Наличието на укрития е основен лимитиращ фактор за локалното разпространение на благородния елен през зимния период (Mitchel et al. 1977). Разбирането на връзката между поведенческите реакции свързани с търсенето на подслон и набавянето на храна е от ключово значение. **Териториите, които предоставят добри укрития от неблагоприятни метеорологични условия, не следва непременно да предоставят и високо качество на хранителните ресурси. Те следва да са по слабо пригодни в тази насока, тъй като вероятно ще бъдат интензивно използвани преди настъпването на бури, което ще доведе до силно прекомерно изпасване на територията и потенциално, до повишена смъртност на елените (Mitchell Et Staines 1976).**

1.5.3. Безпокойство

Реакцията на факторите на безпокойство вероятно зависи от силата на стимула, алтернативите, пред които е изправено животното и опита от предишни въздействия. Общият ефект обаче зависи от качеството на другите характеристики на средата. Дори незначително безпокойство може да доведе до значителни енергийни разходи, ако животното вече е подложено на енергиен стрес от други източници (Mitchel et al. 1977).

Безпокойство променя поведението на животните и може да повлияе тяхната физиология, популационна динамика и екология. Непредсказуемостта на източник на безпокойство може да причини загуба на тегло, загуба на апетит, невроза, податливост на хищници, по-ниска репродуктивна способност и дори смърт. Въздействието на безпокойството може да се подсили в критични периоди от жизнения цикъл на вида –

по време на отелване и късна лактация, или когато животните са подложени на допълнителен екологичен стрес например безпокоене от насекоми или при силни застудявания през зимата (Geist 1971). Безпокойството може да доведе до напускане на територии с пригодни местообитания, заемане на райони с неблагоприятни характеристики на средата, водене на по-скрит начин на живот и нощна активност. При продължително безпокойство, например лов в дадена територия, физиологичното състояние на животните се влошава и имат по-ниски репродуктивни показатели (Batcheler 1968). Възстановяването на нормалното поведение след прекратяването на безпокойството може да продължи дълго време. Според Douglas (1971), след спирането на лова в дадена територия са необходими две години, за да може животните да се върнат към дневно хранене на открити пасища. Според други проучвания, ловната преса може да модифицира дисперсионните модели на вида в краткосрочен план, но за влияние на лова в дългосрочен план доказателства не са установени (Staines 1970). Теоретично всяко безпокойство трябва да има нежелан ефект, тъй като повишава метаболизма и по този начин "енергийните разходи за преживяването" на индивидите (Geist 1971).

Дисперсията на благородния елен се влияе и от други практики за управление на земите като пашата на овце и говеда, туристически дейности, лов, наличие на пътна и селищна инфраструктура и др. (Mitchel et al. 1977; Torres et al. 2013). При липса на целенасочено безпокойство или преследване, влиянието на туристите върху благородния елен е незначително. Краткосрочен ефект е установен при спиране на туристите и оставане на място за известно време. В този случай, ако бъдат обезпокоени, елените са склонни да се преместят на малка дистанция. Повишена предпазливост при благородния елен се наблюдава, когато животните са близост до препятствия (например огради) (Altmann 1956), а раздразнителността при животните често се асоциира с метеорологични проявления като висока влажност (Darling 1937), ниско атмосферно налягане (Loveless 1967) и висока скорост на вятъра (McCullough 1969). Благородните елени бързо свикват с човешко присъствие и дейност, особено ако те са последователни и не им вредят, при което като цяло женските индивиди са по-предпазливи от мъжките. Животните могат да се научат да избягват предсказуеми източници на безпокойство или да живеят съвместно с тях. Безпокойството може да доведе до постоянно преместване

на животните, ако в близост са налице други територии с пригодни местообитания (McCullough 1969; Geist 1971; Mitchel et al. 1977).

Присъствието на благородния елен в дадена територия се асоциира позитивно с увеличаване на разстоянието от пътища (Torres et al. 2012b). Благородният елен използва отдалечени от пътища райони, тъй като те са потенциални източници на безпокойство и са свързани с повишен риск от сблъсък с автомобили и последваща смъртност, което обуславя избягването им. Избягването на пътища от лосове (*C. e. nelsonnii*) е широко разпространено явление (Cole et al. 1997; Rowland et al. 2000). Също така, благородния елен обитава територии, които са отдалечени от къщи, което показва, че антропогенните дейности са важна променлива на средата, влияеща върху използването на пространството от вида (Patthey 2003; Jiang et al. 2009; Puddu et al. 2009, Torres et al. 2013). Възможно е близостта до къщи да създава усещане за риск при елените (Patthey 2003). Възможно е избягването на селищни образувания да се дължи на наличието на свободно отглеждани домашни кучета, чиято активност е съсредоточена около населените места. Безпокойството, причинено от домашни кучета, води до промяна в поведението на дивите животни (Buuveibaatar et al. 2010). Избягването на населени места е характерно за територии, в които се ловува. Факт е, че животните от групи или популации, които не се ловува обикновено са толерантни към човешко присъствие, докато ловът стимулира редица поведенчески реакции, като преместване в други територии (Stankowich 2008, Torres et al. 2013). Незаконния лов е друг фактор от първостепенно значение за благородния елен. Бракониерството влияе както пряко върху популациите на вида при отстрел на индивид, така и косвено, тъй като води до силно безпокойство, последвано от преместване на животните ма големи разстояния.

1.6. Размножаване и развитие

1.6.1. Продължителност на живота и възрастова структура

Естествената продължителност на живота при благородния елен е около 15–20 г., но животни в плен могат да достигнат възраст до 27 г. Естествена смъртност при благородния елен следва типичен за бозайниците модел, въпреки че в териториите, в които се ловува интензивно на вида той е променен в известна степен. Естествената

смъртност е сравнително висока през първата година, по-ниска през втората, сравнително ниска до около осмата година и нарастващо висока след това. Най-често естествената смъртност настъпва през късна зима и ранна пролет, като нивата на смъртност са най-високи при елените, които проявяват най-ниска кондиция порез есента. Пре-наталната смъртност е сравнително рядка, докато ранната пост-натална смъртност може да достигне значителни размери (Mitchell et al. 1977), въпреки това наталната смъртност (между бременността и първата есен) може да достигне 29–44% (Staines 1970). Тези показатели могат да бъдат различни в различните части на ареала на вида. Елените на които се ловува се различават по възраст от тези, които умират от естествена смърт (Lowe 1969; Mitchell et al 1973). При ловуване се селектират животни в средните възрастови класове.

Износването на зъбите (Lowe 1969; Mitchell et al 1973) е един от основните лимитиращи фактори, определящи естествената смъртност при благородния елен. Дивите благородни елени не оцеляват дълго след загубата на коронките на първите - долни молари. Предполага се, че износването на коронките се отразява на ефективността на руминацията. При канадското уапити износването на зъбите при мъжките индивиди е по бързо в сравнение с женските, което предопределя по-краткия им живот (Flook 1970). Тази разлика не е потвърдена при други популации (Mitchell et al. 1977).

1.6.2. Размножаване

Женските елени достигат полова и социална зрялост на 1,5–2,5 г. Мъжките постигат полова зрялост като едногодишни, но продължават да растат до най-малко 6-годишна възраст, когато достигат социална зрялост. До достигане на тази възраст те не могат да се конкурират за женски с други мъжки индивиди. Както при повечето видове елени, само зрелите мъжки имат рога. Мъжките индивиди без рога са редки, а кошутите с рога са много редки. Рогата се хвърлят през пролетта и израстват отново до края на лятото (Mitchel et al. 1977; Lovari et al. 2018).

Брачният сезон при вида продължава от септември до ноември с пик през октомври. От есента до пролетното равноденствие, неоплодените зрели кошути имат еструсни цикли от около 18 дни (Guinness, Lincoln & Short 1971). При елените,

сперматогенезата протича през целия период, в който те имат „твърди“ рога, но не и по време на растежа на рога (Lincoln, Youngson Et Short 1970; Lincoln 1971a, 1971b) (Mitchel et al. 1977). Бременността (гестацията) обхваща зимния сезон и продължава около 235 дни (225–245 дни). През късна пролет и началото на лятото, женските индивиди отелват единични телета, като пика на този процес е в периода май-юни. Многоплодната бременност е рядка. Лактацията (кърменето) е удължена и при някои кошути може да продължи малко преди следващия сезон на отелване (Mitchell et al 1976; Mitchel et al. 1977; Lovari et al. 2018). Докато сексуалният цикъл се управлява предимно от фотопериода (Marshall 1937; Jaczewski 1954; Goss 1969a, 1969b; Fletcher 1974), други фактори имат вторичен ефект върху репродукцията. Например лошата обща кондиция може да забави или предотвратява еструса при кошутите (Mitchell 1973a; Mitchell Er Lincoln 1973; Mitchell Er Brown 1974).

Тъй като, благородния елен имат добре дефиниран размножителен сезон, ражда един път годишно, максимум едно теле / зряла кошута / година, раждаемостта представлява полезен индекс за общото състояние на вида. Максималната раждаемост е ограничена от минималната възраст за достигане на полово зрялост при кошутите (Mitchell 1968, 1973a). Въпреки че зрелите кошути се размножават почти всяка година, при определени условия на средата, репродуктивните резултати падат под този максимум поради относително късното достигане на полова зрялост и ефекта на бременността върху състоянието на кошутите, а оттам и върху степента на овулация през следващия размножителен сезон (Mitchell 1973a; Mitchell Er Brown 1974). Поради полигамното размножаване е малко вероятно степента на зачеване в естествените популации да се ограничава от не намирането на фертилни кошути от страна на мъжките индивиди. По същата причина, варирането на възрастта за достигане на полова зрялост при еленит следва да има незначителен ефект върху степента на зачеване.

Както при много видове бозайници, така и при благородния елен пубертетът и поддържането на фертилността (способността за размножаване) зависят от скоростта на растеж, критично минимално телесно тегло и общото състояние на организма. Размножаващите се кошути и елени, като цяло са по-тежки и в по-добро общо състояние от полово незрели или нефертилни животни на същата възраст. Пленените кошути, отглеждани експериментално с добавена диета, растат по-бързо и постигат полова

зрялост една година по-рано (на 18-месечна възраст), в сравнение с дивите кошути (Mitchel et al. 1977).

Времето на настъпване на пубертета при женските благородни елени варира както между индивидите в една популация, така и между отделните популации. Обикновено пубертета настъпва от 16 месечна (Kröning Vorreyer 1957; Crombrugghe 1964b; Valentin M 1960; Flook 1970) до 3 годишна възраст. В територии с намалена популационна плътност (около 16 инд. / 1000 ha) животните имат ниска средна възраст на съзряване. В такива територии до 64% от едногодишните животни могат да бъдат бременни. За разлика от тях, в територии с по-висока плътност на елените (80-153 инд. / 1000 ha) около 21–25% от едногодишните животни са бременни (Staines 1970) или липсват бременни животни в този възрастов клас (Mitchell 1973a and Mitchell et al. 1977). Съществуват данни, за взаимовръзка между времето на съзряване на женските индивиди и типа на заеманото местообитания. Valentin (1960) дава сведения, че 30% от едногодишните кошути, обитаващи дъбови и букови гори разположение на по-малка надморска височина, са бременни. За разлика от тях, сред едногодишните кошути, обитаващи високопланинските (алпийски) територии заети от бял борови и букови гори или високопланински пасища не са установени бременни индивид.

Съотношението между броя на телетата и кошутите при различни популации на благороден елен се влия изключително от времето на провеждане на проучванията върху този показател. Данните събрани непосредствено след сезона на отелване, отразяват раждаемостта на вида, докато проучванията през пролетта най-общо отразяват нивата на възстановяване (компенсиране) след зимния сезон, т.е. след неонатална и зимна смъртност. Според различни автори съотношението телета / кошути варира в следните граници: 28–70 телета / 100 кошути (Riney 1956); 64,8/100 (Ueckermann 1960); 45/100 (Eygenraam 1962); 62/100 (Caughley 1971b); 56/100 (Mitchell 1973a); 46–63/100 (Wegge 1974). Наличните данни за нивата на възстановяване след зимния сезон сочат стойности от 32–36 телета/100 кошути (Mitchel et al. 1977). Най-високата стойност (70 телета / 100 кошути) показва популация, при която кошутите стават зрели на едногодишна възраст, телят се за първи път на 2 години и след това се размножават успешно всяка година. Най-ниската стойност показва комбинирания ефект на късния пубертет и ниския размножителен успех при възрастните индивиди. Като

нисък размножителен успех се възприемат стойности от 40 телета / 100 кошути. Ниският размножителен успех се отдава на късното настъпване на първата бременност (2–3 годишни кошути; най-млади кърмещи кошути – 3–4 годишна възраст), висока средна възраст на кошутите и ниски нива на овулация и забременяване (30–40% от полово-зрелите кошути) (Mitchell 1973a; Mitchell et al. 1977).

1.6.3. Растеж и развитие

Моделът на растеж на тялото при благородния елен е типичния за бозайниците - най-активното развитие е до около 5 годишна възраст, с максимален размер и оптимално състояние на тялото от 5 до 10 годишна възраст и прогресивен спад над 10 години. Максималният размер и тегло на тялото се достигат на 6–8 години при кошутите и 7–9 години при елени; максималното тегло на рогата около 2 години по-късно. При кошутите, оптималната физиологична кондиция се достига около 2 години преди достигане на максимален размер или тегло на тялото (Mitchell et al. 1977). Първоначално растежът протича поетапно, докато се достигне максимален размер на тялото, след което стъпките на растеж постепенно се превръщат в годишни цикли в живота на възрастните индивиди. При благородния елен се наблюдават добре очертани тенденции по отношение на промени в телесното тегло и състоянието на индивидите през годината. Така например, разликите в телесното теглото и кондицията между кърмещи и неразмножаващи се кошути на сравнима възраст показват кумулативните ефекти на бременността и кърменето. В края на ноември, след около 6 месеца лактация, кърмещите кошути са с 13 kg (20%) по-леки от кошутите, които не се размножават. При по-благоприятна условия на средата негативните ефекти от бременността и кърменето са по-ниски; процентът на бременни животни е по-висок, а кошутите, които не се размножават се срещат по-рядко. Размножаващите се мъжки елени показват бърза загуба на телесно тегло от около 10 кг (11%) през най-активния период на сватбуване, от края на септември до края на октомври, и загуби от 14 кг (15%) за целия период на сватбуването т.е. до края на ноември. Редуцираното по време на сватбуването тегло, може да варира в зависимост от съотношението на възрастните индивиди в популацията. Загубите на тегло при елените са най-големи при популациите, в които кошутите преобладават на елените и най-малко при популации с еднакво съотношение между половете (Raesfeld Et Vorreyer 1964).

Благородните елени, които населяват различните части от ареала на вида и различни местообитания, се различават по размера на тялото и развитието на рогата. При сравнения в тази насока освен използваните методи и източници на информация, следва да се има предвид, че индивидуалните вариации в размера на животните и рогата им са много по-големи от общите регионалните вариации. В Европа, тегото и размера на рогата на благородните елени нарастват прогресивно от NW към SE. Животните в Унгария, Югославия и България, имат около 2–2,5 пъти по-голямо телесно тегло и около 3–4 пъти по-голямо от теглото на рога в сравнение с елените в Шотландия. Благородните елени, обитаващи горски територии, особено широколистните гори, ясно показват по-високи темпове на растеж, по-голямо тегло на възрастните индивиди и по-големи рога от тези, обитаващи открити хълмисти райони (Mitchell et al. 1977).

1.6.4. Съотношение между половете

При повечето бозайници, съотношението между половете при раждане е 1:1, въпреки че при големи извадки често се наблюдават малки, но статистически значими отклонения. Няколко фактора могат да предопределят отклонения от паритетното съотношение, в това число ред (поредност) и честота на ражданията, хранене на майката, стрес и др. (Colombo 1957). Тези фактори причиняват диференцирана пренатална смъртност, като съотношението при зачеването е в полза на мъжките индивиди (Mitchell et al. 1977). Съотношението на половете по време на ембрионалното развитие, варира според различните автори от 1:1,48 в полза на мъжките индивиди Miller (1932) до 1:1,26 в полза на женските индивиди, като са налице статистически значими данни, че женските индивиди имат превес на мъжките при кошути на възраст 5–8 години Lowe (1969). При редица други проучвания не е установен модел при съотношение на половете в ембрионален етап на развитие.

При полигамни бозайници, какъвто е благородният елен, е малко вероятно естественото съотношение между половете при възрастните индивиди да бъде паритетно т.е. 1:1. Повечето изследвания върху благородния елен установяват превес на женските индивиди, но рядко повече от 2 женски индивида на един мъжки (> 2:1). При паритетно съотношения при раждането, този превес може да се обясни с диференцирана естествена смъртност при младите индивиди (Mitchell et al. 1977). В канадската популация на уапити, която почти не се ловува, е регистрирана значително

по-висока смъртност при едногодишните мъжки индивиди в сравнение с женските, и по-ниска максимална възраст при възрастните мъжки елени, в сравнение с кошутите (Flook 1970). При липса на индикации за диференцирана естествена смъртност сред едногодишните индивиди, една от основните причини за разликата в съотношението на половете при възрастните индивиди е влиянието на лова.

1.7. Сезонни придвижвания, индивидуален участък, активност и дисперсия

Разбирането на дисперсията, т.е. начинът, по който животните заемат територията си, и процесите, които определят дисперсията (Wynne-Edwards 1962), е от ключово значение за управлението на популациите на благородния елен. Предпочитанието и изборът на ресурси от вида определят моделите на дисперсия, а те от своя страна влияят върху растежа, фертилността и цялостната кондиция на индивидите в популацията. Дисперсията на вида го води до взаимодействие с човешките интереси. В резултат в едни територии животните могат да бъдат възприети като актив или важен ресурс, но в други присъствието на вида може да предизвика конфликти поради щетите, които нанася. Територията, която индивидите заемат, не винаги отразява техните оптимални предпочитания или изисквания, но обикновено е резултат от взаимодействието между поведението на животното и лимитиращите фактори на средата.

1.7.1. Индивидуален участък

Индивидуалния участък включва участъци от пространството, които осигуряват необходимите абиотични и биотични фактори на средата, необходими за оцеляването на всеки индивид и нормалното протичане на жизнените му процеси. В тази връзка, размерът на индивидуалния участък отразява естеството (качеството, количеството и разпространението/достъпността) на ресурсите, от които индивидите имат нужда.

Между отделните популации на благородния елен се наблюдават значителни различия в размера на индивидуалния участък. Особено осезаеми са тези различия при сравнение между мигриращите и уседналите популации на вида. В резултат на сезонните придвижвания, зимните и летните територии на отделни индивиди или групи от индивиди могат да отстоят на повече от 48 km (Knight 1970). Елените се придвижват

на по-големи дистанции в сравнение с кошутите (≥ 35 km), но въпреки това, елените могат да използват по-малка площ от кошутите през зимата (Staines 1974). Размерът на индивидуалния участък може да варира в зависимост от използваната методика за проучване и оценка, в зависимост от местообитанието, сезона, възрастта и пола на животните, разпространението на местата за укритие и др. В територии покрити с гори, индивидуалните участъци при благородния елен са по-малки в сравнение с открити територии Разнообразните местообитания с множество малки по площ места за хранене и подслон, са основа за по-малки размери на индивидуалните участъци (Mitchell et al. 1977). Обикновено, мъжките елени имат по-големи индивидуални участъци от женските. Това се дължи на по-голямата мобилност на мъжките животни за заемане на зимни и летни територии, които могат да се различават значително по надморска височина. Също така, елените правят дълги преходи за заемане на традиционните си места за сватбуване, които могат да бъдат извън летните и зимни им територии (Lincoln et al 1970). Според резултати от различни проучвания, размерът на индивидуалния участък при благородния елен варира от 5–6 ha (не повече от 10 ha) при мъжките индивиди в периода Юни – Август до 400 ha при кошутите и 800 ha при елените на годишна база (Yanushko 1957; Lowe 1966). При използване на телеметрични проучвания на вида, резултатите сочат за размер на индивидуалния участък от 840 ha при кошутите и 3600 ha при мъжките индивиди (Kamler et al. 2008). В Алпите, размерът на годишния индивидуален участък при мигриращите благородни елени е от 1141 до 1289 ha, докато при животните, които не правят сезонни дисперсии размерът е от 260 до 843 ha (Luccarini et al. 2006).) При кошутите, размерът на индивидуалния участък при индивидите, които извършват сезонни дисперсии варира от 142 до 1699 ha, докато при индивидите, придържащи се към една и съща територия размерът варира от74 до 593 ha (Bocci et al. 2010).

Проучванията в Западните Карпати, сочат размер на индивидуалния участък при мъжки индивиди в размер 6393 ±2 800 при елените, извършващи сезонни придвижвания 1762 ± 678 ha (Kropil et al. 2015) при елените, придържащи се към една територия.

Съвременните проучвания върху индивидуалния участък и дисперсията на благородния елен в България, потвърждават заключенията от други части на ареала на вида, че размерът на индивидуалния участък варира значително в зависимост от възрастта, пола

и характеристиките на обитаваната територия. При мъжките индивиди (n=16) размерът на индивидуалния участък[1] варира от 1461 до 39908 ha, средно около 4000 ha (при изключване на екстремно високите стойности), като рядко надвишава 10000 ha. При кошутите (n=5) размерът на индивидуалния участък варира от 186 до 4861 ha. Размерът на центровете на присъствие (сърцевинните зони) при мъжките индивиди варира от 192 до 6044 ha, средно около 700 ha, като рядко надвишава 1800 ha. При кошутите центровете на присъствие варират от 44 до 1319 ha. При част от мъжките индивид, центровете на присъствие са фрагментирани (т.е. има повече от една сърцевинна зона в рамките на индивидуалния участък), докато при всички женски индивиди центровете на присъствие са компактни (еднокомпонентни). Индивидуалните участъци и центровете на присъствие могат да се припокриват в различна степен (Златанова и Андреев 2020).

1.7.2. Дисперсия, миграция и разселване

На северната граница на разпространение на вида, през зимните месеци, когато наличието на храна е ниско, благородния елен е изправен пред период на хранителни ограничения (Mysterud et al. 2002). Стратегията за компенсиране на такива сурови условия е миграцията към по-ниски долини през зимата и към богатите на хранителни ресурси високи пасища през лятото. За разлика от северната, на южната граница на разпространение на вида, зимата е период, в който хранителните ресурси са обилни. През лятото тези ресурси са ограничени, тъй като повечето тревисти растения застаряват (Bugalho and Milne 2003), но въпреки това, както беше отбелязано, елените се адаптират към хранене с обилни на местно ниво фуражи. Следователно, сезонна миграция изглежда е модел наблюдаван само в най-северните части от ареала на вида и при високопланински условия на средата (подобно на високите части на Рило – Родопския масив, Витоша и Стара планина) и този модел отсъства в южните райони на разпространение (Torres et al. 2014).

Мъжките индивиди са почти два пъти по-мобилни от женските (медиана: 606 m към 367 m за изместване на 12 часа). Женските индивиди най-често изминават между 200 и 500 m на 12 часа, докато мъжките – между 450 и 600 m. Максималното разстояние на изместване за 12 часа е 16.02 km при мъжките елени и 4.25 km при кошутите (Златанова и Андреев 2020).

[1] Определен въз основа на KDE (Kernel Density Estimation) метод за непараметрична оценка на размера на индивидуалния участък и центровете на присъствие (сърцевинните зони) на вида.

Съществуват няколко основни групи причини за дисперсията (преместването) на индивидите, в това число: придвижване от по-високите към по-ниските части на планините във връзка със сезонност в климатичните условия (зимен сезон и снежна покривка); общо състояние на местообитания – наличие и достъпност на предпочитани ресурси и безпокойство, особено по време на лов и при бракониерство. Златанова и Андреев (2020) установяват закономерност при преместването на мъжки индивиди във връзка с началото на ловния сезон. Индивидите се местят от територии на предоставени ловни райони, към територии на ДЛС и НП Централен Балкан, които предполагаемо са с по-ниска ловна и бракониерска преса. Същото проучване установява ясно сезонно преместване на индивидите, в началото на месец декември, от по-високите към по-ниските части на планините. При мигриращите популации използваните маршрути често са традиционни, каквито са и връзките между летните и зимни територии (Murie 1951; Knight 1970; Craighead et al. 1972). Благородният елен е привързан към териториите, които обитават и всяка година обитават едни и същи сезонни индивидуални участъци. Индивидите от една популация могат да се смесват с индивиди от други популации в рамките на летните територии, но при есенната миграция те се отделят отново (Knight 1970). В практиката са описани примери на издигане на заграждения в зимни местообитания на благородни елени, при което животните обикалят по края на оградата 17 km и преминават през територии на други индивиди, за да достигнат до традиционните им зимни територии. Това придвижване се предава в поколенията чрез учене от други животни (Staines 1974).

Изследването на Златанова и Андреев (2020) не установява модел в размера на индивидуалния участък и центровете на присъствие (сърцевинните зони) на вида, при разселени животни. Част от разселените индивиди размерът на индивидуалния им участък и сърцевинните зони след разселването са два пъти по-малки, в сравнение с размерите им преди разселването. При други индивиди се наблюдава увеличаване на размера на индивидуалния участък след разселване и запазване на размера на сърцевинната зона или запазване на размера на индивидуалния участък и намаляване размера на сърцевината зона. **Тези резултати индикират, че размерът на индивидуалния участък се влияе по-скоро от условията на средата и нивата на безпокойство в конкретната територия, в която са разселени индивидите. Ако**

територията предлага по-добри условия на средата, съответно размерът на индивидуалния участък и центровете на присъствие ще бъдат по-малки.

1.8. Екология на вида

1.8.1. Вътревидови взаимоотношения. Социално поведение.

Освен върху избора на местообитания, социалните фактори влияят върху организацията на животните в пространствено отношение - в рамките на заеманото местообитание. Това са дължи по-скоро на взаимодействието между отделните индивиди и техните групи, отколкото на взаимодействие между отделните популации. Това взаимодействие се проявява в териториалното и пространствено поведение, и различните аспекти на утилизационното разпространение (индивидуален участък). Всяко поведение, което ограничава животното в определена територия, би въздействало в определена степен върху представянето му (физиологично състояние, активност, оцеляване и т.н.). Следователно, то повлиява популационната динамика посредством репродуктивния успех (напр. конкуриращи се мъжки) и заедно с йерархичните отношения дава по-големи шансове за оцеляване на доминиращите индивиди. Популацията е хетерогенна, като всеки индивид има различен потенциал за оцеляване и различен принос за популацията, който се осигурява чрез възпроизводството. Степента, до която ограниченията върху разпространението от социалното поведение влияе върху представянето на индивидите, до голяма степен се дължи на проксимални фактори, като храненето, но може да се дължи и на фактори на „социалния стрес“, действащи по-директно върху самите животни.

Разбирането на поведенческите ограничения върху дисперсията е от съществено значение за прогнозиране на използването на местообитанията и тяхното управление. Степента, до която животните агрегират (формират групи) може значително да модифицира растителните съобщества, като ефектът от въздействието на продължителното „ниско“ изпасване може да бъде напълно различен от ограниченото във времето изпасване, и „високото“ изпасване.

Социална организация

Благородните елени са социални животни и живеят на групи. Като цяло половете живеят разделени, освен в периода на сватбуване. Зрелите мъжки елени живеят поединично или подобно на много диви преживни животни формират малки стада, които живеят отделно от женските и младите индивиди през по-голямата част от годината, или през летния период. През периода на сватбуване, в края на лятото, те събират харем (група от женски индивиди), които не са териториално обвързани. Основата на социалната организация при кошутите е матриархатът (Franklin, Mossman Er Dole 1975), с групи, състоящи се от матриарх, нейните зрели дъщери и зависимите им потомци от двата пола. Кошутите се са привързани в по-голяма степен към собственото си роднинско поколение, отколкото към индивидите, с които нямат роднинска връзка. Индивидите в групата имат припокриващи се индивидуални участъци, което сочи, че групите имат „добре дефиниран индивидуален участък, който се припокрива с индивидуалния участък на други групи. Групите могат да се обединяват във временни (основно сезонни) асоциации, обикновено свързани чрез родство (Mitchell et al. 1977).

Изследователското поведение на телето може да започне в рамките на шестия месец, като с временна и често активна дисоциация (отбиване) на едногодишните индивиди, при отелването и по време на сватбуването, се осигурява по-голяма независимост на тези индивиди (Mitchell et al. 1975). В този период едногодишните индивиди могат да бъдат наблюдавани групирани в малки банди, а окончателната независимост от майчината група се постига обикновено на третата или четвъртата година (Eygenraam 1963; Lowe 1966; Franklin et al. 1975), или по-рано (Ahlén 1965a).

Някои автори предполагат наличие на социален ред в групи, по-големи от семейната единица. Тази хипотеза се основава на наблюденията, че в определени зони (от няколко хектара до няколко квадратни километра) общият брой на елените е относително постоянен, въпреки ежедневно променящия се брой и размера на групите, и движението на елените е ограничено в тези зони. Константната численост на елените в дадена територия може да се обясни в наличието на предпочитани и достъпни ресурси на сред в конкретната територия (*природни капани*), чието количество е достатъчно за поддържане на тази численост. Достъпността на ресурсите може да бъде определена и от осъществяване на допълнително подхранване. В големите социални групи се

установяват взаимоотношения на йерархично господство между индивидите, които обикновено са линейни при мъжките индивиди и променливи при женските (Mitchell et al. 1977). Gossow (1974) разглежда зимните стада благороден елен в алпийските части на Швейцария като „затворени“ с добре дефинирана йерархия, докато летните са „отворени“, което позволява много смесване с малко социални конфликти или демонстрации за йерархични доминации.

Благородните елени може да се обединяват и поради наличието на определен ресурс в територията, а не поради социално привличане. При тази хипотеза е по-коректно групите дас бъдат наричани агрегации, тъй като индивидите не са свързани само по социални причини (Knight 1970). Това не изключва социални реакции като йерархични господства и лидерство, възникващи в рамките на агрегациите. Тъй като индивидите имат припокриващи се индивидуални участъци, те се срещат по-често с най-близките си съседи (вероятно роднини) и между тях се развива по-силна социална връзка или асоциация, отколкото с тези, които са далечни (Mitchell et al. 1977).

Интегритетът на групата или постоянството е резултат на взаимодействие между социалното привличане (в рамките на семейството), грижата за потомството и относителната атрактивност на определени ресурси в рамките на местообитанието. Размерът на групите и степента, в която те се събират или разделят на по-големи или по-малки единици, зависи от разпределението на ресурсите в пространствено отношение (Mitchell et al. 1977).

Размер на групата

Размерът на групата е силно променлив параметър в рамките на популацията и между отделните популации. Обикновено групите, обитаващи открити местообитания са по-големи в сравнение с групите населяващи горите (Franklin et al. 1975), но дори в рамките на тези местообитания, средния размер на групата варира значително. По-малкият размер на групите се определя от по-силната дисперсия на укритията и предпочитаната растителност. По-големи и компактни групи се наблюдават на богати на растителни видове пасища. Размерът на групата може да се промени в зависимост от метеорологичните условия, сезон, наличието на хранителните ресурси и характеристиките на релефа. Откритите територии, осигуряващи добра видимост, са

предпоставка за формиране на по-големи групи, докато териториите с насечен релеф, с ограничена видимост, се обитават от сравнително малки по размер групи. Големият размер на групата може да осигури по-добра защита от хищници или безпокойство (Lowe 1966; Knight 1970; Clutton-Brock 1974; Gossow Schiirholz 1974; Mitchell et al. 1977).

1.8.2. Междувидови взаимоотношения

Взаимодействие с други тревопасни видове

Конкуренцията между два или повече тревопасни вида може да бъде директна или индиректна. Индивидите от различните видове могат да се избягват помежду си или следите си (например екскременти) т.е. може да има антагонистично поведение между тях. От друга страна те могат да се хранят с едни и същи растителни видове. Това само по себе си не означава непременно конкуренция, тъй като различните видове могат да се допълват, като консумират различни части от едни и същи растения или едни и същи растения по различно време на годината, т.е. с последователност на пашата, каквато е добре документирана при африканските копитни животни (Bell 1972). Интензивната паша от един вид може да бъде от полза за друг, като поддържа растителността в по-добро състояние. В този случай само един от двата вида има полза. Предпочитанията на отделните видове диви тревопасни към местообитанието варират в различна степен. Проучвания от Шотландия, сочат че благородните елени са свързани в по-голяма степен с по-младите стадии в растежа на горите и че те са по-многобройни в горските насаждения с по-малък среден диаметър, отколкото еленните лопатари. Това индикира, че структурата на местообитанията и диференцираният избор на местообитания засягат относителното обилие на благородни елени, сърни и елени лопатари (*Dama dama*) в по-голяма степен от междувидовата конкуренция (Batcheler 1960; Mitchel et al. 1977).

Проучванията върху конкуренция между селскостопанските тревопасни животни и благородния елен, сочат че селскостопанските животни (овце, говеда и коне) повлияват елените като редуцират наличието на висококачествени хранителни запаси. Това въздействие е особено осезаемо в територии, в който снежната покривка се задържа за продължителен период. При редуциране присъствието на домашни животни хранителните територии и ресурси стават по пригодни за благородния елен и той увеличава числеността си (McNally 1970; Ahldn 1975). В комбинацията с други

тревопасни, всеки вид може да има по-голяма полза, отколкото ако е сам в системата. Това е валидно, най-вече, ако видовете са еволюирали заедно при естествени условия. В територии, в които естествените тревопасни бозайници отсъстват или числеността им е ниска, управлението на продуктивните пасища изисква включване на домашни животни за определен период от време, като тяхното присъствие в природните системи следва да бъде регулирано в зависимост от характера на тревните съобщества, екологията и плътността на популациите от диви тревопасни.

Хищничество и паразитизъм

Освен човекът и конкурентните тревопасни, насекомите и хищниците също имат значимо въздействието върху дисперсията на елените. Благородните елени се дразнят от хапещи насекоми, и в резултат през летния период активно се местят на територии разположени на по-висока надморска височина, където присъствието на насекоми е ограничено (Darling 1937; Blaxter et al 1974). Основните естествени хищници, които имат потенциал да повлияят обилието на възрастните благородни елени са едрите хищни бозайници, при висока тяхна численост. За условията на България единствения едър хищник, който може да повлияе благородния елен на локално ниво е вълка. Някои по дребни видове хищни бозайници и хищни птици (например скален орел *Aquila chrysäetos*) ловуват на млади телета. Хищниците могат да въздействат върху поведението при кошутите скоро след раждането, което влияе на локалното разпространение на елените в краткосрочен план. В редица случаи, кърмещите майки са установявани отделно от другите кошути, като това поведение може да се обясни с адаптация, при която майките държат телетата на дистанция от райони с висока плътност на елените, които биха имали по-голяма вероятност да привлекат хищници (Brock Guinness 1975; Mitchel et al. 1977).

1.9. Природозащитен статус

1.9.1. Национално законодателство

Закон за лова и опазване на дивеча[2]

Благородният елен е включен в Приложение 1 към чл. 5, ал. 2, т. 1 и ал. 5 на ЗЛОД, съгласно които видът е обект на лов. В зависимост от биологичните особености, режима на стопанисване и начините на ловуване видът е определен като едър дивеч.

Според изискванията на чл. 44, ал. 2, на едър дивеч се ловува индивидуално съгласно методите на подборното ловуване.

Съгласно разпоредбите на чл. 70, ал. 2, се забранява повреждането или унищожаването на сватбовища.

Съгласно чл. 70, ал. 3, през брачния сезон на благородния елен в района на трайно установените места за размножаване се преустановяват горскостопански, строителни, ремонтни и други работи, нарушаващи спокойствието на дивеча включително преминаването на камиони и друга горскостопанска и селскостопанска техника.

Съгласно чл. 86, ал. 1, т. 2, който убие или улови едър дивеч, без да притежава редовно заверена членска карта и билет за лов, или с билет за лов и редовно заверена членска карта, но без разрешително за лов, или извън определените в него дата, място на ловуване, брой и вид дивеч, се наказва с глоба от 2000 до 5000 лв., но не по-малко от трикратния размер на причинената щета.

Съгласно чл. 86, ал.2, т. 2, който убие или улови едър дивеч в забранено за лов време, в забранено за лов място или със забранени средства или методи, се наказва с глоба от 1000 до 10 000 лв., но не по-малко от трикратния размер на причинената щета.

Съгласно чл. 86, ал.3, който убие при подборно ловуване или като ловен водач позволи отстрела на едър дивеч, различен от вписания в разрешителното за лов, се наказва с глоба от 50 до 400 лв.

[2] Закон за лова и опазване на дивеча - Обн. ДВ. бр.78 от 26 Септември 2000г., посл. изм. и доп. ДВ. бр.74 от 20 Септември 2019г.

Правилник за прилагане на ЗЛОД[3]

Съгласно разпоредбите на чл. 85а, ал. 7, индивидуалният лов на едър дивеч в ловностопанските райони на ловните сдружения се организира и контролира от държавното горско стопанство и държавното ловно стопанство, като ловуването на благороден елен задължително се извършва в присъствието на длъжностно лице от държавното горско стопанство и държавното ловно стопанство.

Съгласно чл. 109, ал. 5, в ловоустройствените проекти задължително се определят трайно установените места за сватбуване на дивеча, както и мерки за тяхното опазване и подобряване.

1.9.2. Международно законодателство

Благородният елен е включен в Приложение III на Бернската конвенция.

[3] Правилник за прилагане на закон за лова и опазване на дивеча -

III. Оценка и характеристики на популацията на балканска дива коза (*Rupicapra rupicapra* balcanica Bolcay 1925), целесъобразност и насоки за подпомагане развитието на популацията на вида

1. Биология, екологични изисквания, разпространение и природозащитен статус на вида

1.1. Таксономия и общо разпространение на вида

1.1.1. Таксономия

Царство: Animalia

Phylum: Chordata

Клас: Mammalia

Разред: Artiodactyla (Чифтокопитни)

Семейство: Bovidae (Кухороги)

Подсемейство: Caprinae (Кози)

Род: Rupicapra Blainville 1816 — Диви кози

Вид: *Rupicapra rupicapra balcanica*, Bolkay 1925 - Балканска дива коза

До осемдесетте години на XX век са описани 10 подвида дива коза за целия ареал на вида, принадлежащи към един вид – *Rupicapra rupicapra*. По-подробното изследване на произхода, устройството и поведението на дивите кози е довело до признаването на 2 различни вида – южна дива коза (*Rupicapra pyrenaica*) с три подвида разпространени в Югозападна Европа и северна дива коза (*Ripicapra rupicapra*). Северната дива коза е реликт от ледниково време със 7 подвида в Алпите, Карпатите, Кавказ, Мала Азия и Балканския полуостров. В България и съседните балкански страни се среща подвида балканска дива коза (*Rupicapra rupicapra balcanica*, Bolkay 1925) (Вълчев и др. 2006, Спиридонов и др. 2015).

1.1.2. Общо разпространение

Балканската дива коза е разпространена в редица изолирани находища в планините на Балканския полуостров, без Хърватия. В Гърция популацията на дивата коза включва шест отдалечени популационни групи, разпространени в Родопите и в

планинските вериги от Епир до Северозападен Парнас. Балканската дива коза е разпространена в планинските масиви на Албания, Босна и Херцеговина, Черна гора, Сърбия, Косово и Северна Македония (Adamakopolous et al. 1997, Gjiknuri 1997, Вълчев и др. 2006).

1.2. Разпространение в страната. Данни за минало разпространение на вида в обхвата на целевата територия

В миналото видът обитава Стара планина, Средна гора, Витоша и Рило-Родопския масив. От края на XIX в. до 30-те години на XX в. числеността му значително намалява, като изчезва от Средна гора и Витоша. Понастоящем, в България дивата коза е разпространена в изолирани находища по стръмни планински склонове със скални комплекси в планините на Рило-Тодопския масив (Рила, Пирин и Родопите) и Стара планина, от около 600 до 2900 m н.в. (Вълчев и др. 2006; Спиридонов и др. 2015).

1.3. Хабитатни и климатични изисквания

В България, видът се среща на стръмни скалисти склонове, гори и високопланинската безлесна зона. Предпочитаните местообитания включват скалисти места със затревени площадки и стръмни пасища при горната граница на буково-иглолистната зона. В Пирин и Рила, видът обитава високопланинските съобщества доминирани от смърчово-мурови формации и зоната на клека. Субалпийските пасища се обитават предимно през лятото и есента, а в някои райони и през зимата (Пешев и др. 2004).

1.4. Численост

Според данните на ИАГ, актуални към 2020 г. числеността на балканската дива коза на територията на държавни ловностопански райони възлиза на 1799 инд., а тази на територията на предоставените ловностопански район е 828 инд., или общо 2627 инд., в която численост не са включени индивидите, обитаващи територията на националните паркове. В защитена зона BG0000495 „Рила“, която се припокрива с територията на НП „Рила“, оценката на числеността на вида е 320–390 инд. през пролетта (без ярета) със среден прираст от 20% - 360–480 инд. При плътност между 3 и 10 диви кози на 100 ha оптималния брой индивиди за пригодната площ е 1700–5700 инд. Оценката на

числеността на вида в защитена зона BG0000209 „Пирин“, която се припокрива с територията на НП „Пирин“ е 320–400 зрели индивида. Оценката за емкостта на пригодните местообитания варира от 730 (при плътност 3/100 ha) до 2400 индивида (10/100 ha). Оценката на числеността на вида в защитена зона BG0000494 „Централен Балкан“, припокриваща се с територията на НП „Централен Балкан“ е 110–160 зрели индивида или 125–190 диви кози общо. При плътност между 3 инд. / 100 ha и 10 инд. / 100 ha, оптималния брой индивиди за тази площ е 1200–4200 инд. Оценката за числеността на дивата коза на територията на ЗЗ BG0001028 „Среден Пирин – Алиботуш“, попадаща в обхвата на целевата проектна територия, е 20–40 инд., част от които е възможно да обитават и съседна Гърция. Тази численост е под 20% от долната граница на капацитета на местообитанията (МОСВ 2013).

1.5. Хранителни навици и диета

Концентрирането на диви кози в дадена територия зависи в значителна степен от наличието и достъпа до хранителни ресурси. Стадата се задържат най-продължително в районите, поддържащи хранителни местообитания през различните сезони.

Дивата коза проявява известна селективност спрямо храната. Пролетната и лятната диета на вида включва е основно тревни видове (62 %) в алпийските пасища и в просветлените гори. Използва оскъдната растителност по скалисти и стръмни терени, като консумира и растителни видове, съдържащи токсични алкалоиди (чемерика и др.). Иглолистни растителни видове, като клек, смърч и обикновена ела, се срещат целогодишно в диетата ѝ с общо около 4 % (Knaus and Schröder 1975). Дивите кози се хранят с клек, въпреки неблагоприятните му механични свойства, дори и в периодите с изобилна вегетация на тревни видове. През летните месеци дървесната и храстова растителност е представена с по-ниски проценти в диетата на дивата коза, но процентът ѝ се увеличава през зимните месеци (Вълчев и др. 2006).

Резултатите от прочувания на хранителните видове използвани от дивата коза на територията на Пирин показват, че видът използва 22 тревни вида, по-важни от които са гълъбовосива гъжва, циниска ливадина, пиринска острица, планински минзухар, жълтуга, самогриска, диви слънчоглед, спореж и рунянка. Сред хранителните видове са също с ела, черен бор, бук, върба и мукиня, бяла мура, клек, зановец, планинска хвойна,

малина, шипка, девесил, жълта и петниста тинтява, червеноглавче, метличина, рунянка и др. (Тюфекчиев 1983, Пешев и др. 2004).

1.6. Размножаване и развитие

Брачният период при дивата коза е обикновено през ноември (или от края на октомври до средата на декември), като се определя от светопериода (намаляващия ден). Ако женските не бъдат оплодени по време на овулацията, най-често последва друга овулация, която при козите е с 3-седмичен цикъл. Това е причината за пикова активност при опложданe и интервали при раждане на малките, защото периодът на бременността не варира силно (Knaus and Schröder 1975, Пешев и др. 2004, Вълчев и др. 2006).

Достигането на полова зрялост при дивата коза зависи от факторите на средата, най-вече от храна, климатични особености и др., но също от плътността на популацията и социалните условия. При популации с по-висока плътност, поради социалния стрес, женските остават по-дребни. Съществува положителна корелация между теглото и половата зрелост. Женските индивиди достигат полова зрялост през втората си година (на 1.5 год.) и на следващата пролет (от средата на май до средата на юни) могат да родят. До 12 годишна възраст, женските нямат промяна в плодовитостта (Albon et al. 1983, Вълчев и др. 2006).

При мъжките индивиди е налице значителна разлика между настъпването на полова зрялост и участието в размножаването. При мъжките индивиди полова зрялост може да настъпи на едногодишна възраст. Повишена активност в размножаването и опложданe на женски се наблюдава 1-2 години по-късно и при нормални условия е по-силно изразена след четвъртата година на мъжките. Това се определя и от социалната структура на стадото (Вълчев и др. 2006).

Годишният прираст при дивата коза е 64–72 % от зрелите женски (Knaus and Schröder 1975). При възстановяване на кози на подходящи местообитания, прирастът е по-висок от средния (над 90 % от зрели женски), а при сурова зима и късни снеговалежи прирастът може да е много по-нисък. Важно условие за прираста е оцеляването на новородените. При кози в неволя (в заграждения и зоопаркове) смъртността

непосредствено след раждането е висока, поради родени слаби малки, паразити и др. (Вълчев и др. 2006).

1.7. Активност и дисперсия

Дивата коза е дневно активен вид. За разлика от еленови (Cervidae), през нощта дивите кози не са активни. Има съобщения за паша при пълнолуние, но те са изключително редки (Knaus and Schröder 1975).

Дневната активност на дивата коза през лятото, включва активна паша в сутрешните часове, последвана от пауза, при която животните лежат, често на сянка и преживят. По време на хранителната пауза може да се наблюдава и малък процент от пасящи животни. Между 8.00 и 16.00 ч има още 3 или 4 периода на интензивно приемане на храна, като интензивността е най-висока в сутрешните и привечерните часове. При неблагоприятни метеорологични условия (мъгла или висока облачност) животните приемат храна по-дълго време. През зимата диви кози се срещат на места, където снегът е отвят или отнесен от лавина, като тези места обикновено се посещават при слабо ветровити дни (Вълчев и др. 2006).

На много места, сезонните вертикални придвижвания са по-големи от хоризонталните придвижвания. При по-тежки зимни условия са регистрирани и по-големи придвижвания. От юли до декември дивите кози са концентрирани за по-дълъг период от време в алпийската зона, в сравнение с гористите райони. В периода януари – юни по-голяма част от стадата са под горната граница на гората (Lovari and Cosentino 1986, Вълчев и др. 2006).

Екология на вида

1.8. Вътревидови взаимоотношения

Дивите кози са стадни животни. Размерът и структурата на стадата се променя както на денонощна база, трака и през различните сезони. Тенденциите са за по-малки стада през зимата и увеличаване на броят на животните през топлите месеци. Размерът на стадата е най-голям в периода юни-ноември, като достига пик през август-септември. Мъжките на възраст до 5 години рядко събират “хареми” през брачния период. До тази

възраст те се движат в “ергенски” групи или единично (Lovari and Cosentino 1986, Вълчев и др. 2006).

В стадата от женски индивиди има ясно изразена йерархия, като с по-висок ранг са по-възрастните, които доминират, а младите (1–3 год.) са подчинени. По време на хранене по-възрастните могат да атакуват по-младите, особено тези, които не са достатъчно бързи, за да се отдалечат. Това е причина за т.н. “социален стрес” в стадата, който е по-висок при популации с по-висока плътност. В резултат на това, младите женски приемат по-малко храна от възрастните, поради по-честото изправяне на главата и по-малкия брой отхапвания в минута, дори на пасища с редки нападенията от хищници. Това е причина за по-високата склонност на младите женски към миграции, особено в популации с висока плътност. Средното тегло на едногодишните женски в популации с по-ниска плътност е много по-високо от теглото на едногодишните в по-плътни популации (Bauer 1985, Lovari and Rosto 1985 цитирани във Вълчев и др. 2006).

1.9. Междувидови взаимоотношения

Хищничество

Териториалните и поведенчески адаптации на дивата коза ѝ позволяват успешно да се предпазва от въздействието на хищници. Основните хищници, които ловуват вида са вълк, скитащи кучета, скален орел, дива котка, мечка и лисица.

Влиянието на вълка, при липса на други съществени антропогенни въздействия върху вида, е незначително. Загубите съставляват 5–7% от популацията на вида, дори в райони с висока популационна плътност на вълци (Михайлов 1999). Най-често успешно са ловувани млади животни – ярета и едногодишни (Вълчев и др. 2006).

Въпреки че няма целенасочено проучване за влиянието на скитащите кучета върху популациите от дива коза, тяхното въздействие може да се определи като значително, особено в близост до населени места, хижи и други територии, където се концентрират. Кучетата могат редовно и продължително да преследват диви кози през деня и при неуспешен лов да намерят храна в населените места. Те ловуват организирано, като прилагат стратегии подобно на вълците, но за разлика от тях те намират допълнителна храна в населените места, което ги прави по-адаптивни. Честото преследване от скитащи кучета може да предизвика недостатъчен прием на храна от дивите кози и до преумора

на животните. Това ги прави по-уязвими както към болести, така и към атака от други хищници и може да доведе до трайно напускане на подходящи местообитания (Вълчев и др. 2006).

Негативното въздействие на скитащи кучета и вълк, може да нарасне в значителна степен при животни в аклиматизационни заграждения (Милушев 2012). В тази връзка при реинтродукции на вида, при изграждане на заграждения за размножаване и адаптация следва да се предприемат специални мерки за недопускане проникването на хищници и своевременна регистрация и реакция при реализирането им.

Смъртността, причинена от скален орел, мечка, лисица и дива котка, е рядка и не е от значение за прираста на популациите (Knaus and Schröder 1975, Вълчев и др. 2006).

Конкурентни тревопасни

Поради разделянето на екологичните ниши, дивата коза няма значими конкуренти сред дивите копитни видове в алпийската и субалпийската част на планините. В тези местообитания плътността на конкурентните диви копитни видове е ниска или конкуренцията, е незначителна и не може да се приеме за съществен фактор. Дивата коза се конкурира по-осезаемо със сърна, дива свиня и благороден елен в горските типове местообитания. Благородният елен има най-широка хранителна ниша, следван от дивата коза, докато сърната е много по-избирателна към хранителните ресурси. Хранителните видове на благородния елен и дивата коза се припокриват в значителна степен (Schröder and Schröder 1984), докато хранителните източници при сърната се различават в значителна степен. Видовете, използвани за храна от елена и дивата коза през есента и зимата до голяма степен се припокриват. В Родопите е възможно да има конкуренция между дивата коза и благородния елен в някои местообитания в близост до скални масиви. Усиленото целогодишно подхранване на дива свиня в местообитания на дива коза води до безпокойство на вида, особено в местата с по-високи концентрации. В другите части на страната плътността на копитния дивеч е много по-ниска от оптималната и конкурентни взаимоотношения не съществуват (Вълчев и др. 2006).

Във връзка с реализиране на мярка „Агроекология и климат“, подмярка „Традиционни практики за сезонна паша“ (Пасторализъм) по Програма за развитие на

селските райони, на територията на Националните паркове „Рила“, „Пирин“ и „Централен Балкан“ се извеждат хиляди селскостопански животни, основно говеда и овце. Основна част от тези животни извършват паша в местообитания на дива коза, поради което се явяват значителна конкуренция на вида. По темата липсват целенасочени проучвания.

Паразитизъм

Паразитизмът е широко разпространен биологичен феномен в природата. Върху здравното състояние на дивеча, респ. дивата коза, влияе предимно интензитетът на инвазия (брой паразити в едно животно). Високият интензитет оказва негативно влияние главно върху млади и родили животни. В нашата страна проучвания върху паразитозите при дивата коза са силно ограничени. Оскъдните данни сочат, че в най-висок процент се срещат стомашно-чревните стронгилати (60.47 %). Култивирането на трихостронгилидни ларви доказа наличие на представители на родовете Haemonchus, Chabertia, Ostertagia, Nematodirus. Белодробните стронгилати са представени от нематоди от сем. Protostrongylidae (55.71 %) от родовете Neostrongylus, Muellerius, Varestrongylus и сем. Dictyocaulidae (2.33 %) - род Dictyocaulus. Нематодни яйца на Trichuris sp. и Fasciola hepatica са установени само в единични проби (Вълчев и др. 2006).

1.10. Природозащитен статус

Национално законодателство и природозащитен статус

Балканската дива коза е включена в Приложение 2 и Приложение 3 на Закон за биологичното разнообразие. Приложение № 2 към чл. 6, ал. 1, т. 2 и 3 включва видове, чиито местообитания са приоритетни за опазване, чрез включването им в защитени зони от екологичната мрежа Натура 2000. В Приложение № 3 към чл. 37 от ЗБР са включени видове, които са защитени на територията на цялата страна.

Дивата коза се ловува като предмет на изключение по реда на Чл. 48 и чл. 49, ал. 1, т. 1 от ЗБР. Ловуването на територията на националните паркове е забранено. Според разпоредбите на Чл. 74 от Правилник за прилагане на Закон за лова и опазване на дивеча, ловуването на дива коза се извършва по линия на организирания ловен туризъм

или с научноизследователска цел с разрешение, издадено от изпълнителния директора на ИАГ.

Видът е включен в Червена книга на Р България в категорията ***застрашен подвид*** **EN** [A4acde+C2a(i) (Спиридонов и др. 2015).

Международно законодателство и природозащитен статус

Балканската дива коза е включена в Приложение 2 на Директива 92/43/ЕИО на Съвета за опазване на естествените местообитания и на дивата флора и фауна, която изисква строга защита на вида и обявяването на територии със специален режим на защита (мрежата Натура 2000), а също и в Приложение 4 – растителни и животински видове от интерес за общността, които изискват строга защита.

Видът фигурира в Приложение III на Бернската конвенция, ратифицирана от България на 25.01.1991 г., в сила от 01.05.1991 г., обн. ДВ бр.23/10.03.1995 г.

IV. Оценка и характеристики на популацията на елен лопатар (*Dama dama* Linnaeus 1758), целесъобразност и насоки за възстановяване на популацията на вида

1. Биология, екологични изисквания, разпространение и природозащитен статус на вида

1.1. Таксономия и общо разпространение на вида

1.1.1. Таксономия

Царство: Animalia

Phylum: Chordata

Клас: Mammalia

Разред: Cetartiodactyla

Семейство: Cervidae

Род: *Dama* Frisch, 1775 — Елени-лопатари

Вид: *Dama dama* Linnaeus, 1758 – Елен лопатар

Родът съдържа два вида, *D. dama* и изчезналия вид *D. mesopotamica* Brooke, 1875 (Ellerman & Morrison-Scott 1951; Haltenorth 1959; Ferguson et al. 1985; Uerpmann 1987; Harrison & Bates 1991; Pitra et al. 2004). Някои изследователи възприемат *D. mesopotamica* като подвид на *D. dama* (Corbet 1978; Feldhamer et al. 1988; Geist 1998).

Находки от последния Междуледников период сочат, че елени, малко по-големи от съвременните лопатари, са живели в голяма част от Европа преди около 100 000 години. Въпреки че част от териториите, обитавани от тези елени, не са обхванати от ледена покривка през последното (Вюрмско) заледяване, големи части от Северна и Централна Европа са били под въздействието на арктически климатични условия. С настъпването на този суров климат, предшествениците на съвременните лопатир са сред първите видове, които изчезват от по-голяма част от Европа (Chapman & Chapman 1997). След последното заледяване, единствените постглациални рефугиуми на вида са в Турция (югозападната част на Мала Азия) и Южна Европа (Южна Италия, Сицилия и южните части на Балканския полуостров) (Heidemann 1976, 1986; Chapman & Chapman,

1997; Bökönyi 1986; Masseti & Rustioni 1988; Masseti 1996, 1999, 2002; Burgio et al. 1998; Masseti & Mertzanidou 2008). Еленът лопатар се запазва на Балканите до IX–X в. (Спасов 1994). Понастоящем е запазена само една несъмнено автохтонна популация на вида на територията на НП „Термесос“, южна Турция. Популацията на вида на остров Родос (Гърция) е интродуцирана през неолита (Masseti 2007; Masseti et al. 2005, 2008) и няма признаци за опитомяване, поради което би могла да се приеме за естествена. Индивидите на о. Родос, генетично са много различни от всички останали, както тези в НП „Термесос“ (Masseti & Mertzanidou 2008).

1.1.2. Общо разпространение

Еленът лопатар е Западно-палеарктичен вид. Ареала на вида обхваща територии от Европа, Ирак, Западен Иран. Видът е интродуциран от Финикийците (западното Средиземноморие), Римляните и Норманите (централна и северна Европа), което предопределя широко му разпространение и обилие в Европа. Разпространението му е силно фрагментирано и повлияно от човека. Основната част от популациите са резултат от съвременни интродукции, отглеждат се на затворено и са обект на интензивно управление, като паркови животни. Малко на брой популации са естествени или се управляват екстензивно (Masseti & Mertzanidou 2008).

В близкото минало, видът е интродуциран в множество страни по света, включително Южна Африка, Австралия, Нова Зеландия, САЩ, Аржентина, Чили, Перу и Уругвай, както и островите във Фиджийската група, Малки Антили и край тихоокеанското крайбрежие на Канада (Apollonio 1999).

1.2. Разпространение в страната. Данни за минало разпространение на вида в обхвата на целевата територия

Съвременни проучвания на останки на вида в праисторически селища (от Ранен Неолит до III в.) доказват наличието на автохтонна холоценска популация на елена лопатар на Балканския полуостров. Наличието на голям брой останки от този вид в обекти от късния неолит до късния халколит в югоизточна България и почти пълното им отсъствие на обекти в други части на страната подчертава ограниченото разпространение на вида в източната и особено югоизточна, България (Тракия и южното

Черноморие) (Karastoyanova et al. 2020). Най-вероятно автохтонната популация на вида се запазва на Балканите до IX–X в. (Спасов 1994).

Интродукцията на вида в страната започва в началото на XX в. Първите екземпляри (един мъжки и две женски) са внесени от Германия през 1904 г. Четири години по-късно са били доставени още няколко екземпляра и настанени в бившето царско имение „Кричим“. От тук, видът е разселен в множество горски комплекси в останалата част на страната (Пешев и др. 2004). Понастоящем самоподдържащи се популации на вида са разпространени на територията на Източни Родопи.

Въпреки наличието на благоприятни условия на средата, за района на Югозападна България липсват сведения за разпространението на естествени самоподдържащи се популации на вида в миналото.

1.3. Хабитатни и климатични изисквания

Еленът лопатар е силно адаптивен вид, който може да живее и оцелее в типове местообитания, които варират в широки граници, в това число гори, тревни и храстови съобщества, пасища и плантации (Chapman & Chapman 1975; Masseti & Mertzanidou 2008). Произходът на наблюдаваната екологична пластичност вероятно е резултат от висока степен на фрагментация на факторите на средата (местообитанията) в пост-ледниковия ареал на вида в Близкия Изток, от където видът е разселен в по-голямата част от Европа (Apollonio et al. 1998). В България, видът обитава главно гори, изпъстрени с поляни в равнините и слабо хълмистите райони на страната (Пешев и др. 2004). На територията на Източните Родопи, където е концентриран основния запас на елен лопатар у нас, видът обитава предимно разредени (светли) широколистни гори доминирани от дъб, редуващи се с отворени храстово-тревни съобщества с участието на обикновена драка *Paliurus spina-christi*, Mill., червена хвойна *Juniperus oxycedrus* и др.

В обширни части от ареала си, еленът лопатар е основно горски вид като обитава широколистни и смесени гори, и по-рядко се среща в стари иглолистни съобщества. Индивидите прекарват голяма част от времето си и в разположените в съседство на горите земеделски земи – постоянно затревени площи и ниви. Територии, които са предимно земеделски и са отдалечени от горски масиви, са избягвани, поради липсата на подслон и места за укритие. Горите могат да не са големи по площ. Гори с площ около

5 ha, могат да представляват добро местообитание за вида, ако имат добре развит подраст и са комбинирани с фрагменти от отворени типове местообитания (напр. постоянно затревени площи, ниви и др.). Типичното местообитание на вида в Турция са маквисови съобщества с участието на дъбове, вечнозелени дървета от род Arbutus и род Nerium (*N. oleander*). Видът рядко се среща над 800 m н.в. (Chapman & Chapman 1997).

По отношение на избора на местообитания, мъжките индивиди са по-селективни през зимата, в сравнение с останалите сезони, въпреки че сезонните вариации не са големи. Женските и едногодишните индивиди показват силна сезонна вариация по отношение на избора на местообитание, която е почти обратна в сравнение с мъжките, с минимум през есента и максимум през лятото. По време на сватбуването, изборът на местообитания от двата пола е сходен. Извън брачният период, мъжките и женските индивиди предпочитат различни местообитания и имат различна селективност (Apollonio et al. 1998). Според същите автори, през четирите сезона мъжките индивиди се концентрират основно на открити пространства – тревни съобщества и пасища, докато женските предпочитат този тип местообитание само през зимата, а през останалите сезони се концентрират в горски типове местообитания, просеки и заблатени участъци. Резултатите на Kjellander et al. (2012), сочат че едногодишните животни (селектирано от майките им) имат предпочитания към обработваеми земи, пасища и иглолистни гори с височина 5–15 m. Едногодишните елени избират двете променливи - склоп и видимост на местата за нощуване независимо една от друга, но техните параметри (видимост 4.29 ± 6.0 m; склоп 24.8 ± 32.3%) са винаги по-високи в сравнение с параметрите на тези променливи при случайно избрани места (видимост 8.07 ± 8.3 m; склоп 5.3 ± 17.3%) (Kjellander et al. 2012)

1.4. Численост

В национален план размерът на популацията на елена лопатар варира от 9500 до 10500 инд. (9761 през 2019 г .; 10295 през 2020 г.). Най-висока численост на вида е регистрирана в държавни ловно-стопански райони на територията на РДГ Пловдив – 1679 инд. и РДГ София – 1797 инд. и в предоставени ловно-стопански райони на територията на РДГ Кърджали – 1268 инд. и ДС „Студен Кладенец“ – 1255 инд. (ИАГ 2020).

1.5. Хранителни навици и диета

Храната на елена лопатар включва главно треви и листа на дървесна и храстова растителност (Нинов 2002, Пешев и др. 2004). За територията на страната, естествената храна на еленът лопатар през есенно-зимния период включва XX растителни вида, в това число **31 дървесни вида** (*Carpinus betulus* (листа)– 25.0%; *C. orientalis* (листа)– 17.2%; *Quercus cerris* – 20.3% (листа) и 17.2% (жълъд)), **8 храстови вида** (*Ligustrum vulgare* – 9.4%; *Rubus caesius* – 7.8%) и около **45 вида треви, гъби и мъхове**. От тревните видове, е значителен делът на житните и бобовите треви - власатките (*Festuca sp.*), ежова главица (*Dactylis glomerata*), овсигата (*Bromus sp.*), люцерната (*Medicago sp.*) и др. С тревното многообразие, видът компенсира по-бедната хранителна база в заетите местообитания (Нинов 2002).

Естествената храна на елена лопатар през есенно-зимния период на територията на североизточна България включва 43 растителни вид, в това число: **19 дървесни вида** (*Carpinus betulus* & *C. orientalis* – 42.5%; *Quercus spp*. – 39.1%; *Cornus mas* – 26%; *Robinia pseudoacacia* – 21.7%), **7 храстови вида** (*Ligustrum vulgare* – 21.7%; *Crataegus monogyna* – 17.4%; *Cornus sanguinea* – 13.0%) и **17 тревни вида** (*Festuca spp.* – 21.7%; *Dactylis glomerata* – 17.4%) (Нинов 2002).

На територията на Родопите диетата на елена лопатар включва **49 растителни вида**, от които **17 дървесни вида** (*Carpinus betulus* – 38.1%; *C. orientalis* – 19.0%; *Quercus spp*. – 28.6%; *Tilia spp.* – 28.6%; *Prunus cerasifera* – 28.6%; *Pyrus pyraster* – 23.8%), **6 храстови вида** (*Rosa canina* – 14.3%; *Clematis vitalba* – 14.3%; *Thimus spp.* – 9.5%) и **26 тревни вида** (Veronica spp. – 23.8%; Festuca montana – 9.5%; Festuca tallax – 4.8%). В Родопите, еленът лопатар се храни и с видове, които не са част от хранителния му спектър в Североизточна България - орловата папрат (*Pteridium aquilinum*), гъби и мъхове. Сравнително високо участие (19% от стомасите на проучваните индивиди) заемат и иглиците на белия бор. **Разнообразието в ботаническия състав на храната на вида в страната, сочи че видът се приспособява успешно към по-сухи и бедни на храна местообитания** (Нинов 2002).

Хранителните ниши на елена лопатар, благородния елен и сърната се припокриват в незначителна степен. Различията в естествените хранителни източници

в местообитанията обитавани паралелно от трите вида е ясен индикатор от една страна за липсата на значима конкуренция и възможностите за съвместното им стопанисване (Нинов 2002), а от друга сочи за взаимното им допълване при управление на тревните съобщества.

В планинските типове местообитания, разнообразието на растителните видове използвани за храна от елена лопатар, благородния елен и сърната нараства, което е свидетелство за високият им адаптационен потенциал. Качеството на хранителните местообитания може да бъде подобрено допълнително с внасянето на плодоносещи видове (Нинов 2002).

1.6. Размножаване и развитие

1.6.1. Сватбуване и възпроизводство при мъжките индивиди

Мъжките елени са сезонно размножаващи се животни, въпреки че размножителният сезон е много по -дълъг, отколкото може да се предположи с оглед кратката продължителност на сватбуването. В тази връзка е необходимо да се прави разлика между сватбуване и размножителен сезон. Последният може да се дефинира като период от годината, през който мъжките са фертилни и копулират, докато сватбуването е по-ограничен период от размножителния сезон, когато елените демонстрират особено интензивно сексуално поведение (Chapman & Chapman 1997).

Пубертет

Пубертетът при елените е периодът между инициирането на производството на мъжки хормон и образуването на сперматозоиди от тестисите. В тази връзка пубертетът при мъжките лопатари обхваща периода от около седмия до около четиринадесетия месец. Следва да се направи разлика между пубертетът и периода на зряло сексуално поведение. Последният може да се дефинира като периода, в който животното изпълнява ефективна репродуктивна роля в стадото. Докато повечето едногодишни женски забременяват на възраст около 16 месеца, което показва, че те достигат зрялост по време на техния втори размножителен сезон, изглежда че мъжките лопатари достигат зрялост по-късно, тъй като те не сватбуват пълноценно, както женските. Въпреки че едногодишните мъжки са фертилни и способни да се размножават,

социалната йерархия между елените вероятно предотвратява много чифтосвания с тяхно участие (Chapman & Chapman 1997).

Годишен цикъл

В северното полукълбо, мъжките лопатари са в кондиция за размножаване в период от около шест месеца – от м. Септември до м. Февруари – Март. При възрастните мъжки, пълната сперматогенеза се възобновява през лятото и активността на тестисите достига пик през есента. По това време мъжките елени проявяват напълно характерното поведение на сватбуване. След сватбуването, сексуалните функции постепенно намаляват като през зимата, до късна пролет мъжките лопатари стават инфертилни. През периода на сексуален покой, рогата нарастват бързо. Развитието на рогата е обвързано с продължаващата секреция на минимални количества тестостерон от тестисите, тъй като рогата не се развиват нормално при кастрирани лопатари. В резултат, мъжките лопатари претърпяват своеобразни циклични годишни пубертети, подобни на инициалния пубертет претърпян от животните годинаци. Циклите са обвързани с промяна на размера и функциите на тестисите. Размерът им нараства през есента и намалява през зимата и пролетта, като пикът на масата на тестисите по време на сватбуването е сравнително константен във връзка с масата на животното, след третата година (Chapman & Chapman 1997).

Освен рогата, други вторични полови белези, които се развиват по време на сватбуването са гласът (дълбок гърлен стон), силна брачна миризма, значително нарастване на обиколката на врата, поява на характерно изкривяване и пигментация в края на обвивката на пениса. Тези вторични полови белези, по-скоро се асоциират със сватбуването, отколкото с целия размножителен период (Chapman & Chapman 1997).

Сватбуване

Сватбуването е климаксът на събитията и процесите в годишния цикъл при елените. Подготовката стартира, когато те започват да мигрират към териториите заети от кошутите (Chapman & Chapman 1997), което в България обхваща периода около 20 август, като в зависимост от метеорологичните условия и надморската височина, сватбуването може да започне една или две седмици по-рано или по-късно (Ботев 1985). По-младите индивиди могат да имат нагон за сватбуване преди по-старите елени.

Обратно, зрелите елени могат да изпитват нагон по същото време, но остават в летните си местообитания докато нагонът за сватбуване не надделее над тяхната предпазливост (чувство за самосъхранение). В периода на сватбуване, елените лопатари демонстрират териториално поведение и защитават територия. Една от характерните особености в поведението на зрелите елени, които нормално са потайни и плашливи, е че по време на сватбуване придобиват демонстрационно поведение (поемат риск) и губят голяма част от страха си към хората (Chapman & Chapman 2002).

Основна част от сватбовищата са традиционни, тъй като елените, не непременно едни и същи индивиди, се завръщат на тях всяка година. Следите за присъствие на елени включват набраздявания (следи от риене) по земята и натрошени и ожулени храсти и дървета. Набраздяванията са резултат от риенето на елените в почвата с техните предни крайници и стъргане с рогата им. По време на сватбуването, лопатарите проявяват два различни типа на поведение, всеки от които причинява характерни видове повреди върху дърветата и храстите, а именно ожулване (забелване на кората) и трошене на клони. Тези активности на елените ги правят непопулярни сред лесовъдите, особено когато щетите от това им поведение са по-мащабни. Често ожулването се забелязва за първи път, когато лопатарите свалят „кадифето“ от рогата си, което се случва в края на м. Август, но те не са свързани единствено с този процес. След като „трошенето“ и „ожулването“ са започнали един път, те се проявяват с нарастваща честота и достигат пик по време на сватбуването през втората половина на м. Октомври. Въпреки това липсва ясна корелация между разпределението на местата със следи от трошене и ожулване и местата за сватбуване (Chapman & Chapman 2002).

Чрез трошене дървета и храсти, елените лопатари маркират район от няколко хектара, разположен в периметъра на територията за сватбуване, която те възнамеряват за заемат. Това поведение на маркиране на заета територия от доминантните мъжки може да обясни разпространението на следите от риене и повредите по дърветата, чиято честота нараства с доближаване на територията за сватбуване. От друга страна, освен не само териториалните мъжки елени чупят клони и забелват кората на дървесно-храстовата растителност. Младите елени извършват същите действия, което може да се отдаде на тяхната фрустрация от неучастието им в сватбуването или опит за участие в процеса (Cadman 1974; Chapman & Chapman 2002).

Ухажване и копулация

Поведенческите прояви на елена лопатар, свързани с ухажването и копулацията са сравнително слабо проучени. Ухажването може да предизвика елените да преследват кошутите, които често бягат далеч от зоната на сватбовището, с глава и шия изпънати напред. Също така, кошутите могат да лежат с опъната по земята глава и шия, като понякога насочва главата си вертикално в отговор на ласките от страна на мъжките. Когато кошутите са готови да бъдат заплодени, те стават и позволяват на мъжките да копулират с тях. Чифтосването може да се проведе далеч от територията на сватбовището (Chapman & Chapman 2002).

1.6.2. Възпроизводство при женските индивиди

Размножителния сезон при женските индивиди, подобно на този при мъжките, е по-обширен, отколкото обикновено се смята. След сватбуването през есента, елените се раждат през ранно лято т.е. еленът лопатар е сезонно размножаващ се вид, който се чифтосва през есента, когато дните са кратки. Количеството дневна светлина, или фотопериодът, е важен фактор, но не непременно единствения, който предизвиква влизането в естрален цикъл (еструс; разгонване) на кошутите. Въпреки че повечето еленчета се раждат в началото на лятото (м. юни), в някои случаи еленчета се раждат в края на м. Октомври или Ноември, което сочи, че до м. Март кошутите все още са способни да заченат. Продължителността на естралния цикъл при кошутите е 24–26 дни (Cowan , Baker, Chapman & Chapman 2002).

Възрастта при която настъпва пубертета, повлиява в значителна степен темпа на нарастване на популацията. Повечето женски благородни елени достигат полова зрялост (пубертет) и вземат участие в размножаването за първи път на около 16 месечна възраст. Зачеването настъпва от около 1 октомври до около 2 декември с пик от 21 октомври до 3 ноември. Дори кошутите да овулират и да се чифтосат, много често бременност не последва. Обикновено количеството на заченали кошути е по-ниско от това на забременелите. Също така, процентът на отстреляните бременни кошути нараства в месеците последващи сватбуването през м. Октомври т.е. ако елените не бъдат убити, почти сигурно би настъпило късно зачеване (Chapman & Chapman 2002)

При еленът лопатар, бременността (гестационният период) продължава около седем месеца и половина – средно 229–237 дни. Малките се раждат в периода май – юли с пик в средата на м. юни. Според различните проучвания съотношението между половете при новородените варира, като при едни проучвания мъжките преобладават, при други съотношението е в полза на женските. Съществуват хипотези, че полът на новородените може да бъде зависим от възрастта на майката. Кошутите, които раждат за пръв път, продуцират повече мъжки приплоди. Следователно половата структура на приплодите може да се определя от възрастовата структура на популацията. Обикновено при елена лопатар се ражда по едно малко. Макар и рядко, съществуват и случаи на зачеване и раждане на близнаци. Теглото на новоордените варира от 1.8 kg за двата пола до 5.9 kg за мъжките приплоди или средно 4.6 kg при мъжките и 4.4 kg при женските (Chapman & Chapman 2002).

Лактация

Млечните жлези при кошутите преминават през годишен цикъл на растеж и регресия. Кърменето може да продължи до около деветия месец. Няколко дни преди раждането, с началото на лактацията, млечните жлези стават значително по -големи, а вимето, гледано отзад, става ясно забележимо. Вимето остава голямо в рамките на периода, в който приплодите изцяло зависят от млякото за тяхното изхранване. Размерите на вимето намаляват постепенно с увеличаване на твърдата храна в диетата на приплодите и превръщането ѝ в основна. Продължителността на лактационния период варира значително, като някои кошути се „пресушават“ октомври – ноември, докато повечето продължават да кърмят пред м. декември и м. януари, в по-редки случаи до февруари – март или най-общо - до пролетта след раждането им (Flerov…., Chapman & Chapman 2002).

Раждане

Кошутите могат да родят във висока тревна растителност, орлова папрат, коприва и др. В природата територии заети със сено или масиви с царевица са популярни места за раждане на малките. Кошутите избират места предлагащи комбинация от близко разположени храна и укритие.

1.7. Активност и дисперсия

Еленът лопатар е постоянен вид. Липсват съобщения за миграционно поведение при вида (Nowak 1999). Размерът на индивидуалния участък при вида варира в зависимост от наличието на храна и други фактори като подслон (места за укритие), степен на безпокойство, климатични фактори и плътност на индивидите (Feldhamer et al. 1988 в Page et al. 2008, Nowak 1999). В зависимост от тези фактори, размерът на индивидуалния участък според различните проучвания (методи за оценка) варира - под 1 ha (Chapman and Chapman 1997), средно 0.5–1 km^2 (Long 2003), 9.75 km^2 при мъжките и 2.1 km^2 при женските индивиди (Borkowski & Pudełko 2007), 870 ha (8.7 km^2) при мъжките и 590 ha (5.9 km^2) при женските индивиди (Statham & Statham 1996 in Locke 2007, Jensz & Finley 2013). През сезона на чифтосване, много от по-старите и по-силни мъжки защитават малки територии, разположени на около 100 m един от друг (King 2005 в Jensz & Finley 2013). Видно от представените данни, индивидуалния участък на мъжките индивиди са по-големи от тези при женските индивиди. Поради по-големия размер на тялото си, мъжките имат по-високи енергийни нужди и в тази връзка се хранят на по-голяма територия. Също така мъжките изминават дълги разстояния, за да получат информация за местоположението на женските и потенциални съперници (Harestad & Bunnell 1979, Beier & McCullough 1990 в Borkowski & Pudełko 2007). Индивидуалните участъци при елена лопатар варират и в зависимост от сезона. Според Corbet & Harris (1991) зимният индивидуален участък на елена лопатар се увеличава с около 50%. Според прочуването на Borkowski & Pudełko (2007) есенните (през размножителния сезон) индивидуални участъци на мъжките индивиди са най-големи по площ и този сезон има най-голямо влияние върху размера на годишния индивидуален участък. Според същото проучване размерът на сезонните индивидуални участъци при мъжките индивиди варира от 1.72 ± 0.6 km^2 през зимата до 6.6 ± 3.5 km^2 през есента. При женските индивиди сезонния индивидуален участък варира от 0.55 ± 0.19 km^2 през есента до 1.44 ± 0.69 km^2 през пролетта.

1.8. Вътревидови взаимоотношения. Социална организация и поведение

Поведението на елена лопатар се влияе в значителна степен от наличието и силата на фактори на безпокойство, като основна роля в това отношение има човека, също така от типа на местообитанието и метеорологичните условия.

Еленът лопатар е стаден вид и формира стада. В това отношение той си прилича с благородния елен, но се различава от сърната, чиято социална организация е основана на малки семейни групи. Размерът и структурата на стадата варира през годината. През една значителна част на годината, възрастните елени формират *ергенски групи* и живеят отделно от стадата на кошутите, които включват възрастни женски, приплоди и телета (годинаци). Двете стада се събират при сватбуването. В отделни случаи малък брой кошути могат да бъдат наблюдавани в стадата на рогачите. Тази организация сочи, че кошутите и рогачите са разделени, когато мъжките подновяват рогата си и когато женските раждат. Далеч от сватбовището и при раждането, еленът лопатар не проявява териториално поведение. Обикновено кошути се задържат в района на сватбовищата, докато рогачите напускат района в края на годината и не се присъединяват към кошутите до следващия Август или Септември. Това не означава, че отделни кошути и приплоди не напускат територията около сватбовищата, те го правят, но в нея винаги присъстват други кошути и млади индивиди. Сегрегацията на рогачите и кошутите продължава поне пет месеца, но може да продължи и по-дълго време. В някои райони елените напускат веднага след сватбуването, докато в други те могат да останат до ранна пролет. Времето на напускане се влияе от степента на безпокойство (Chapman & Chapman 2002).

Популационна плътност и размер на стадата

Плътността на дивите популации на елена лопатар може да варира в широки граници в зависимост от типа на стадото и периода от годината, както и в зависимост от размера и характеристиките на изследваната територия. Според различни проучвания плътността на вида може да варира от 8 до 43 индивида на 100 ha.

Най-голяма численост на елени, организирани в компактни групи, се наблюдава в периода Септември – Октомври, непосредствено преди сватбуването. През този период са регистрирани до около 40 индивида, предимно кошути, телета и приплоди. Друг, макар и по-малък пик в числеността на вида се оформя в края на м. Юли и през м. Август,

когато повечето кошути са родили. При този пик могат да бъдат регистрирани до 10 индивид, като най-чести са групите от малък брой - около 2–3 кошути. Групи от над 7 кошути и малките им могат да бъдат наблюдавани от късна есен до м. април. След сватбуването, голям брой рогачи, понякога над 40, могат да формират една група. След като са хвърлили рогата си, обаче, ергенските стада от диви елени рядко включват повече от около шест животни. Повечето групи от рогачи включват само две или три животни от м. май до м. декември и най-вече през месеците Октомври и Ноември, по време на сватбуването (Heidemann ……, Jurek……, Chapman & Chapman 2002).

Съотношение между половете

Съотношение между половете варира в зависимост от сезона (период от годината) и зависи от управлението и ползването на популацията и от типа на стадата, които се оценяват по този показател.

Социална организация

Основна единица на стадата от женски индивиди са кошутата и нейното малко (приплоди). В рамките на стадото явното агресивно поведение между кошутите е рядкост, освен по време на раждането на малките. Организацията в стадото се основава по-скоро на пасивно лидерство, отколкото на йерархия, произтичаща от отношенията господство – подчинение. Копитните животни, които живеят в стада, често възприемат действията на други членове на стадото: всяко животно е наясно с движенията на своите спътници. Този тип поведение е често срещан, когато стадо от диви кошути е обезпокоено - когато една кошута побегне, останалите я следват. Не всички членове на стадото реагират по точно определен начин и по едно и също време. Това е постепенен процес, сякаш поведението им е „заразно“. Лидерството на кошутите не обхваща възрастните рогачи, когато те са част от стадото им. Доказателство за това е факта, че при поява на фактор на безпокойство рогачите често бягат в противоположна посока. Лидерството не трябва да се бърка с господството. В група от сватбуващи лопатари, зрелият рогач е доминиращото животно, въпреки че когато стадото е обезпокоено, все още се води от кошута. Социалната йерархия сред членовете на ергенските групи от рогачи е слабо проучена. Стадата от рогачи при благородния елен развиват йерархичен ред въз основа на заплахи и подчинение, което е свързано с възрастта и размера на рогата. По-старите елени, които обикновено има по-големи рога, доминират над по-

младите. Вероятно, социалната йерархия при стадата от рогачи при елена лопатар се установява по сходен начин, както при благородния елен (Chapman & Chapman 2002).

1.9. Междувидови взаимоотношения

Конкуренция със сърна (*Capreolus capreolus* Linnaeus 1758)

Според редица изследвания, потенциалът за конкуренция може да бъде много висок, между симпатрични копитни видове, които се отличават със значително припокриване на хранителните и екологични ниши (Putman 1996 *и референциите в публикацията*). Въпреки очевидния потенциал за конкуренция между елена лопатар и сърната, измененията в размера на популацията на двата вида във времето не може категорично да покаже неоспорим ефект на конкуренцията между двата вида в района на Ню Форест (New Forest), Южна Англия (Putman 1996 *цитиран в* Focardi et al. 2006). Липсата на ясна конкуренция между двата вида (или доказателства за такава) се потвърждава и в редица други проучвания (Bartos et al. 2002, Chapman & Chapman 2002). Обратно на тези заключения, Focardi et al. (2006) доказват конкуренцията между двата вида, като получените от тях резултати силно подкрепят хипотезата, че конкурентните взаимоотношения между сърната и елена лопатар, са значим фактор, допринасящ за намаляване на популацията на сърната. Според проучването, разделянето на местообитанията на двата вида нараства като функция на плътността на елена лопатар. Плътността на елена лопатар обяснява и вариациите в размера на индивидуалния участък при сърната. Както качеството на местообитанието, така и припокриването на индивидуалните участъци на двата вида корелират негативно с плътността на елена лопатар в територията. Това предполага, че присъствието на елена лопатар, редуцира качеството на местообитанието за сърната, в резултат на което тя се опитва да се отдели пространствено от елена лопатар (Focardi et al. 2006). Следва да се има предвид, че влиянието на елена лопатар в случая е описано при стабилно висока популация на вида, а не при инициална популация, обект на консервационна транслокация (реинтродукция).

Хищничество

Еленът лопатар е добре приспособен към средата си на живот и опри наличие на пригодни местообитания, стадният им начин на живот и умелото използване на терена им помага да се предпазват успешно от хищници. В България основните хищници, които ловуват на елен лопатар и повлияват числовите параметри на популациите му, са чакал, скитащи кучета и вълк. Така например силното намаляване на числеността на елена лопатар в района на Южното Черноморие през последните 20 г. се свързва с инвазия на чакала в този период (Нинов и др. 2019).

Влиянието на скитащите кучета върху популациите от едри копитни бозайници в страната и в частност върху елена лопатар не е проучено. Поради високата им численост, постоянното попълване на групите и наличието на разнообразни хранителни ресурси за поддържане на кондицията на отделните индивиди, скитащите кучета могат да имат значително въздействие върху популациите на елена лопатар. Те са особено опасни в близост до населени места, сметища, хижи и други места, където се концентрират с висока численост.

Поради сравнително ниската си популационна численост, вълкът има най-ниско влияние върху популацията на елена лопатар. Щетите от вълк могат да нараснат, при комплекс от фактори, включващи: липса на оптимални местообитания по отношение на изложение и надморска височина, корелиращи с липса на дебела снежна покривка или наличието на краткотрайна снежна покривка с малка дълбочина; липса на оптимални местообитания за укритие; лошо общо здравословно състояние на индивидите в групата; висока численост на вълка в конкретен район и др.

Болестотворни организми

Като цяло, еленът лопатар е здраво животно и в ново време липсват сведения за масова смърт на животни, каквито сведения са налични от минали векове. Основните сведения са свързани с данни за масова смърт на индивиди от чума, но следва да се вземе под внимание, че с името „чума“ са асоциирани множеството от заразните болести, повлияващи животните в миналото. Проучванията върху заразните болести при елена лопатар са слабо застъпени, но резултатите от проведените проучвания сочат, че видът е устойчив на болести и няма вероятност да заразят домашни животни.

Потенциално, болестотворни микроорганизми могат да съществуват в организма на бозайниците, без да предизвикват клинична картина. Животните изложени на тези микроорганизми могат да придобият имунитет, дори ако не проявяват характерната клинична картина, каквато може да бъде установена чрез кръвни изследвания например (Chapman & Chapman 2002). Основните болести по елена лопатар, предизвикани от болестотворни микроорганизми, включват:

Антракс. Остро заразно заболяване по животните и човека. Причинява се от антраксния бацил (*Bacillus anthracis*). В резултат на жизнената си дейност бактерията отделя вещества, които имат токсичен ефект върху организма на бозайниците. В аеробна среда и при температура в диапазон 12–42 ˚C се формират трайни спори, които могат да се запазят в почвата до 30–40 г., и да образуват природни огнища на зараза. Елените са сред видовете, които са най-силно чувствителни към заразата с антракс. Източник на заразата са болни животни, трупове на умрели от антракс животни или заразени пасища и водоеми. Клиничната картина включва повишена температура, учестено дишане и пулс, силна отпадналост, липса на апетит, кръвоизливи по лигавиците. Появяват се болезнени отоци, най-често в областта на главата, гърдите и корема. Болестта се развива бързо (Нинов и др. 2019).

Туларемия. Заразна болест, която се проявява при животните и човека. Има природоогнищен характер. Причинява се от бактерията *Francisella tularensis*, която е силно устойчива. При подходящи температурни условия може да се запази за около 3 месеца във влажни зони и около 75 дни в почвата, в трупове на умрели животни до около 40 дни, в дивечови кожи от 25 до 40 дни, а в месо може да се запази до около 96 дни. Елените са сред видовете, които са податливи на заболяването. Основен източник на зараза са хищници, гризачи и птици, при които заболяването може да протече без клинична картина. Заразяването може да стане чрез кърлежи или чрез кръвосмучещи насекоми. Признаците са болестта са общи, което затруднява диагностиката (Нинов и др. 2019).

Хиподермоза. Болест по копитните бозайници. Характерни за заболяването са хроничните възпалителни процеси в подкожната тъкан на гърба, хранопровода и гръбначния мозък. Елените са сред видовете дивеч, които са най-силно повлияни от заболяването. Причинява се от насекоми от род Hypoderma (оводи). В зависимост от

мястото на снасяне на яйцата си оводите могат да бъдат устни оводи и кожни оводи. Болните животни са неспокойни, чешат се, кашлят и хъркат, а по тялото им има отоци. Наличието на ларви в хранопровода води до смущения в храненето. Локализирането на ларви в гръбначния мозък води до парези или парализи в крайниците. Под кожата в областта на гърба има гнойни огнища. Животните отслабват и стават податливи на др. заболявания (Нинов и др. 2019).

Туберкулоза и псевдотуберкулоза. Доказателства за с птича туберкулоза, причинена от инфекция с бактерията *Mycobacterium avium,* са установени при 13% от животните в района на Ню Форест (New Forest), Южна Англия. Друга форма на туберкулоза (говежда туберкулоза), причинена от бактерията *Mycobacterium bovis* е регистрирана при почти ¼ от стадо с численост 200 лопатара в Мичиган, САЩ. Псевдотуберкулозата, причинена от *Corynebacterium pyogenes*, е установена при лопатари в Германия. Псевдотуберкулоза, причинен от бактерията *Pasteurella pseudotuberculosis* е регистрирана при елени лопатари в зоологически градини (Chapman and Chapman 2002).

В литературата съществува информация за различни видове заболявания, които в по-малка степен са установени при елена лопатар. Тези заболявания включват бруцелоза (причинено от бактерии от род Brucella), трихофития – кожна гъбична инфекция; ензоотична атаксия; цереброкортикална некроза и др. При отглеждани в паркова среда животни, над седем годишна възраст, е установен абсцес на костната тъкан около корените на моларите, като при младите индивиди това заболяване е слабо проявено. Абсцесът, който оголва корените на зъбите, обикновено се намира около първи и втория молар (M1 и M2) на долната челюст и около M2 и M3 на горната челюст. По-често, абсцесът, се проявява на двете челюсти. При по-голяма част от животните с абсцес, засегнатите молари липсват, като остават само корените (Chapman & Chapman 2002).

Паразитизъм

Ектопаразити

Основните ектопаразити по елена лопатар, за които са налични сведение, включват хапещи въшки, смучещи въшки

Въшката *Damalinia libialis* е дребен (около 2 mm) стационарен ектопаразит, които използва елена лопатар като гостоприемник. Индивидите са дорзовентрално сплеснати, безкрил, с белезникав цвят насекоми, които принадлежат към разред Mallophaga - хапещи въшки (пухоперояди, перояди, пухояди или космояди). Среща се върху кожата на животните и се храни с епидермални остатъци. Във Великобритания случаите на инфекция варират през различните периоди на годината, бидейки най-високи през късна зима, пролетта и началото на лятото, и най-слабо интензивни през късно лято, есен и ранна зима. По елени лопатари в Германия е установено паразитиране и на вид смучеща въшка *Solenopotes burmeisteri*, принадлежи към разред Siphunculata (Chapman & Chapman 2002).

Еленовата муха *Lipoptena cervi* е паразитна кръв-смучеща муха, принадлежаща към сем. Hippoboscidae. В морфологично отношение се характеризира с дорзовентрално сплеснато тяло, удебелена кутикула, която да издържа на механично натоварване, както и добре изразена хетотаксия. Косъмчетата и четинките увеличават сцеплението в космената покривка на гостоприемника. Възрастни индивиди могат да бъдат наблюдавани през цялата година, (Chapman & Chapman 2002, Низамов 2020).

Кърлежите са друга група екзопаразити, които имат важно значение. Те могат да бъдат резервоар и преносители на патогенни микроорганизми, като по този начин, съществува риск едно ухапване от кърлеж да доведе до смърт на гостоприемника. В литературата има налични данни за треска по елена лопатар, пренасяна от кърлежи. По елена лопатар са установени да паразитират видовете *Ixodes ricinus, Haemaphysalis punctata*, *Dermacentor reticulatus.* Кърлежите (акарите) от род Sarcoptes, които са причинители на крастата също са установявани по елена лопатар (Chapman & Chapman 2002).

Ендопаразити

Елените са гостоприемници за голям брой ендопаразити като паразитни червеи или хелминти, ларви на насекоми и някои паразитни първаци (Protozoa). Въпреки това, като изключим хелминтите, информацията за останалите екзопаразити по елена лопатар е оскъдна. Значението на паразитните хелминти се определя от способността им да бъдат вектори на инфекции. Трите основни групи паразитни хелминти, се срещат при елена лопатар - кръглите червеи (Nematodes), плоски смучещи червеи (Trematodes) и

плоски червеи (Cestodes). По-голяма част от тях обитават храносмилателната система на елена лопатар, като всеки вид е концентриран в определена част, но се срещат и в пикочния мехур, черния дроб и белите дробове. Посредством изпражненията, яйцата на тези червеи преминават в околната среда като заразяват водата и пасищата. Проучванията сочат, че голяма част от еленитe лопатари са заразени с различни видове паразитни червеи, и при положение че животните не са силно опаразитени те се справят с инфекциите и с изключение на чернодробния метил и белодробния червей, хелминтите не допринасят за висока смъртност при елена лопатар (Chapman & Chapman 2002).

1.10. Природозащитен статус

На национално ниво, видът не е застрашен и защитен. На фигурира в приложенията на Закон за биологичното разнообразие.

Red List Category – Lower Risk Least Concern

Съобразно оценката на Международния съюз за защита на природата (IUCN), еленът лопатар не застрашен на глобално или европейско равнище. Съгласно червеният списък, видът е с най-нисък риск от изчезване. В резултат на въвеждането от финикийците, римляните и норманите, той е широко разпространен и изобилен вид в Европа, поради което е посочен като слабо засегнат от негативни тенденции и процеси. Въпреки това, локалната популация на вида в Турция е под сериозна заплаха (Masseti & Mertzanidou 2008).

V. Причини за изчезването или намаляване на числеността на благородния елен, елена лопатар и дивата коза от целевата територия. Оценка на заплахите и лимитиращите фактори. Анализ на алтернативите

Намаляване на числеността и изчезването на дивата коза и благородния елен от целевите територии се дължи на комплекс от фактори, най-съществено значение между които има бракониерството.

1. Бракониерство

За елена лопатар липсват данни за присъствие в близък исторически план, но и за него незаконния лов е основно отрицателно въздействие в териториите на естественото му разпространение в страната.

При благородния елен бракониерството влияе както пряко върху популациите на вида при отстрел на индивид, така и косвено, тъй като води до силно безпокойство, последвано от преместване на животните на големи разстояния. При реинтродукции, преместването е съществен проблем, който затруднява в значителна степен управлението и опазването на реинтродуцираните групи.

Дивите кози често допускат хищниц и хора в близост до себе си, обусловено от чувството за сигурност в скалните комплекси. Тази поведенческа реакция прави вида уязвим за бракониери, ползващи далекобойните пушки и супресори (заглушители). В открити скалисти места дивите кози се забелязват от голяма дистанция и сравнително лесно биват издебвани. В тази връзка дори един бракониер, запознат с терена и навиците на животните, може да убие голяма част от козите в дадена територия, а останалите ще го напуснат поради безпокойство (Вълчев и др. 2006).

Незаконното ловуване и свързаното с него безпокойство води до намаляване на плътността на дивата коза в редица пригодни местообитания, а някои остават необитаеми, включително и в защитените територии. Това води до по-голяма фрагментация на популациите, по-високата степен на близко родствено кръстосване и следователно по-ниска жизненост на индивидите и по-уязвима популация от болести, епидемии, природни бедствия, хищничество и др. Бракониерството бива няколко групи,

в това число: бракониерство по време на редовен лов на други видове, бракониерство от представители на местната общност, незаконен ловен туризъм, незаконен лов с цел продажба на трофеи (Вълчев и др. 2006). Въз основа на проведените неформални разговори с представители от местните общности и регистрираните случаи на бракониерство през годините в целевата територия и съседни на нея райони, може да се заключи, че всички от изброените форми на бракониерство представляват потенциален риск за видовете в обхвата на целевата територия.

2. Безпокойство

Безпокойство е ключов фактор, който променя поведението на животните и може да повлияе тяхната физиология, популационна динамика и екология. Непредсказуемостта на източник на безпокойство може да причини загуба на тегло, загуба на апетит, невроза, податливост на хищници, по-ниска репродуктивна способност и дори смърт. Безпокойството в целевата територия се предопределя в най-висока степен от селскостопански дейности (паша на селскостопански животни), дърводобив и др. горскостопански дейности, лов и туризъм.

При елена лопатар, избягването на населени места е характерно за територии, в които се ловува. Факт е, че животните от групи или популации, които не се ловува обикновено са толерантни към човешко присъствие, докато ловът стимулира редица поведенчески реакции, като преместване в други територии (Stankowich 2008, Torres et al. 2014). Незаконния лов е друг фактор от първостепенно значение за безпокойството на благородния елен. Видът се среща по-рядко в територии в близост до пътища, къщи, селищна и селскостопанска инфраструктура. Факторите на човешко безпокойство могат да въздействат върху разпространението на елените, поради което те могат да бъдат разглеждани като аналог на риска от хищничество (Torres et al. 2014). По подробно въздействието на безпокойството върху благородния елен е разгледано в т. 1.5.3 (стр. 38–40).

При дивата коза, някои човешки дейности, без да унищожават пряко индивиди или местообитанията им, имат силно отрицателно въздействие. Редовното безпокойство изтласква вида от много подходящи местообитания. Засиленият туристически поток и ловните дейности в пригодните за дивите кози местообитания и присъствието събирачи

на билки и гъби са основни фактори, влияещи косвено върху състоянието на популацията. Непрекъснатото безпокоене по време на презимуването, периода на раждане и дори през брачния период, стресира дивата коза. Нарушава се както денонощният, така и сезонният ритъм на активност – хранене, почивка, мигриране. Въпреки добрите условия на местообитанията – хранителни и защитни, те често остават недостъпни и козата е принудена да прекарва повече време в райони с по-лоши условия (Вълчев и др. 2006).

3. Конкуренция с домашни животни

Пасищното отглеждане на селскостопански животни в местообитания на целевите видове е фактор, който с висока вероятност е допринесъл за редукцията в числеността на целевите видове и най-вече дивата коза. Понастоящем пашата на селскостопански животни на високопланинските пасища в Пирин и Славянка е сред основните лимитиращи фактори за вида. Пашата на селскостопански животни генерира значително безпокойство, хищничество от страна на пастирските кучета, които често преследват диви кози и промяна в местообитанията на дивата коза. Прекомерната паша би могла да бъде причина за намаляването на хранителната база, а присъствието на кучета и пастири, концентрира дивите кози в най-недостъпни и бедни на паша райони, като това води и до по-висок социален стрес. През последните 14 г. заплахата придобива съществено значение предвид финансирането на подмярка „Традиционни практики за сезонна паша“ (Пасторализъм), мярка „Агроекология и климат“ от Програма за развитие на селските райони, на територията на националните паркове „Рила“, „Пирин“ и „Централен Балкан“.

VI. Опит от повторни въвеждане (реинтродукция) или дейности за подсилване на популациите на целевите видове в България

1. Опит с реинтродукция на благороден елен и елен лопатар

Елен лопатар

От 2014 г. като част от инициатива за възстановяване на дивата природа в Европа – Rewilding Europe, фондация „По-диви Родопи“ осъществява реинтродукция на благороден елен и подсилване на популацията на елен лопатар на територията на Източни Родопи, България. Целта на интервенцията е да се осигури възможност на природните процеси да играят ключова роля при оформянето на естествените ландшафти и екосистеми в целевата територия. Сред тези естествени процеси са природосъобразно пашуване (ролята на тревопасни животни при създаването на растителната динамика), хищничеството (въздействието на хищните върху тревопасните и косвено и върху растителността), ролята на мършоядните птици, метеорологичните условия и много други (https://rewilding-rhodopes.com).

В обхвата на проекта, до 2021 г. е извършена транслокация на общо 398 елена лопатара. Благодарение на извършената реинтродукция, числеността на вида на територията на Източни Родопи нараства 2 пъти. Успешно са създадени 3 нови локални популации в района на гр. Маджарово, с. Тинтява и гр. Кърджали с обща численост на животните над 450 инд. (Avramov 2021).

В района на Тинтява е извършена транслокация на общо 52 елена лопатара (26 кошути, 19 женски приплода и 7 мъжки приплода), като 49 от тях са успешно освободени и разселени. Към юни 2021 г., броя на животните в групата варира в диапазона 60–90 инд. (Avramov 2021).

В района на Маджарово в специално изготвени заграждения са доставени общо 157 елена лопатара (38 кошути, 1 възрастен елен, 82 женски приплода и 34 мъжки приплода), като по късно са освободени с тяхното поколение, родено в района. Към юни 2021 г., броя на животните в групата варира в диапазона 180–220 инд.

В района на Кърджали е извършена транслокация, адаптация и последващо освобождаване на общо 189 елена лопатара (27 кошути, 1 млад мъжки, 94 женски

приплода и 67 мъжки приплода), като 49 от тях са успешно освободени и разселени. Към юни 2021 г., броя на животните в групата наброява над 150 инд. (Avramov 2021).

Основна част от животните включени в транслокацията, в това число адаптация и последващо освобождаване, са едногодишни приплоди. Естествено, при тях смъртността в по-висока, в сравнение с възрастните животни и те започват да се размножават след втората година. Отчетена е и висока смъртност на новородените през първата година в резултат на хищничество, което обяснява ниския начален прираст на индивидите в новосъздадените групи (Avramov 2021).

Важен ефект от дейностите свързани с транслокацията на елена лопатар в разглежданата територия, е нарастването на съществуващата популация в района на яз. Студен кладенец, в резултат на което се осъществява връзка с новосъздадената локална популация (група) в района на Кърджали (Avramov 2021).

Благороден елен

Като част от разгледания по-горе проект, е извършена транслокация на 50 благородни елена. Благодарение на реинтродукция, числеността на вида на територията на Източни Родопи нараства над 5 пъти, в сравнение със съществуващата преди това популация в района. Новосъздадената популация наброява над 130 животни в края на юни 2021 г.

От общо 50 благородни елена, 40 инд. (10 възрастни женски, 10 млади женски и 2 млади мъжки) са адаптирани и освободени в района на яз. Студен кладенец в периода 2016–2018 г. Основна част от освободените животни остават в територията и се присъединяват към съществуваща група от индивиди, реинтродуцирана по-рано, но част от животните правят дисперсия на по-големи разстояния. Към юни 2021 г., популацията в района на Струден кладаенц (в това число субпопулация до Хасково), наброява над 130 инд. (Avramov 2021).

Останалите 10 благородни елена (един възрастен мъжки, 5 възрастни женски, 3 субадулнти женски и една млада женска) са транслоцирани от ДЛГ Паламара през 2017 г. Три от животните умират от миопатия (в адаптационното заграждение) по време на адаптацията, а останалите седем са разселени успешно. Поради смърт на единствения мъжки в групата, останалите животни напускат територията. Смята се, че част от тях се

присъединяват към новосформираната група в района на Студен кладенец (Avramov 2021).

Мониторингът на ефекта от проведените транслокации (оцеляемост на индивидите), включва поставяне на GPS GSM нашийници, прилагане на методика за проследяване на нивата на преживяване на освободените животни, посредством мрежа от фотокапани, използване на методи за дистанционно наблюдение от въздуха (дронове) и събиране на информация от местните общности (Avramov 2021).

Освен от избора на пригодни местообитания, ефективността на реинтродукцията зависи изключително от следните фактори:

- Идентифициране на заинтересовани ловни общности (дружинки) на местно ниво, които да бъдат въвлечени активно в процеса по реинтродукция;
- Въвличане на цялата ловна общност в процеса, с оглед дисперсията на индивиди и осигуряване на обмен на информация;
- Въвличане на други основни целеви групи в процеса – животновъди, горски стопанства и др., с оглед минимизиране на заплахите;
- Създаване на мрежа и механизми за доставка на животни за адаптация и последващо освобождаване;
- Осигуряване на последващ мониторинг върху заплахите и преживяването на освободените животни;
- Осигуряване на мониторинг върху числеността на популациите и дисперсията на новоформираните групи;
- Осигуряване на постоянен ветеринарен контрол на животните в адаптационните заграждения и последващ мониторинг върху здравословното състояние на освободените животни;
- Осигуряване на финансова устойчивост на процеса;
- Изграждане на капаците в местните общности;

В страната съществуват значителен опит с транслокация на благороден елен и елен лопатар. С оглед стопанското значение на видове като ценени ловни обекти, редица Държавни и частни ловни стопанства и структури на ловни сдружения за изградили опит в това отношение. В тази връзка са налични и множество донорни популации, които се

поддържат активно, което минимизира рисковете от негативни въздействия при отнемането на индивиди от тях.

2. Опит с реинтродукция на дива коза

Реинтродукция на вида на територията на Витоша

В исторически план, дивата коза е обитавала територията на Витоша. Реално жизнена популация в планината не съществува поне от края на XIX-ти век (Милушев 2012). Липсват точни данни относно причините за нейното изчезване от района и причините за това. Спорадично се наблюдават единични индивиди, най-вероятно в резултат на дисперсия на индивиди от популации в Рила. През 2002 г., партньорска инициатива, включваща ДЛС "Витошко-Студена", ДПП "Витоша" и Сдружение за дива природа "БАЛКАНИ" инициира проект за възстановяване на балканската дива коза на територията на Витоша. Дейностите включват предварителни проучвания за нуждите ан реинтродукцията; изграждане на заграждение за размножаване и адаптация; улов и транслокация на диви кози от Родопската субпопулация на вида (Вълчев 2006).

Дейностите по възстановяване на дивата коза са предшествани от проучване за идентифициране на подходящи местообитания в границите на ПП „Витоша". При оценката на няколко основни за вида показателя на местообитанието (наличие на скални масиви, надморска височина, наличие на подходяща хранителна база, спокойствие и други). След проведените проучвания е изградено ограждения за размножаване и адаптация на площ от 30 ha. Ограждението е разположено при надморска височина 1450–1600 m. В заграждението има два водоизточника, скални групи и склонове с различни изложения, така че да гарантира оптимални условия за дивите кози през всички сезони (Вълчев 2006; Милушев 2012).

За улова са използвани различни методи – пушка за упояване, мрежи и др. Улавянето на живи диви кози е труден процес. Най-ефективен е методът на улов посредством задържащи крака примки. Останалите използвани методи – с упойваща пушка и вертикална мрежа се оказват или не достатъчно ефективни или с повишен риск за нараняване на животните (Вълчев и др. 2006, Милушев 2012).

Донорната популация на дивата коза в Родопите се характеризира с най-високата гъстота в България. Извеждането на няколко индивида от нея не би имало съществено негативно влияние върху цялостното ѝ състояние. Надморската височина, климатичните условия и местообитанията, при които се развива видът в Родопите са сходни на тези на Витоша. За периода 2003–2011 г. общо 31 диви кози са уловени от Родопската популация и настанени в аклиматизационното заграждение на територията на ПП „Витоша“. Към 2012 г., общият брой на козите, живеещи на свобода в парка, постепенно нараства до 20–23 инд. В началото на 2012 г. други 19–20 диви кози все още обитават аклиматизационното ограждение (Милушев 2012).

До 2012 г. е регистрирана много добра раждаемост при групата диви кози отглеждана в заграждението за размножаване и аклиматизация. Числеността на малките нараства всяка година в сравнение с предходната. Малките (яретата) оцеляват много успешно през най-рисковия период - първата година от живота си. Реинтродуцираните животни търпят загуби, дължащи се на хищници, тежки метеорологични условия, поява на заболявания и други. За разлика от нормално развиваща се популация смъртността при наличието на аклиматизационно ограждение е по-висока (Милушев 2012).

VII. Пригодност на местообитанията за видовете в обхвата на проучваната територия – моделиране на пригодността на местообитанията. Препоръки за най-подходящи територии за провеждане на повторно въвеждане (реинтродукция)

1. Методика за моделиране на пригодността на местообитанията

Данни за разпространение на видовете

Моделирането на екологичната ниша (хабитатните модели) на трите целеви вида се основава на данните за тяхното разпространение в страната за периода 2010–2020 г. Източниците на данни за разпространение на видовете включват публични бази данни, собствени наблюдение на експерти, данни от проведени целенасочени проучвания върху видовете предоставени от държавни институции (данни за разпространението на благородния елен получени от проведено телеметрично проучване са предоставени от ЮЗДП - Благоевград). Данни за разпространението на елена лопатар, генерирани въз основа на проведени телеметрични проучвания на 7 елена в периода 2017 – 2021 г. са предоставени от фондация „По-диви Родопи“.

Регистрираните локации с присъствие на целевите видове са редуцирани до 891 локации за благороден елен, 69 локации за елен лопатар и 350 локации за дива коза на база критерий за минимално разстояние от 1000 m между отделните точки. Целта е редуциране на пространствената автокорелация и псевдо-репликация. Тези локации са използвани за генериране на моделите на пригодността на местообитанията и разпространението на трите целеви вида.

Определящи променливи на средата

За моделиране на пригодността на местообитанията за глухаря, избрахме параметри (променливи) на средата, които според предходни проучвания, повлияват присъствието и стойностите на обилие на вида. На тази база са определени 40 непрекъснати променливи, групирани в две основни категории: „ландшафтни“ (климатични и топографски) и променливи свързани с „типа земно покритие“ (Табл. 1).

Климатични променливи: категорията включва 19 био-климатични параметъра от свободно достъпни от базата данни WorldClim v. 2.1 (оригинална резолюция на клетката от 1 км^2; средно за 1970–2000 г.; Fick & Hijmans 2017) (Таблица 1).

Топографски променливи: включва 2 компонента на релефа -вкл. надморска височина и изложение (Табл. 1), получени от DEM с резолюция 40-m, чрез инструмента „*Spatial Analyst*“ в ArcGIS.

Хабитатни променливи: 3 компонента на ниво горско насаждение/горски подотдел, включващи възраст на горите, диаметър и височина на основния дървесен вид. Данните са базирани на цифрови слоеве от Горска база данни (ИАГ 2014). Допълнително са генерирани променливи за основните типове земно покритие въз основа на данните от Corine Land Cover 2018. Хабиатните променливи включват и две променливи свързани с нивата на безпокойство – остояние от населено място и отстояние до път (Табл. 1). Размерът на оригиналните растери (включително производните на DEM) е ре-семплиран до клетка (пиксел) с размер 40 m, чрез функцията „*cubic convulsion*“ в ArcGIS. При определяне на оптималния мащаб за моделиране, са взети под внимание 3 основни аспекта: 1) влиянието на мащаба върху определящата сила („explanatory power“) на отделните променливи за избор на местообитание; 2) влиянието на избрания мащаб на променливите върху цялостното качество на резултатите от модела (Braunisch & Suchant 2007) и 3) специфични изисквания на целевите видове (Плачийски 2020).

За изготвяне, обработка, анализ и визуализация на цифровите слоеве, представящи отделните променливи е използван ArcGIS v. 10.4 (ESRI, Redlands, CA, USA). Използвана е проекционна координатна система WGS 84, UTM зона 35N.

Моделиране на пригодността на местообитанието

За моделирането на пригодността на местообитанията на целевите видове е използван подхода MaxEnt (Elith et al. 2011; Thingstad et al. 2018). При моделирането чрез MaxEnt (Phillips et al. 2006; Phillips et al. 2017) се използват данни за присъствие и фонова информация ре-семплирана от набор от пиксели (територии), където е известно, че моделирания вид се среща. Този подход за моделиране се използва, за да се направят изводи относно вероятността за географско разпространение на целевия вид, въз основа на променливи на средата и за реконструкция границите на екологичната ниша (Phillips et al. 2006). Полученият модел представя относителната вероятност за разпространение на вида върху всички клетки на грида в определено географско пространство.

Финалните модели са изготвен на база 100 повторения с „*cross-validation*"; алгоритъмът за обучение на машината („machine-learning algorithm") е конфигуриран да използва при всяко повторение 75% от точките за присъствие, избрани на случаен принцип, за тренировъчен набор от данни и 25% за верификация на модела; 100000 фонови („background") точки; „*logistic output*".

Оценка на модела и избор на прагови стойности

Качеството на моделите е оценено въз основа на стойността на AUC („Area Under Curve") (Fielding & Belle 1997; Pearce & Ferrier 2000; Phillips et al. 2009), която е част от продуктите генерирани от MaxEnt (Phillips et al. 2006). Високите стойности на AUC сочат за висок капацитет на модела за разграничаване на присъствието и отсъствието на вида (Pearce & Ferrier 2000; Thuiller et al. 2005).

На изведените „средни стойности" на всеки модел са придадени прагови стойности и са превърнати в „непригодни" / „пригодни участъци" от пространството. Идентифицираните като „пригодни" територии са отнесени към три класа на пригодност (Пригодни, Силно пригодни и Оптимални) чрез използване на функцията „*Jenks Natural Breaks*" в ArcGIS (Kornilev et al. 2017).

Таблица 1. Променливи на средата (кандидат предиктори) използвани за моделиране на разпространението на целевите видове

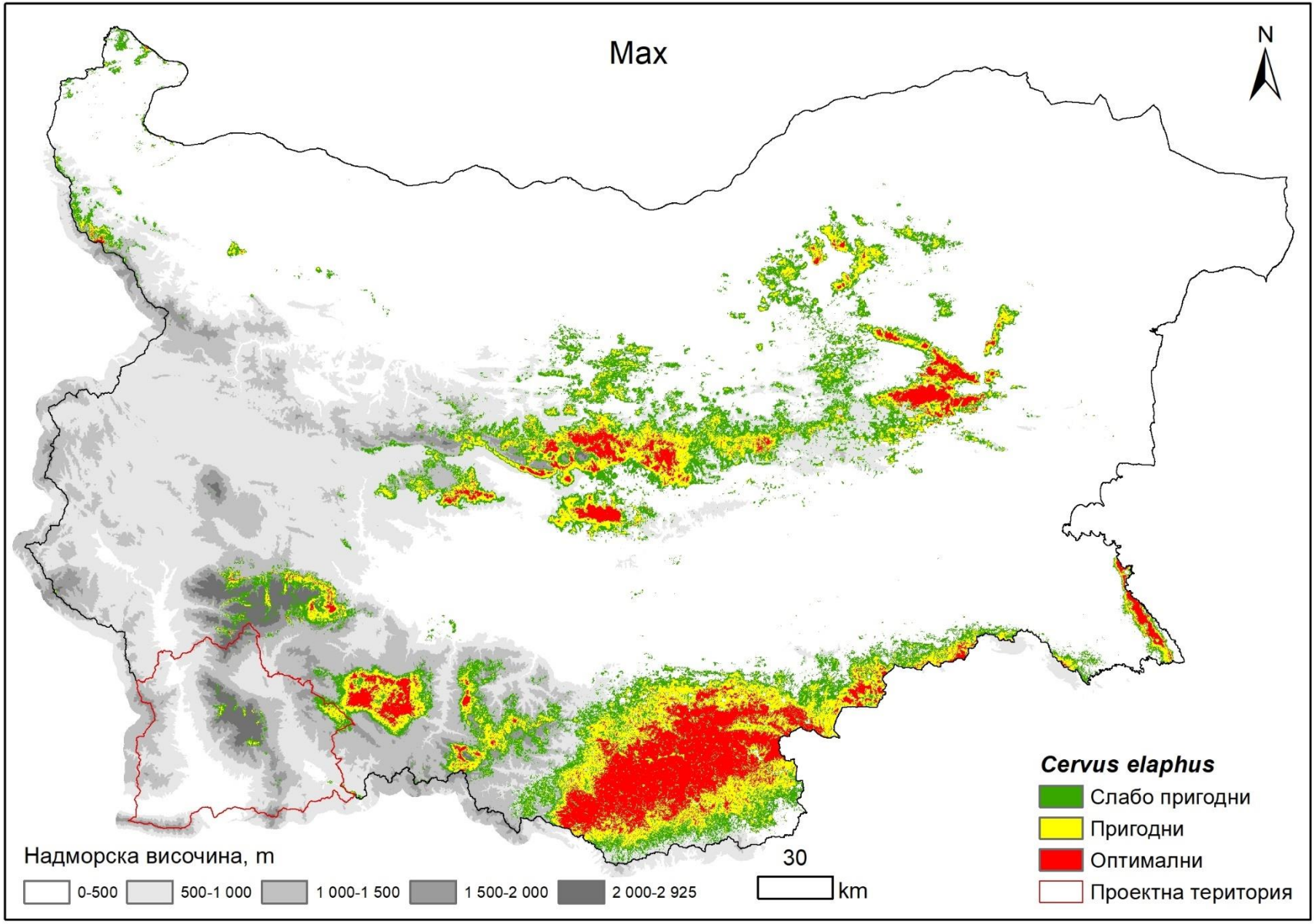
Променлива	Описание	Код	Единица	Източник
Климат	BIO1 = Средна годишна температура	Bio_01	° C	WorldClim
	BIO2 = Среден денонощен диапазон (Средно месечно (max t - min t °C))	Bio_02	° C	WorldClim
	BIO3 = Изотермалност (BIO2/BIO7) (×100)	Bio_03	%	WorldClim
	BIO4 = Температурна сезонност (стандартно отклонение ×100)	Bio_04	° C	WorldClim
	BIO5 = Макс. температура през най-горещия месец	Bio_05	° C	WorldClim
	BIO6 = Мин. температура през най-студения месец	Bio_06	° C	WorldClim
	BIO7 = Годишен температурен диапазон (BIO5-BIO6)	Bio_07	° C	WorldClim
	BIO8 = Средна температура през най-влажната четвърт	Bio_08	° C	WorldClim
	BIO9 = Средна температура през най-сухата четвърт	Bio_09	° C	WorldClim
	BIO10 = Средна температура през най-горещата четвърт	Bio_10	° C	WorldClim
	BIO11 = Средна температура през най-студената четвърт	Bio_11	° C	WorldClim
	BIO12 = Годишна сума на валежите	Bio_12	mm	WorldClim
	BIO13 = Общо количество валежи през най-влажния месец	Bio_13	mm	WorldClim
	BIO14 = Общо количество валежи през най-сухия месец	Bio_14	mm	WorldClim
	BIO15 = Сезонност на валежите (коефициент на вариация)	Bio_15	%	WorldClim
	BIO16 = Общо количество валежи през най-влажната четвърт	Bio_16	mm	WorldClim
	BIO17 = Общо количество валежи през най-сухата четвърт	Bio_17	mm	WorldClim
	BIO18 = Общо количество валежи през най-горещата четвърт	Bio_18	mm	WorldClim
	BIO19 = Общо количество валежи през най-студената четвърт	Bio_19	mm	WorldClim
Топография	Надморска височина	dembg35n	m н.в.	DEM
	Топографска експозиция	aspect	0–360 °	DEM
Тип земно покритие и характеристика на горите (основния дървесен вид)				
Тип земно покритие	Категории по Corine Land Cover	CLC		CLC2018
Възраст	0 – 300	age	разстояние (m)	Горска база данни
Диаметър	0 – 100	diam	разстояние (m)	Горска база данни
Височина	0 – 40	high	разстояние (m)	Горска база данни
Разстояние до населено място	0 – 12000	satel	разстояние (m)	Анализ
Разстояние до път	5000 - 20000	ai_yr	разстояние (m)	Анализ

2. Резултати от проведеното моделиране

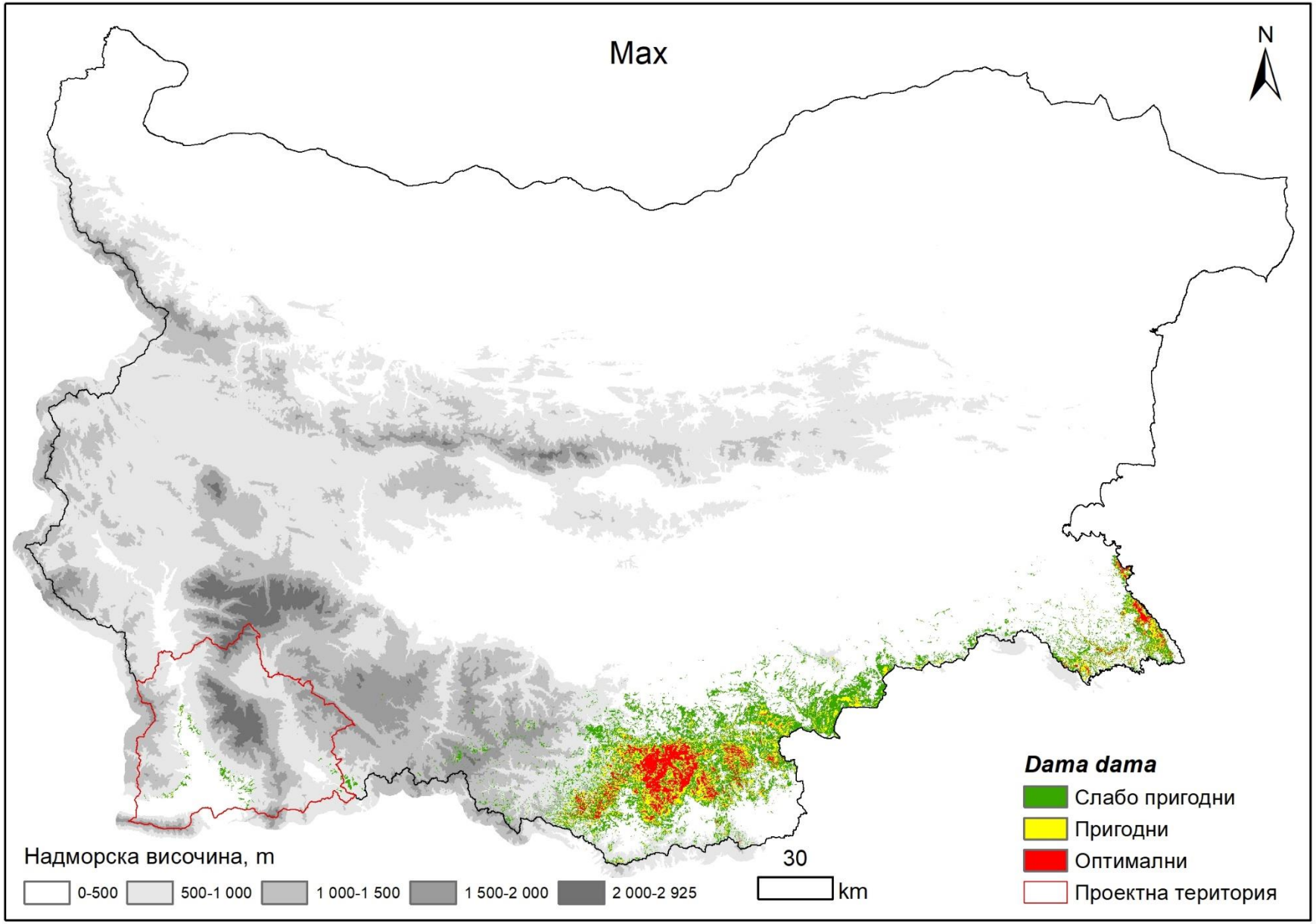
Резултатите от пороведеното моделиране за пригодността на местообитанията на балканската дива коза, благородния елен и елена лопатара са представени в обобщен вид в Таблица 2 и Фигури 1 – 3. По подробни данни (резултати от моделирането) относно моделите и приноса на отделните променливи за генериране на всеки от моделите са представени в Приложение (bioInnovateGIS).

Таблица 2. Разпределение на местообитанията на целевите видове по степен на пригодност и площ в обхвата на целевата територия, съгласно разработените хабитатни модели.

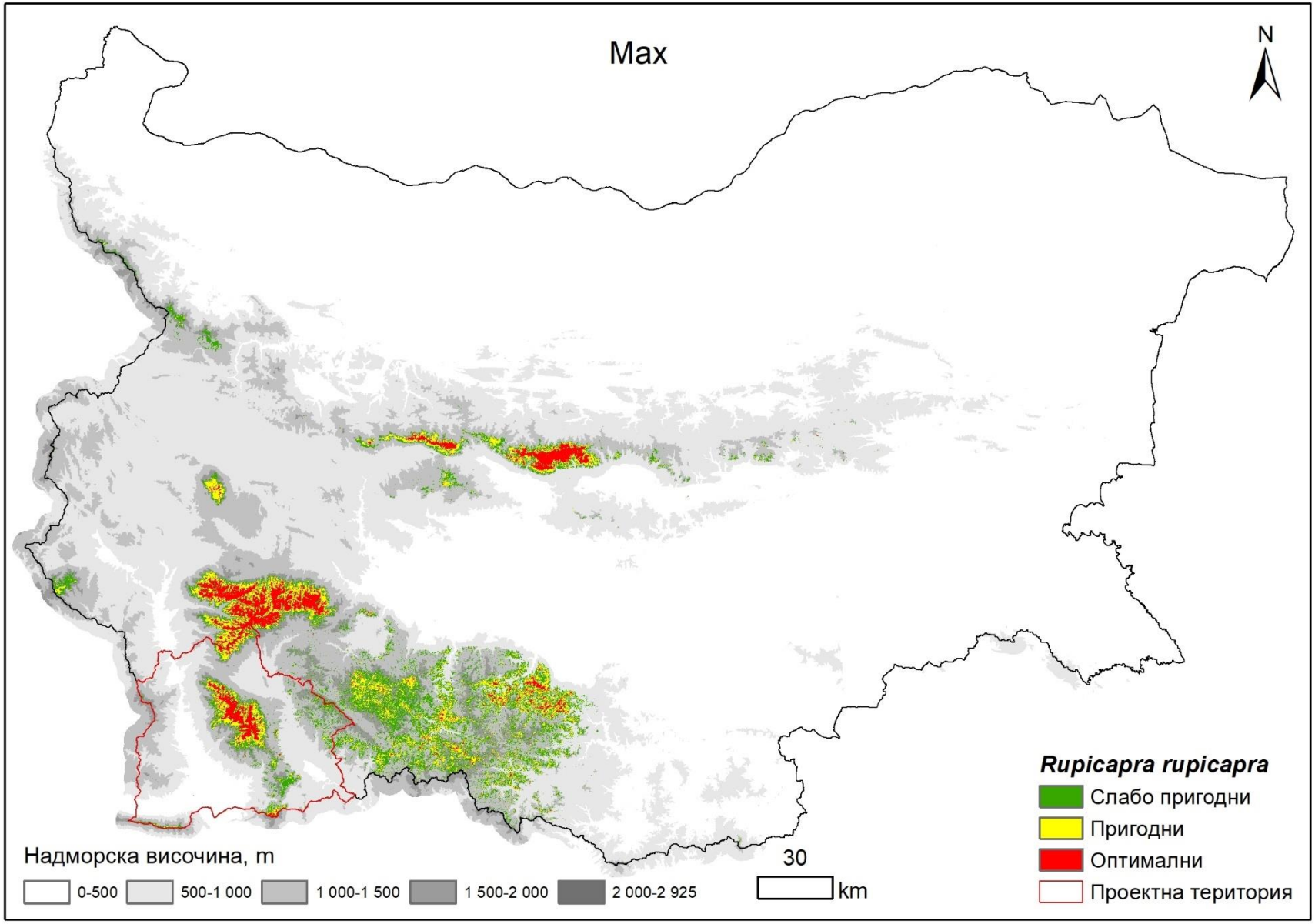
№	Степен на пригодност	Площ в ha
	Балканска дива коза	
1	Непригодни	423276.96
2	Слабо пригодни	26217.92
3	Пригодни	20117.44
4	Оптимални	16876.64
	Елен лопатар	
1	Непригодни	481511.36
2	Слабо пригодни	4793.12
3	Пригодни	184.32
4	Оптимални	0.16
	Благороден елен	
1	Непригодни	472807.52
2	Слабо пригодни	9149.92
3	Пригодни	4396.48
4	Оптимални	135.04



Фигура 1. Модел на разпространението на местообитанията на благороден елен според тяхната степен на пригодност на национално ниво.



Фигура 2. Модел на разпространението на местообитанията на елен лопатар според тяхната степен на пригодност на национално ниво.



Фигура 3. Модел на разпространението на местообитанията на дива коза според тяхната степен на пригодност на национално ниво.

3. Верификация на потенциалните пригодни местообитания на вида в обхвата на целевата територия

През 2021 г. е проведено теренно верифициране на резултатите от проведеното моделиране на пригодността на местообитанията за трите целеви вида. Като част от процеса на верификация са посетени територии идентифицирани като пригодни от изготвения модел и е направена експертна оценка относно тяхната пригодност въз основа на наличната информация за екологичната ниша на целевите видове. С оглед на малката площ на териториите идентифицирани като пригодни от модела, за благородния елен и особено за елена лопатар, са направени и допълнителни обследвания на териториите с цел идентифициране на подходящи местообитания за реинтродукция на целевите видове. Посетени са идентифицираните от моделите като пригодни, територии в района на НП „Пирин“, Южен Пирин, Славянка, Западни Родопи и долината на р. Места (в близост до границата с Р Гърция). В резултат на направените обследвания на терен са направени следните основни констатации:

- Резултатите от обследването на терен, сочат за изключително висока точност на моделът на пригодността на местообитанията за дивата коза. Моделът отразява във висока степен както пригодността на местообитанията, така и потенциални биокоридори за дисперсия на индивиди от популацията на територията на Пирин към Славянка и последващ обмен на индивиди. Оптималните местообитания съгласно модела съвпадат с реалното разпространение на дивата коза на територията на Пирин, както и с най-подходящите местообитания на вида на територията на Славянка, където са направени и последните наблюдение на вида. Точността на модела се определя в значителна степен от присъствието на вида в територията и използване на координати с реално разпространение на вида в обхвата на територията предмет на анализа.
- Теренната верификация на резултатите от моделирането на разпространението на местообитания за елена лопатар, потвърждава пригодността на идентифицираните местообитания за вида по долината на р. Места. При проведените теренни обследвания са идентифицирани и редица други

територии, предлагащи оптимални условия, предвид изискванията на вида към местообитанието. Оптимални местообитания за вида са регистрирани, както по долината на р. Места, така и в крайните южни и югоизточни части на Южен Пирин, цялата територия на Стъргач планина и части от в крайните северни, североизточни и източни дялове на Славянка.

- При теренната верификация на резултатите от проведеното моделиране на пригодността на местообитанията за благородния елен, са установени значими разминавания между резултатите от моделирането и експертната оценка за наличието на подходящи местообитания. В обхвата на целевата територия, моделът на екологичната ниша на вида идентифицира пригодни местообитания в ограничени райони на горната граница, на гората на територия на НП „Пирин“ и крайните западни части от Западни Родопи. Идентифицираните от модела местообитания действително са с висока степен на пригодност, но са силно ограничени по площ. С оглед на широката екологична ниша на вида, в това число и широката му хранителна ниша и екологична пластичност, и висок адаптационен потенциал, на практика по-голяма част от обследваната територията предлага пригодни местообитания за вида. Изключение правят най-ниските територии и урбанизирани райони. Малкия обхват на идентифицираните пригодни територии на база модела, най-вероятно се определя от липсата на локации за разпространение на вида от целевата територия. Предвид характеристиките на използваните за моделиране променливи в териториите с присъствие на вида, моделът отразява с висока точност най-пригодните местообитания на територията на Западни Родопи, попадащи в обхвата на целевата територия.

4. Идентифициране и приоритизиране на най-пригодни територии за провеждане на повторното въвеждане или за стимулиране на естествената реколонизация на целевите видове

При идентифицирането на пригодността на териториите за провеждане на повторното въвеждане (транслокация) на елен лопатар и благороден елен, или за осигуряване на условия за повторна реколонизация на територията от балканска дива коза, е взета предвид следната комбинация от фактори:

a. Екологична ниша на целевите видове (екологични изисквания и взаимовръзки по отношение на биотичните и абиотичните фактори на средата);
b. Дисперсионен потенциал на целевите видове;
c. Адаптационен потенциал и екологична пластичност;
d. Резултати от проведеното моделиране на пригодността на местообитанията на целевите видове;
e. Резултати от проведените теренни обследвания на територията за експертна оценка на пригодността на местообитанията, верификация на резултатите от моделирането и установяване на разпространение на целевите видове;
f. Природозащитен статус на територията

Предвид посочените критерии са идентифицирани следните територии за провеждане на интервенциите по реинтродукция или насочени към осигуряване на условия за естествена реколонизация на територията.

Балканска дива коза

Интервенциите за осигуряване на условия за естествено реколонизиране на районите в обхвата на целевата територия, следва да обхванат районите с разпространение на основната популация на вида в Северен Пирин, с цел осигуряване на увеличаване на числеността на вида и дисперсия на индивиди.

Териториите от Среден Пирин, включващи вододелното (централното) било между водосборите на реките Пиринска Бистрица (на запад) и Места (на изток), от седловината Тодорова поляна до вр. Ореляк, има ключово значения (естествен биокоридор) за дисперсията на индивиди от Северен Пирин към сърцевинните зони за реколонизация в Южен Пири. В тази връзка те следва да бъдат обект на интервенции, насочени към осигуряване на тази функция на територията.

Сърцевинните зони за реколонизация, включват скални комплекси, гори, горски поляни и пасища разположени върху склонове с голям наклон в района на вр. Ореляк, вр. Свещник, вр. Ушите (Южен Пирин) и местността Хамбар дере в Славянка. Скалните комплекси в района на вр. Ореляк се намират в непосредствена близост до резерват

„Ореляк“ (758.1 ha). Главното било (северно от вр. Ореляк) е част от буферната зона на резервата. Скалните комплекси в местността „Хамбар дере“ (Славянка) са разположени в обхвата на резерват „Али ботуш“ (1185.8 ha). Допълнително буферните зони около резерватите са обособени като защитени местности. Резерватите и защитените местности, изпълняващи ролята на буферна зона, ще имат ключово значение за осигуряване на спокойствието и са важни инструменти за противодействие на бракониерството.

Елен лопатар

С оглед на критериите за селекция, за елена лопатар са идентифицирани в 2 района, в които да бъдат съсредоточени усилията за транслокация на индивиди и създаване на жизнени популации. Първият район включва местообитанията идентифицирани от разработеният хабитатен модел на вида в крайните южни части на долината на р. Места в пограничните територии с Р Гърция. Вторият район, оценен като оптимален при проведените теренни обследвания, включва Стргач планина и съседните територии на Южен Пирин и Славянка, в землищата на селата Нова Ловча, Парил, Гайтаново, Тешево и Лъки. На територията на Стргач планина и съседните територии от Южен Пирин са обявени две защитени местности, ЗМ „Павльова падина“ и ЗМ „Пиринско лале“, чиито режими на опазване биха спомогнали и при осигуряване на превенция срещу безпокойството на новосформираната група от индивиди в района.

Благороден елен

За благородния елен са идентифицирани 3 територии, в които да бъдат създадени инициални ядра от индивиди, за създаване на инициални популации и тяхното свързване в обща локална популация. Местата се припокриват с приоритетни територии за балканската дива коза и за елена лопатар. Трите центъра са: Славянка (в района на местността Ливада (Марина поляна) или териториите над Хамбар дере, м. Горното Койнаре); районът на Стргач планина и териториите от Южен Пирин разположени западно от Стргач; районът около вр. Ореляк и резерват „Ореляк“.

VIII. Оценка на възможностите за естествено разпространение на вида (реколонизация) в обхвата на целевата територия

Оценка на възможностите за естествена реколонизация на целевата територия от дива коза

Данните за разпространението, особеностите в биологията и екологията на балканската дива коза (екологична ниша, дисперсионен и адаптационен потенциал на вида) и резултатите от проведените полеви обследвания на територията, сочат за наличие на реална възможност за реколонизация на територията от вида. На практика периодични навлизания на вида в територията са факт. Един индивид е установен при обследванията на територията през 2021 г. в района на вр. Ореляк. През 2012 г., четири индивида са констатирани в района на местността Хамбар дере в Славянка (МОСВ 2013). На практика територията се заема от индивиди от популацията на вида на територията на Северен Пирин в резултат на дисперсия на индивиди. Естествен биокоридор за дисперсията, както потвърждава и хабитатния модел за вида, е вододелното било между водосборите на реките Пиринска Бистрица (на запад) и Места (на изток), от седловината Тодорова поляна към вр. Ореляк, вр. Свещник, вр. Ушите (от Среден към Южен Пирин) до Славянка. Съществува теоретична възможност за реколонизация на територия, и посредством дисперсия на индивиди от юг на север, от популация на вида в Р Гърция разположена на около 15 km от Славянка. В описаните територии липсват значими географски или инфраструктурни прегради, които да фрагментират местообитанията на вида. Основният проблем за трайно реколонизиране (заемане) на нови райони (трайно задържане на индивиди) и формиране на постоянни локални групи и популации е преследването на индивиди от бракониери и безпокойството.

Оценка на възможностите за естествена реколонизация на целевата територия от благороден елен

С оглед на разпространението, особеностите в биологията и екологията на благородния елен (екологична ниша, дисперсионен и адаптационен потенциал на вида) и резултатите от проведените полеви обследвания на територията, сочат за теоретична възможност за реколонизация на територията от вида. Най-близката локална популация в Родопите обитава територии, отстоящи на около 30 km целевия район. По информация

от служители на радиорелейната и телевизионна станция на вр. Орелек (2021), отделни индивиди се наблюдават спорадично в района на върха, но появата им се асоциира с бракониерски набези от страна на бракониери от населените места в подножието на вр. Ореляк. На практика дисперсията на индивиди от Западнородопската популация зависи от една страна от нарастването на популацията, а от друга от преминаването на индивиди през сравнително силно населени райони по крайните западните дялове на Родопите, долината на р. Места и източните части на Пирин. Тези територии се характеризират със сравнително добре развита пътна инфраструктура и урбанизирани територии, които генерират високи нива на безпокойство, хищничество (скитащи кучета) и бракониерска преса. В тази връзка, дисперсията на достатъчен брой индивиди от популацията в Родопите за формиране на инициална група и минимална жизнена популация, на практика е невъзможно. За възстановяване на вида в територията следва да бъдат предприети серия от мерки, насочени към минимизиране и превенция на заплахите; изграждане на капацитет за управление на инициална популация в местни заинтересовани страни; транслокация, адаптация и разселване на индивиди; последващ мониторинг и контрол на резултатите и т.н. т.е. цялостна програма за реинтродукция.

Оценка на възможностите за естествена реколонизация на целевата територия елен лопатар

Най-близката свободна (която не се отглежда в заграждение) популация на елен лопатар обитава територии, отстоящи на около 130 km (без да се отчита денивелацията) източно от гр. Гоце Делчев, в района на яз. Кърджали. Естествената реколонизация на територията е невъзможна. За възстановяване на вида в територията следва да се реализира цялостна програма за реинтродукция.

IX. Потенциални донорни популации

Потенциални донорни популации за реинтродукция на дива коза

С оглед на генетичните особености на балканската дива коза, като потенциални донорни популации може да се идентифицират всички локални популации на подвида на територията на Балканите. За постигане на максимална ефективност и рентабилност при потенциална реинтродукция на вида в целевата територия, най-оправдано е транслокацията на индивиди от локалните популации в Северен Пирин и западни Родопи. С оглед числеността на тези локални популации, и потенциалното въздействие на отнемането на индивиди от тях, транслокацията на индивиди от Западнородопската популация би имало по-нисък негативен ефект върху вида.

С оглед на значителния потенциал за дисперсия на индивиди и реколонизация на оптимални местообитания в целевата територия, улова и транслокацията на индивиди на този етап е неоправдан.

Потенциални донорни популации за реинтродукция на благороден елен

Съвременни проучвания върху популационно – генетичното разнообразие на благородния елен в България сочат, че няма признак на повишен или (силен) инбридинг в никоя от изследваните сега популации от благороден елен в България (Зухентрунк и др. 2020). В тази връзка, като донорна може да бъде идентифицирана всяка от шестте субпопулации на вида в страната.

Популацията от Родопите има най-големи генетични сходства с популациите от Западна и Централна Стара планина и от Североизточна България. Популацията от Югозападна България показва малки генетични влияния от популацията Североизточна България, но от друга страна е в значителна степен генетично отделена от всички останали популации. Части от индивидите в тази популация носят генетични характеристики, които липсват при всички останали популации. Популацията в Странджа е най-малко генетично примесената популация от всички останали проучвани популации (Зухентрунк и др. 2020). Тези резултати могат да бъдат полезни при необходимост от внасяне на генетично разнообразие с цел избягване на близко родствени кръстосвания в реинтродуцираната популация или при нейното подсилване.

Потенциални донорни популации за реинтродукция на елен лопатар

При реинтродукция на елен лопатар, от генетична гледна точка обект на транслокация могат да бъдат индивиди от всяка от съществуващите свободни популации или групи от индивиди отглеждани в заграждения.

X. Оценка на рисковете

1. Рискове свързани с екологично - ландшафтните характеристики на местообитанието

Основните рискове свързани с екологично-ландшафтните характеристики на местообитанието се асоциират с реализирането на инфраструктурни проекти и въздействие (конкуренция) на пасищното животновъдство. През територията преминават няколко важни пътни артерии, които на този етап не биха въздействали върху дисперсията на дивата коза, и не биха фрагментирали местообитанията на новосъздадени инициални групи от благороден елен и елен лопатар. При определени условия, свързани с разширяване на пътната инфраструктура, поставяне на заграждения и др. те биха се превърнали в източник на значително безпокойство и фрагментация. Потенциални рисове носи реконструкцията на пътната отсечка от с. Парил до с. Голешево, Петрово и Катунци, през Парилски проход; пътната артерия през прохода попови Ливади и др. Разширяването на пътните артерии, изграждането на прегради и увеличаването на трафика, неминуемо ще въздейства негативно върху популацията на дивата коза или върху новосформирани групи елен. За минимизиране на ефекта ще спомогне разположението на идентифицираните територии за възстановяване на популациите на целевите видове в защитени зони от Натура 2000. Законодателството свързано с Натура 2000 гарантира до известна степен минимизиране на ефекта от инвестиционните проекти и прилагането на смекчаващи мерки.

По отношение на въздействието на пашата на домашни животни следва да се предприемат действия за ограничаване на тяхната численост и присъствие в територии, от ключово значение за реинтродукциите или реколонизирането на целевите територии.

2. Рискове за донорната/ите популации

Провеждането на реинтродукциите на са свързани с рискове за донорните популации.

3. Генетично замърсяване и др. генетични рискове

Няма рискове от генетично замърсяване, при използване на индивиди от донорни популации в страната.

4. Рискове свързани с инвазии

При реализиране на реинтродукциите на благороден елен и елен лопатар и при създаването на условия за естествено реколонизиране на целевата територия от балканска дива коза, няма рискове свързани с инвазии.

5. Социално - икономически рискове

Основните социално-икономически рискове са свързани с обедняване на населението в резултат на рязка промяна в икономическата обстановка, водеща до високи нива на инфлация и безработица. Съществуват рискове и от политически промени, които да доведат до неефективно функциониране на контролните институции или организациите, които са ангажирани в процеса по възстановяване на популациите на целевите видове. В резултат на това, представители на маргинални групи от населението могат да се насочат към осигуряване на прехраната си от дивата природа и да окажат силна преса или да унищожават сформираните ядра от индивиди или локални популации. Механизмите за минимизирането на тези рискове са най-силно ограничени и са свързани най-вече с активна образователна дейност и активно въвличане на местното население в процеса по реинтродукция на целевите видове. Въвличането може да бъде свързано и с наемането на работници, които да се грижат за животните в загражденията, закупуване на фуражи от местни фермери или търговци и др. Възможни механизми за противодействие са и разработването на специфични услуги и продукти (например туристически) свързани с целевите видовете, които да осигуряват доходи за част от местното население.

6. Финансови рискове

Успешното възстановяване на популации на целевите видове в територията обект на настоящото проучване, зависи в изключителна степен от осигуряването на дългосрочно финансиране. Финансирането следва да осигури планирания диапазон от дейности за мин. 10 г., като същевременно се работи активно за устойчивост на процеса. Прекъсване на финансирането или недофинансирането на дейностите по транслокация

на индивиди би създало рискове от неизпълнението на плановете за подсилване на инициалните популации чрез въвеждането на нови индивиди или дейностите по контрол и противодействие на бракониерството и мониторинга върху ефекта от прилаганите мерки. В тази връзка реализирането на интервенции по осигуряване на условия за реколонизация на целевите райони от балканска дива коза и особено транслокацията на благороден елен и елен лопатар, следва да бъде обвързано с осигуряване на финансиране за мин. 5 г., като паралелно се работи активно са удължаване на финансирането. В най-добрия случай финансирането следва да бъде дългосрочно 10–15 г, като гарантира покриването на всички първоначално планирани разходи.

Значителното увеличаване на инфлационните нива също крие значителни рискове, пред ефективното провеждане на дейностите по възстановяване на популациите на целевите видове. Този риск е значителен и с оглед необходимостта от осигуряване на дългосрочно финансиране т.е. при проектно финансиране, финансовите разчети се правят при едни цени на материали, услуги и консумативи, които след 3 г, могат да бъдат крайно неактуални. В тази връзка при планиране на средствата следва да се има предвид и дългосрочните прогнози и тенденции за промени в нивата на инфлация.

XI. Подходи, методи и технологии за възстановяване на популациите на целевите видове в приоритизирани за целта територии. Дългосрочно управление на процеса

1. Подходи и методи за възстановяване на популацията на целевите видове

Балканска дива коза

С оглед на представената информация и анализи относно биологията, екологичната ниша, дисперсионния и адаптационен потенциал, състоянието на местообитанията и разпространението на балканската дива коза, подходът за възстановяване на популацията на вида в целевата територия следва да бъде - осигуряване на условия за естествена реколонизация на територията от вида. Успешната реколонизация зависи от следните условия:

i. Състояние на популацията на вида на територията на Северен Пирин (НП „Пирин“), и в по-малка степен на най-близките популации в Западни Родопи и Р Гърция. Колонизиране или реколонизирането на нови територии, зависи в изключителна степен от нарастването на числеността на тези популации и дисперсията на индивиди към съседни територии, поддържащи оптимални местообитания. За популацията в Северен Пирин такива територии са местообитания на вида в района на Среден и Южен Пирин (вр. Ореляк, вр. Свещник и вр. Ушите) и Славянка (високите части на планината, Хамбар дере).

ii. Успешно формиране на инициални ядра от индивиди в териториите с оптимални местообитания за вида. Формирането на инициални ядра следва да се реализира от местата в Южен Пирин (вр. Ореляк – вр. Свещник – вр. Ушите - Славянка);

iii. Осигуряване обмен на индивиди между инициалните ядра от индивиди и основната популация в Северен Пирин (потенциално Западни Родопи и Гърция);

iv. Увеличаване на числеността в инициалните групи от индивиди и формиране на локална популация на вида в Южен Пирин и Славянка или обща популация с индивидите от Северен Пирин.

За осигуряване на посочените условия, следва да се приложи дългосрочна (хоризонт мин. 10 г. при осигуряването на оптимални условия) програма от взаимосвързани мерки, в това число подготвителни мерки, преки природозащитни мерки, мерки насочени към работа с местните общности, монитоирнг на ефекта и контрол про прилагане на програмата. Програмата от мерки, следва да бъде реализирана в широко партньорство между заинтересованите страни, включващи: сдружения на ловци и техни подразделение, представители на частни ловни стопанства (концесионери на предоставени ловни райони), регионални структури на държавни горски предприятия (ДГС / ДЛС), регионални подразделения на Изпълнителна Агенция по Горите (ИАГ), МОСВ (ДНП „Пирин“, РИОСВ Благоевград), Полиция и Прокуратура, общини и местни кметства, Туристически дружества, експерти по вида, собственици на гори и земеделски земи и др. От ключово значение в осигуряването на гръцки партньори – институции и организации.

Подготвителните мерки, следва да включва минимум следните интервенции:

i. Създаване на мрежа от основни партньори за организиране и прилагане на програмата от мерки за възстановяване на вида. Подписване на споразумения за партньорство;
ii. Изготвяне на проектни предложения за осигуряване на финансиране на програмата от мерки;
iii. Провеждане на периодични срещи между партньорите за координиране на дейностите и обмен на информация;
iv. Реализиране на серия от проучвания и анализи за нуждите на ефективното организиране и провеждане на преките консервационни мерки, в това число: популационни проучвания, проучвания на заплахите и лимитиращите фактори, социологически проучвания върху настроенията и нуждите за възстановяване на популациите на вида, изготвяне на популационни и пространствени анализи и т.н.
v. Техническо обезпечаване на дейностите

Минималните преки природозащитни мерки, насочени към създаването на условия за запазване и увеличаване на числеността на популациите и новосфрормирани ядра от индивиди са представени в т. 4 – *Мерки за опазване на освободените животни*

по време и след края на етапа по освобождаване на индивиди и/или създаване на инициална популация.

Мониторинговите мерки, насочени към установяване на ефекта от проведените интервенции, следва да се проведе въз основа на предварително разработена матрица за мониторинг, в която са посочени конкретни индикатори и срокове за тяхното постигане. Мониторинговите дейности следва да предвиждат насоки за промяна в предвидените мерки, ако те не дават желания резултат. По-подробно насоките за биологичен мониторинг са разгледани в т. 3 - *Мониторинг на ефекта от проведените мерки. Методи и технологии за маркиране и проследяване на повторно въведените индивиди*.

Благороден елен и елен лопатар

С оглед на представената информация и анализи относно биологията, екологичната ниша, дисперсионния и адаптационен потенциал, състоянието на местообитанията и разпространението на благородния елен и елена лопатар, подходът за възстановяване на популацията на двата вида в целевата територия следва да бъде – реинтродукция. Тя следва да се основана на преместване, адаптиране и освобождаване на индивиди от донорни популации и осигуряване на условия за развитието на създадените инициални групи до формиран на минимални жизнени популации. Успешното възстановяване на двата вида в териториите определени за целта, зависи от:

i. Успешно адаптиране и формиране на инициални ядра от индивиди в териториите с оптимални местообитания за видовете.

ii. Увеличаване на числеността в инициалните групи, чрез въвеждане на нови индивиди и осигуряване на оптимални условия за естествено размножаване и намаляване на смъртността на освободените животни.

iii. Осигуряване обмен на индивиди между инициалните ядра от индивиди и формиране на минимални жизнени популации.

За осигуряване на посочените условия, следва да се приложи дългосрочна (хоризонт мин. 10 г. при осигуряването на оптимални условия) програма от взаимосвързани мерки, аналогична на тази при балканската дива коза, с някои допълнения. В подготвителният етап следва да се изготви детайлен популационен

модел за благородния елен и елена лопатар, който да демонстрира при какви сценарии и за какъв период от време ще се постигне стабилна и нарастваща популация. Сценариите включват променливи като численост на инициалните групи, възрастова и полова структура на индивидите, численост на индивидите, които следва да бъдат внасяни на ежегодна база за подпомагане на инициалната популация и др. Като част от преките консервационни мерки, в зависимост от възприетата стратегия за освобождаване на индивиди, следва да бъде предвидено изграждането на адаптационни заграждения в идентифицираните територии и наемането на персонал за тяхното обслужване. От съществено значение е, в периода на отглеждане на елените в заграждения, да бъде осигурена адекватна диета на животните, която да гарантира тяхната добра физическа форма, необходима за преживяване и ефективна адаптация при тяхното освобождаване.

2. Определяне на стратегии за освобождаване в природата

Изборът на стратегия за освобождаване на индивидите при провеждане на транслокации има важна роля. Използването на погрешна стратегия може да компрометира целия процес на реинтродукция. За да бъде успешна стратегията, тя следва да бъде силно специфична по отношение на обекта на реинтродукция (в случая благороден елен и елен лопатар), характеристиките на територията, в която ще се реализира освобождаването и практическия контекст (целта), в който тя се извършва. При извършването на реинтродукциите в целевата територия (община Гоце Делчев и съседни планински участъци), следва да бъдат взети следните особености свързани с освобождаването на индивиди от двата целеви вида – благороден елен и елен лопатар.

а) *Тип на освобождаването* – директно (твърдо) освобождаване или освобождаване на индивиди след тяхната предварителна адаптация.

Изборът на стратегия зависи от множество фактори, в това число финансова обезпеченост на реинтродукцията, състояние на животните, които подлежат на освобождаване, пригодност на местообитанията, в които ще се проведе освобождаването. Директното освобождаване може да се реализира, при липса на финансов ресурс за изграждане на заграждения за адаптация, за наемане на персонал за грижа за животните, при оптимално състояние на животните и при условия на средата,

сходни с условията, в която се развива донорната популация. При директно освобождаване, вероятността за по-големи дисперсии и по-висока смъртност на индивиди е значително по-голям. От друга страна, при директно освобождаване, средствата които иначе ще бъдат използвани за изграждане на заграждения, наем на персонал и закупуване на фуражи, могат да бъдат използвани за освобождаване на по-голям брой индивиди, които ще компенсират потенциално по-високата смъртност. Друг възможен подход е прилагане на комбинация между адаптация и директно освобождаване на индивиди, или съкращаване на адаптацията във времето. В зависимост от резултатите, в последствие може да се премине към избор на най-ефективния подход за конкретната територия. Комбинацията може да бъде приложена на различни територии, при едновременно създаване на няколко инициални групи от индивиди.

b) Брой на инициалните групи

Броят на инициалните групи (ядра) от индивиди е друг важен фактор. В обхвата на целевата територия за благородния елен и елена лопатар са налице условия да бъдат създадени мин. 2–3 инициални групи от индивиди. Това ще даде възможност, да се избегне значително отрицателно въздействие върху реинтродукцията като цяло, ако са налице остатъчни регионални заплахи и лимитиращи фактори.

c) Брой, пол и възрастова структура на индивидите

Създаването на инициални групи от индивиди и последващото им подсилване чрез внасяне на нови животни, следва да бъде базирано на популационни модели, който да посочи броя, възрастта и пола на животните, които следва да бъдат освобождавани и честотата на освобождаване. Тези модели следва да вземат предвид естествената полова структура при целевите видове, раждаемостта, тенденциите в прираста и смъртността и др. Целта е достигането на стабилна и нарастваща популация, при оптимизиране на ресурсите.

d) Брой на животните, които следва да бъдат маркирани

Индивидите, които ще бъдат разселвани, следва предварително да бъдат снабдени с GPS предаватели. В оптималния случай около 15–20% от общия брой на разселените индивиди, следва да бъдат маркирани. Препоръчва се ползването на GPS

телеметрия, с използването на предаватели, генериращи данни, които се снемат периодично с *wireless* безжична връзка или посредством сателитни предаватели.

е) Продължителност на интервенциите

Реинтродукцията на двата вида елени в целевата територия следва да се реализира за период от 15–20 г. Разселването на индивид съгласно изведените популационни сценарии следва да се реализира за 10 г., след което да се направи анализ и ревизия на програмата за реинтродукция. Ревизия и промяна на програмата може да бъде предприета и в по-кратък период при възникване на форсмажорни обстоятелства или на база резултатите от мониторинг на популационните параметри на реинтродуцираните инициални популации.

3. Мерки за опазване на животните обект на транслокация по време и след края на етапа по освобождаване на индивиди и/или създаване на инициална популация

Преките консервационни мерки могат да включват широк диапазон от интервенции в зависимост от характера на заплахите и лимитиращите фактори. Минимумът от действия, следва да бъде насочен към:

i. Превенция и свеждане до минимум на бракониерството на вида в обхвата на целевата територия – Северен Пири, Среден Пирин, Южен Пирин и Славянка за балканската дива коза и Южен Пирин, Славянка и Стъргач планина за елена лопатар и благородния елен. Интервенцията включва широк диапазон от дейности насочени към превенция (провеждане на информационно-образователни срещи, събиране на информация за бракониерски прояви и др.); изграждане на технически системи и мрежи за превенция и контрол на бракониерството; организиране и провеждане на контролни проверки от отговорните държавни институции; насърчаване на местни граждани и туристи към подаване на сигнали за констатирано бракониерство, в това число посредством материални и финансови стимули; създаване и материално обезпечаване на групи за борба с бракониерството; разработване на инструкции за реакция в случай на

бракониерство, подпомагане на институциите в разследвания и съдебни дела за бракониерство и др.

ii. Свеждане до минимум влиянието на скитащи и пастирски кучета върху популацията на вида и новосформираните групи;

iii. Ограничаване на конкуренцията на домашни тревопасни в районите с новосформирани ядра от индивиди;

iv. Ограничаване на безпокойството от туристи или при провеждането на горски и други стопански дейности в близост до територии с новосформирани групи.

v. Недопускане на увреждане и фрагментация на местообитанията на вида в резултат от реализирането на инфраструктурни проекти или др. инвестиционни предложения.

vi. Осигуряване на оптимални условия при транспортиране на животни от донорната популация към териториите за адаптация и / или освобождаване. Основното значение на условията за транспорт и задържане е да осигурят достатъчна грижа за благосъстоянието на индивидите. Това ще подобри преживяемостта, ще намали случаите на нараняване и ще редуцира свързани със стреса заболявания, както и ще ускори процеса на адаптиране към новата среда. Удълженото време на транспорт, причинява загуби в резултат на стрес на животните, което орт своя страна оказва неблагоприятно влияние върху резултата от транслокацията. В тази връзка, ако други фактори (например генетични съображения) не налагат използването на индивиди от отдалечени донорни популации, за предпочитане е използването на такива, разположени на максимално близки разстояния.

Разпространена практика е транспортирането на животните до местата за освобождаване да се реализира през нощта, за да се сведе до минимум стресът. Помещенията за транспортиране трябва да имат подходящи отвори за вентилация и достатъчно пространство. Човешкото безпокойство и времето за обработка трябва да бъдат сведени до абсолютен минимум. Задължително е присъствието на ветеринарен специалист.

vii. Ветеринарно-медицински грижи. При освобождаването в рамките на програмата за реинтродукция на индивиди, които са уловени от дива популация, трябва да се вземат мерки, за да се гарантира, че (i) индивидите нямат патогени и паразити преди транспортиране и (ii) екземплярите няма да бъдат изложени на влиянието на болестотворни агенти. Създадената изкуствена популация следва да бъде подложена на постоянни ветеринарно-медицински грижи и наблюдение.

4. Мониторинг на ефекта от проведените мерки. Методи и технологии за маркиране и проследяване на повторно въведените индивиди

Проследяването на състоянието на освободените индивиди е от съществено значение за оценка на ефекта от програмите за реинтродукция. Обект на програмите за мониторинг следва да бъдат нивата на смъртност/преживяване на разселените индивиди, здравословно им състояние, тенденции или темпове на нарастване на числеността/плътността на създадената/ите инициална популация, дисперсия, възрастова и полова структура на популацията и др. За целта освен стандартните методи за наблюдение, свързани с активно обхождане на териториите по предварително определени трансекти / маршрути или установяване на числеността на индивидите чрез преброяването им от точки за наблюдение (или регистрация на издавани звуци), следва да бъдат използвани и допълнителни методи и технически средства. За установяването на дисперсията на индивидите и нивата на преживяване, от ключово значение е маркирането на всички или представителна извадка от освободените животни. Маркирането следва да се реализира с подходящи маркери, които да предоставят достатъчно количество достоверна информация при минимален разход на средства и енергия. От съществено значение е екипите, които го реализират мониторинга, да бъдат подготвени за взимане и прилагане на гъвкави решения, съобразени с динамично възникващите ситуации. Най-често използваните техники за маркиране и проследяване, включват телеметрични проучвания при използването на GPS предаватели, които се монтират посредством нашийници. Най-важните показатели при избора на предаватели включват:

- ***Надеждност*** – предавателите и цялата използвана система, следва да са доказали ефективността на работата си при съответния вид и условия (напр.

пресечен терен, високи нива на валежи, гористи местности и т.н.) при които се прилага;

- ***Маса на предавателя*** – масата на предавателя следва да бъде съобразена с теглото на животното. Обикновено той не следва да надвишава 3% от масата на птиците;
- ***Живот на батерията*** – продължителността на работа на предавателя т.е. продължителността на мониторинга се определя от времето за работа на батерията. В тази връзка, предавателите с автономен източник на захранване на батерията имат предимства. При тези предаватели батерията се захранва от малък слънчев панел. Това осигурява възможност за настройване на предавателя за получаване на по-голям брой фиксации (снемане на локациите на по-кратък интервал от време) или допълнителни данни. При предаватели без автономен източник на захранване следва да се направи внимателно планиране и настройка на предавателя, за получаване на оптимално количество и качество на данните с оглед на продължителността на работа на батерията, според техническите характеристики предоставени от производителя.
- ***Техника за монтиране на предавателя*** – обикновено за поставяне на GPS предаватели при копитни бозайници се използват т. нар. нашийници. Предавателя се монтира на врата на животното посредством лента или ремък с механизъм за бързо поставяне и премахване. При избора на животни следва да се има предвид увеличаване на размера и масата на индивидите или тяхното намаляване, за да не се предизвика дискомфорт на маркираните индивиди или задушаване.
- ***Подход за улов и анестезиране на животните*** – при улова и анестезиране на животните за тяхното маркиране следва да се минимизира, доколкото това е възможно, стресът при животните. Задължително уловът и упояването се извършват в присъствие на ветеринарен специалист, като е важно той да има опит с тези интервенции при едри копитни животни. Най-често за интервенцията се използва пушка за дистанционно упояване. Ако условията не позволяват директна стрелба, уловът на елените се извършва с различен по вид

стационарни капани. При дивата коза се използват мрежи или примки, като практиката показва, че примките са по-ефективни.

- ***Тип на системата за проследяване***

В зависимост от типа на системата за локализиране на местоположението на маркираните индивиди и предаване на генерираната информация, са разработени и се прилагат различни технологии за дистанционно проследяване, в това число:

- ***Радиопроследяване***. То се базира на идентифициране на местоположението на птиците на база излъчване на радиочестотен сигнал от радиопредавател, с който е маркирано животното. Методът е финансово аргументиран, но има недостатъци при локализиране на маркираните животни от големи разстояния и/или при силно пресечен терен.
- ***GPS-GSM маркери.*** Технология, която е базирана на наличие на GPS устройство в маркера, което се включва периодично и генерира локациите на маркираното животно. Предаването на данните става дистанционно посредством изпращане на локациите под формата на текстови данни чрез SMS. Недостатъците на метода са свързани с необходимостта от покритие на района от мобилен оператор и такси за обслужване на SIM картата. Преди използване на метода, следва да се направи обследване на покритието на територията от мрежи на телекомуникационни оператори, за да се избере този с оптимален обхват или да се използва друг метод при липса на покритие.
- ***GPS маркери, предаващи данните, чрез дистанционна (Wireless) връзка.*** Този тип маркери са подходящи за мониторинг и проучване на видове и индивиди, които са привързани към определена територия и не правят големи придвижвания. При по-големи дисперсии технологията позволява, снемане на снетите и съхранявани локации, посредством приемник, при използването на малък самолет или др. летателно средство. Технологията позволява работа в силно пресечени и гористи райони.
- ***Сателитно проследяване.*** Това е най-надеждният и в същото време най-скъп метод за проследяване на придвижванията и състоянието на

маркираните животни. Използва се най-вече при видове, които правят големи придвижвани и миграции, и не могат да бъдат локализирани посредством друг тип технология. Основава се на наличието на GPS в маркера, който генерира периодично локациите на маркираните животни и ги препраща чрез сателитно базирана система до крайния потребител. При достатъчна финансова обезпеченост на реинтродукцията, използването на тази система при транслокация на елени е препоръчително, с оглед реалната възможност от предприемане на големи придвижвания след преместването.

Дистанционните методи за проследяване позволяват движението на птиците да се наблюдава, без да е необходимо да се реализира директно визуално наблюдение на всички индивиди при тяхното идентифициране. Това има големи предимства, което позволява:

- Маркираните животни да бъдат локализирани в силно пресечени местности и гъсти горски местообитания, където е трудно те да се наблюдават директно;
- Индивидите да бъдат локализирани, без да бъдат безпокоени;
- Точно планиране на извадката - да бъдат локализирани и проследявани всички индивиди включени в проучването;
- Настройки на работата на маркерите в зависимост от особеностите в биологията и екологията на видовете и характерните особености на района, в който се провежда проучването.

СПИСЪК НА ИЗПОЛЗВАНАТА ЛИТЕРАТУРА

Ахмед А, Генов П (2020) Оценка по таксация на динамиката на числеността на благородния елен. Окончателен доклад по проект: „Популационни изследвания, миграция и състояние на запасите от благороден елен (Cervus elaphus) в България. ИБЕИ – ЮЗДП, София. 198 с.

Вълчев К, Андонов К, Попгеоргиев Г, Плачийски Д, Аврамов С (2006) План за действие за дивата коза в България: 2007–2016. БФБ – НУГ, София. 93 стр.

Зухентрунк Ф, Желев Ч, Марков Г, Ахмакова Ф (2020) Популационно-генетично разнообразие на благородния елен в България. Окончателен доклад по проект: „Популационни изследвания, миграция и състояние на запасите от благороден елен (Cervus elaphus) в България. ИБЕИ – ЮЗДП, София. 198 с.

Милушев В (2012) Наръчник за работа с доброволци при провеждане на дейности по наблюдение на процеса на възстановяване и аклиматизация на дивата коза в Природен парк „Витоша". Дирекция на Природен парк „Витоша", София. 68 с.

Пешев Ц, Пешев Д, Попов В (2004) Фауна на България. Том 27. Бозайници. Институт по зоология – БАН. Академично издателство „Марин Дринов", София. 632 с.

Спиридонов Ж, Спасов Н, Генов П (2015) Дива коза. В: Големански В (ред) Червена книга на Република България. Част II. Животни. БАН & МОСВ, София. (Електронно издание).

Цонев Р, Гусев Ч (2013) Ръководство за определяне и ефективно управление на тревни местообитания (пасища, ливади и постоянно затревени площи) – обект на опазване и стопанско ползване в България. Българско дружество за защита на птиците, Природозащитна поредица – книга 23, София. 94 с.

Avramov S (2021) Monitoring Deer population restoration. Technical report under Action D2 of LIFE RE-VULTURES project LIFE14NAT/NL/901. Rewilding Rhodopes Foundation, 22 pp.

Chapman D, Chapman N (2002) Fallow deer: their history, distribution and biology. Terence Dalton Ltd, Lavenham, UK.

Chapman NG, Chapman DI (1980) The distribution of fallow deer: a worldwide review. Mammal Review 10: 61–138.

Lovari, S., Lorenzini, R., Masseti, M., Pereladova, O., Carden, R.F., Brook, S.M. & Mattioli, S. 2018. Cervus elaphus (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T55997072A142404453. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018- 2.RLTS.T55997072A142404453.en

Masseti M, Mertzanidou D (2008) *Dama dama*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T42188A10656554. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T42188A10656554.en

Mitchell B, Staines BW, Welch D (1977) Ecology of Red Deer. A research review relevant to their management in Scotland. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge, England. 74 pp.

Torres RT, Santos J, Fonseca C (2014) Factors influencing red deer occurrence at the southern edge of their range: A Mediterranean ecosystem. Mammalian Biology 79 (2014) 52–57.

Zachos FE, Mattioli S, Ferretti F, Lorenzini R (2014) The unique Mesola red deer of Italy: taxonomic recognition (*Cervus elaphus italicus* nova ssp., Cervidae) would endorse conservation[#]. Italian Journal of Zoology, 81:1, 136–143, DOI: 10.1080/11250003.2014.895060