

Contents	Pg. Thesis	Pg. abstract
INTRODUCTION	3	3
CHAPTER 1. BACKGROUND TO THE STUDY	3	3
1.1. Ungulate browsing and ungulate dynamics in Romania	3	3
1.2. Aim and objectives of the study	4	4
1.3. Material and methods	4	4
1.3.1. Study area	4	4
1.3.2. Ungulate species	7	5
1.3.3. Data collection	12	6
1.3.4. Statistical analysis	13	7
1.4. Outline of the research	14	8
1.5. References	15	9
CHAPTER 2. THE EXPANDING THREAD OF UNGULATE BROWSING—A REVIEW OF FOREST ECOSYSTEM EFFECTS AND MANAGEMENT APPROACHES IN EUROPE	20	14
2.1. Introduction	20	14
2.2. Material and methods	22	16
2.3. Results	24	18
2.3.1. Ungulate browsing in Europe	26	20
2.4. Discussion	40	28
2.5. Conclusions	44	30
2.6. References	45	31
CHAPTER 3: TRACKING POPULATION TRENDS: INSIGHTS FROM DEER HUNTING HARVESTS IN THE BALTICS, CENTRAL, AND EASTERN EUROPE .	62	48
3.1. Introduction	62	48
3.2. Material and methods	64	50
3.2.1. Study area	64	50
3.2.2. Data collection	65	51
3.2.3. Statistical analysis	67	51
3.3. Results	68	52

3.3.1. Relative growth of deer hunting bag in Baltics, Central and Eastern Europe	68	52
3.3.2. Deer population in Baltics, Central and Eastern Europe based on the hunting bag	70	54
3.4. Discussion	72	55
3.5. Conclusions	76	59
3.6. References	77	59
CHAPTER 4: INSIGHTS IN MANAGING UNGULATES POPULATION AND FOREST SUSTAINABILITY IN ROMANIA	89	67
4.1. Introduction	89	67
4.2. Materials and Methods	91	69
4.2.1. Study area	91	70
4.2.2. Sampling design and data collection	92	71
4.2.3. Statistical analysis	93	72
4.3. Results	94	72
4.3.1. Regeneration and browsing characteristics	94	73
4.3.2. Occurrence of ungulate browsing	96	73
4.3.3. Ecosystem supportability	96	74
4.4. Discussion	97	75
4.5. Conclusion	99	77
4.6. References	100	77
CHAPTER 5. CONCLUSIONS. ORIGINAL CONTRIBUTIONS. DISSEMINATION OF RESULTS	105	83
5.1. Conclusions	105	83
5.2. Original contributions	106	84
5.3. Dissemination of results	107	85

INTRODUCERE

CAPITOLUL 1. Stadiul actual al cunoștințelor

1.1. Roaderea lujerilor de către ungulate și dinamica populațiilor de cervide

Managementul faunei sălbatice își propune să regleze dimensiunile populației fie prin creșterea, scăderea sau menținerea acestora la un nivel optim (Hardalau et al., 2024). Din punct de vedere istoric, populațiile speciilor de interes cinegetic au scăzut semnificativ până la implementarea strategiilor eficiente de management cinegetic. Revenirea ungulatelor, în special din familia Cervidae, a început la mijlocul secolului al XX-lea datorită silviculturii reglementate, managementului modern cinegetic și a reglementărilor în vânătoare (Apollonio et al., 2010), precum și lipsa carnivorelor mari (Kaczensky et al., 2013). Chiar dacă carnivorele mari și-au revenit în unele zone (Chapron et al., 2014), echilibrul prădător-pradă nu a fost restabilit, ceea ce duce la o creștere impresionantă a populațiilor de ungulate (Bijl & Csányi, 2022; Burbaite & Csányi, 2009; Burbaite & Csányi, 2010). În timp ce densitățile mari de ungulate indică un management de succes, ele creează, de asemenea, provocări ecologice și economice, precum și probleme privind acceptarea din partea societății (Apollonio et al., 2017; Valente et al., 2020). Supraabundența poate depăși capacitatea de suport al ecosistemului, cauzând daune semnificative agriculturii, silviculturii și siguranței umane prin accidente auto. În mai multe țări europene, precum România, hrănirea suplimentară în timpul iernii este utilizată pentru a atenua daunele și pentru a asigura supraviețuirea speciilor de interes cinegetic (Murray et al., 2016); totuși, această practică este interzisă în țări precum Elveția și Olanda (Hackländer & Trouwborst, 2019).

Unul dintre cele mai semnificative tipuri de daune care afectează în prezent ecosistemele forestiere este roaderea lujerilor. „Roaderea lujerilor de către ungulate se referă la toate formele de deteriorare a aduse puietilor, altele decât îndepărtarea scoarței, inclusiv roaderea lujerilor, lăstarilor, frunzelor, acelor, mugurilor sau florilor” (Gill, 1992a) citat de (Hardalau et al., 2024). Daunele apar atât în regenerările naturale, cât și în cele artificiale, factorul principal care influențează intensitatea roaderii fiind densitatea mare sau supraabundența ungulatelor.

În România, problemele legate de roaderilor lujerilor de către ungulate au fost semnalate pentru prima dată științific în 1969 (Onofrei, 1969), în care era sugerat utilizarea pungilor de polietilenă pentru prevenirea daunelor cauzate de ungulate în plantațiile de pin (*Pinus* sp.) din Ocolul Silvic Cerna. Un studiu ulterior (Cioflec, 1978) a înregistrat daune de până la 90% pentru pinul silvestru (*Pinus sylvestris* L.) și molid (*Picea abies* L.) cauzate de căprior (*Capreolus capreolus* L.) în timpul iernilor aspre și a menționat, pentru prima dată, folosirea „*Cervacolului*” ca agent repelent mai bun decât polietilenă. În plus, înființarea de monoculturi molid pe suprafețe intense, influențată de comunism, corelată cu o reducere drastică a populațiilor de lupi, a dus la pagube semnificative din cauza roaderii lujerilor de către căprior și cerb (*Cervus elaphus* L.) (Ichim, 1964, 1971, 1987, 1989b,

1989a). În 1978 (Popescu C, 1978), au apărut discuții cu privire la problemele cauzate de ungulate în pădurile tinere de conifere. Cercetarea a sugerat adoptarea de tratamente care să prioritizeze regenerarea naturală, alături de utilizarea gardurilor ca strategie preventivă. Pe baza acestor studii fundamentale, au fost efectuate numeroase investigații ulterioare privind roaderea lujerilor de către ungulate, concentrându-se în principal pe partea de nord-est a României și analizând în special arboretele de conifere din regiunile muntoase (Vlad, 2007; Vlad et al., 2011; Vlad & Popa, 2007). În restul României, studiile științifice care abordează răsfoirea ungulatelor pe specii de foioase sunt relativ rare, un singur studiu oferind o evaluare comparativă între România și Germania (Schulze et al., 2014). Daunele provocate de cervide a fost menționată sumar ca o problemă secundară cauzată de ungulate în patru teze de doctorat (Herman, 2002; Maris, 2011; Pei, 2022; Rusu, 2014).

1.2. Scopul și obiectivele studiului

Scopul acestui studiu este de a investiga creșterea și expansiunea populațiilor de ungulate, precum și intensitatea activității de roaderi a lujerilor, la nivel european, național și al zonei de studiu. Suplimentar, această cercetare urmărește să cuantifice abundența cerbului, să evalueze caracteristicile silvice și să analizeze apariția roaderilor. Printr-o examinare cuprinzătoare a acestor factori, studiul își propune să ofere perspective valoroase asupra dinamicii roaderii lujerilor de către ungulate în ecosistemele forestiere.

Obiectivele studiului sunt evaluarea:

- Impactului și extinderii fenomenului de roaderi a lujerilor de către ungulate la nivel european și național;
- Tendințele de creștere ale populației de cerb, căprior și cerb lopătar în țările baltice, Europa Centrală și de Est;
- Impactul roaderilor de către ungulate asupra arboretelor de stejar și influența diferitelor caracteristici ale arboretului și plantelor la nivelul zonei principale de studiu;
- Supraabundența de cerb, căprior și cerb lopătar în zona principală de studiu.

1.3. Materiale și metode

1.3.1. Zona de studiu

Zona de studiu poate fi împărțită în două categorii distincte: macro și micro zone pe baza analizelor efectuate. Zonele macro sunt reprezentate mai întâi de continentul european, unde a fost efectuată evaluarea impactului cauzat de roaderi; în al doilea rând, de către țările baltice, Europa Centrală și de Est, unde a avut loc analiza tendinței ungulatelor; și al treilea, la nivel național, unde au fost analizate

atât tendințele de roaderi, cât și tendințele de creștere ale populațiilor. La nivel micro, denumită de acum încolo zona principală de studiu, sunt incluse cinci fonduri de vânătoare (FC), cuprinzând atât ecosisteme agricole, forestiere sau alte tipuri de terenuri.

Zona principală de studiu este situată în partea de nord-vest a României, aproape de granița cu Ungaria, în regiunea Câmpiei de Vest, pe raza administrativă a municipiilor Tinca, Oradea și Salonta din județul Bihor. Se suprapune cu cinci fonduri de vânătoare: FC 25 Boboștea, FC 26 Păușa, FC 30 Peri, FC 31 Goroniste și FC 35 Oșand (Figura 1.1).

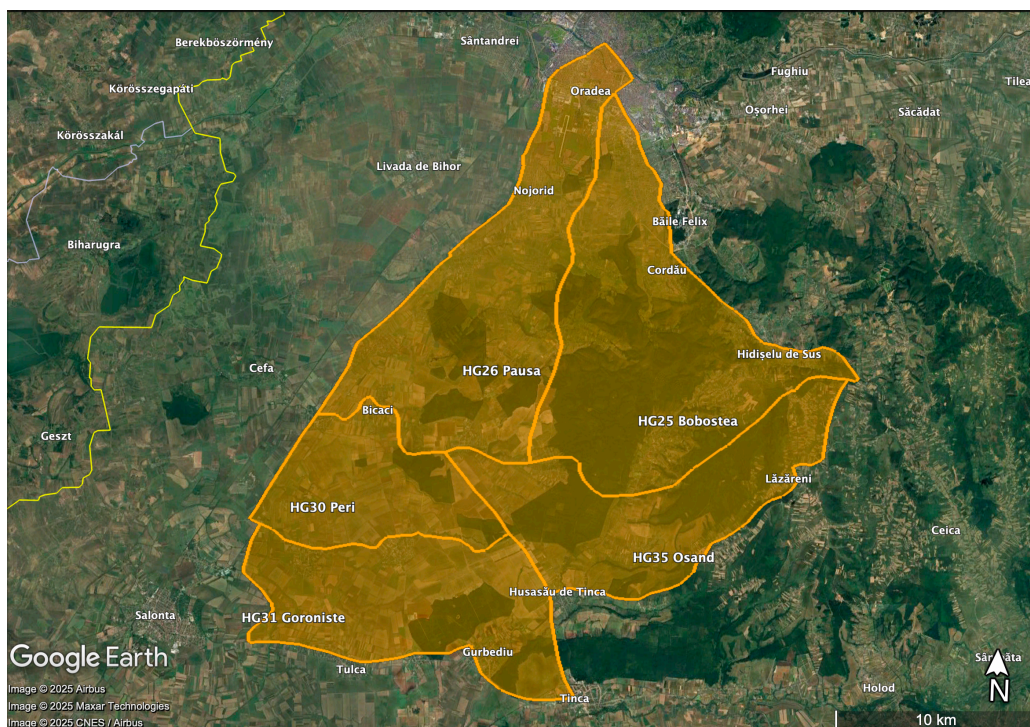


Figure 1.1. Harta fondurilor de vânătoare și a arboretului forestier incluse în studiu

(Sursa: Hardalau D. pe baza lui Ionescu et al., 2025)

Suprafața totală se ridică la 43.570 de hectare, dintre care doar 43.282 de hectare sunt considerate productive cinegetic. Din perspectiva managementului cinegetic, zona principală de studiu este împărțită în funcție de diferite tipuri de utilizare a terenului: suprafețe cu luciu de apă (0,3%), păduri (31,1%), suprafețe agricole (53,9%), pășuni (13,7%) și altele (0,9%). Din punct de vedere silvicultural, pădurile din zona principală de studiu sunt gestionate în principal de către Ocolul Silvic Tinca, urmând planurile și reglementările naționale de management silvic.

Din punct de vedere geografic, teritoriul este situat în cadrul Provinciei Carpați, în special în Subprovincia Depresiunea Panonică. Se află în Regiunea Câmpia Banato-Crișana, în cadrul Subregiunii Câmpii Înalte, și cuprinde și Regiunea Piemont de Vest.

1.3.2. Speciile de ungulate studiate

Cerbul comun (*Cervus elaphus* L .) este una dintre cele mai mari și mai răspândite specii de cervide din lume, cunoscută ca fiind una dintre cele mai mari specii de ungulate din Europa, după elan și ren (Cotta et al., 2001). Are o blană maro-roșcată, care tinde să se estompeze într-o nuanță mai cenușie în timpul iernii (Cotta et al., 2001). Taurii sau cerbii cântăresc în medie 240-250 kg, femelele, cunoscute sub numele de ciute, sunt în general mai mici, cântărind între 80 și 130 de kilograme, în timp ce vițelii cântăresc între 7 și 12 kg la naștere (Cotta et al., 2001).

Cerbul lopătar (*Dama dama* L.) este o specie de cervide de talie medie care se remarcă prin aspectul său unic și colorația variată, care poate fi clasificată în patru variante: menil, maro (adesea îmbrodat cu pete albe pe spate și flancuri), albinos și melanistic (Chapman & Chapman, 1980; Ueckemann & Hansen, 2002). Masculii adulți, cunoscuți sub numele de tauri, cântăresc de obicei între 70 și 120 de kilograme și au coarne palmate, în timp ce femelele sunt ceva mai mici, cântărind între 29 și 65 de kilograme (Ueckemann & Hansen, 2002).

Căpriorul (*Capreolus capreolus* L.) este cel mai mică specie de cervid nativ din Europa și este cunoscut pentru adaptabilitatea sa ridicată la diverse habitate. Cântărind de obicei între 20 și 35 de kilograme, căpriorul se caracterizează printr-un corp zvelt, picioare scurte și blana distinctiv maro-roșcată, care se schimbă într-o nuanță mai gri în timpul iernii. Masculii, denumiți țapi sau căpriori, sunt recunoscuți după coarnele lor de dimensiuni medii, în timp ce căprioarele sunt mai mici. Puii, sau iezii, cântăresc între 1,25 și 1,60 kg la naștere.

1.3.3. Colectarea datelor

Pentru evaluarea răspândirea și impactului cauzat de roaderile lujerilor de către ungulatelor, au fost identificate și analizate toate studiile științifice din 1900 până în 2022. La nivel de țară, situația roaderilor a fost prezentată tabelor în funcție de țară, specii de ungulate, specii atacate, proporția roaderilor (%) și densitate de ungulate (ind./100 ha) (Hardalau et al., 2024).

Pentru evaluarea tendințele de creștere ale cerbului, căpriorului și cerbului lopătar, au fost identificate date despre numărul de exemplare recoltate din statisticile naționale și rapoartele oficiale din țările baltice, din Europa Centrală și de Est pentru perioada 2012-2022 (Ionescu et al., 2025).

Pentru evaluarea impactul cauzat de roaderi în zona principală de studiu, la sfârșitul iernii din 2023 a fost creată o grilă de eșantionare compusă din 42 de suprafețe de probă, fiecare măsurând 100 m² (Hardalau et al., 2025). Pentru regenerarea artificială s-a folosit o suprafață de probă dreptunghiulară de 10 metri pe fiecare latură, cuprinzând cinci rânduri de puieti, în conformitate cu

schema de plantare adoptată de 2×1 metri pentru toate arboretele din zonă (Hardalau et al., 2025). În schimb, pentru regenerarea naturală, unde distribuția puieților a fost aleatorie, a fost utilizată o suprafață de probă circulară cu raza de 5,64 metri (Hardalau et al., 2025). Abordarea colectării datelor (Ruprecht et al., 2012, 2013; Vacik et al., 2017) a inclus înregistrarea prezenței roaderilor, diametrul la colet (mm), înălțimea puieților până la 1,3 m și vigoarea puieților. În plus, au fost înregistrate caracteristicile stațiunii forestiere și parametrii cinegetici.

Pentru a evalua abundența cerbului, căpriorului și cerbului lopătar, a fost elaborat Pragul Populației Durabile (Sustainable Population Threshold) pe baza factorilor biotici, abiotici, de management cinegetic și antropici, Ionescu et al., 2025. Folosind un Echivalent de Unitate de Stoc (Stock Unit Equivalent), un parametru de evaluare a abundenței de unități de cerb a fost realizată. Conversia a fost raportată la unități de cerb, unde cerbul are valoarea 1, cerbul lopătar de 0,56 raportat la cerb, iar căpriorului o valoare de 0,2 raportat la cerb (Ionescu et al., 2025). Mărimea reală a populației celor trei specii a fost folosită ca referință.

1.3.4. Analize statistice

Pentru evaluarea răspândirii și impactului cauzat de roaderi, a fost dezvoltată o bază de date folosind Microsoft Excel 16.91. pe baza studiilor științifice identificate. Mai mult, au fost create vizualizări grafice bazate pe datele din fiecare studiu pentru a caracteriza tendințele roaderilor în Europa și frecvența speciilor de arbori atacate.

Pentru evaluarea tendințelor de creștere a căpriorului, căpriorului și cerbului lopătar în țările baltice, Europa Centrală și de Est, baza de date și vizualizările au fost dezvoltate folosind Microsoft Excel 16.91, în timp ce analiza statistică a fost efectuată folosind IBM SPSS Statistics 29.0.2.0. Pentru a evalua tendința recoltei, creșterea relativă pentru fiecare specie a fost calculată pe baza anului de referință 2012.

Pentru a examina influența factorilor spațiali și de mediu care afectează apariția roaderilor, a fost dezvoltat un model de regresie folosind software-ul R, încorporând următoarele pachete: MASS (Hadley, 2016), ggplot2 (Venable & Ripley, 2002) și jtools (Long, 2022). Pentru toate analizele și vizualizările, datele au fost verificate cu atenție pentru extreme, coliniaritate și alte tipuri de erori.

1.4. Structura studiului

Teza de doctorat este prezentată în capitole în stil manuscris. Rezumatele acestor capitole sunt următoarele:

Chapter 2. The expanding thread of ungulate browsing—A review of forest ecosystem effects and management approaches in Europe

În ultimele decenii, ungulatele s-au extins ca număr și areal în Europa. Acest studiu își propune să analizeze impactul roaderii de către ungulate în diferite ecosisteme forestiere și să identifice principalii factori determinanți și tendințele. În total, 155 de studii au fost analizate în pregătirea acestui studiu, în 19 țări europene. În Europa, principalii consumatori sunt reprezentați de căprior (*Capreolus capreolus* L.), cerb (*Cervus elaphus* L.), elan (*Alces alces* L.), capră neagră (*Rupicapra rupicapra* L.) și cerb lopătar (*Dama dama* L.). În ceea ce privește severitatea roaderilor, acestea depășesc frecvent 50%, ceea ce înseamnă că peste jumătate dintre puietii au fost vătămați. Densitatea ungulatelor a fost principalul factor determinant al severității roaderilor, zonele care prezintă o presiune mare de vătămări având adesea o densitate mai mare de zece indivizi pe kilometru pătrat. Tipul de regim silvic folosit a jucat un rol vital în severitatea vătămarilor și au fost identificate tendințe în căutarea preferințe pentru speciile de arbori. Împrejmuirea a fost cea mai comună metodă de protecție utilizată, în timp ce vânatoarea a fost cea mai eficientă metodă de control al numărului de ungulate și al intensității vătămarilor. Carnivorele mari lipsesc în majoritatea zonelor de studiu, dar în zonele în care erau prezente, acestea au jucat un rol semnificativ în reducerea intensității vătămarilor. Având în vedere impactul semnificativ al vătămarilor cauzate de ungulate asupra ecosistemelor forestiere, este nevoie urgentă de mai multe cercetări pentru a înțelege și a atenua în mod eficient efectele prezenței ungulatelor.

Chapter 3: Tracking population trends: insights from deer hunting harvests in the Baltics, Central, and Eastern Europe

Înțelegerea dinamicii ungulatelor este crucială pentru gestionarea adecvată a faunei sălbatice și a eforturilor de conservare. Acolo unde sunt prezente densități mari de ungulate și depășesc capacitatea de suport, daunele au loc atât în sectorul forestier, cât și în cel al agriculturii, iar siguranța umană este pusă în pericol prin accidente rutiere. Acest studiu explorează evoluția populațiilor de cervide din Europa Centrală și de Est, prin analiza numărului total de exemplare recoltate anual. Folosind statisticile recoltelor de vânatoare raportate de managerii și vânători, această cercetare își propune să ofere un indicator mai fiabil pentru tendințele populației în comparație cu tehnicile tradiționale de monitorizare a faunei sălbatice, care pot suferi probleme cum ar fi dubla numărare, subraportare sau diferite metode de estimare ineficiente. Studiul se concentrează pe evoluția numărului recoltei pentru cerbul (*Cervus elaphus* L.), căpriorul (*Capreolus capreolus* L.) și cerbul

lopătar (*Dama dama* L.) între 2012 și 2022. Concluziile acestui studiu indică faptul că datele despre recoltă au arătat o tendință de creștere în timpul perioadei de studiu. Raportul între sexe al exemplarelor recoltate pare să joace un rol în creșterea anuală doar în cazul căpriorului. Pe baza diferitelor rate de recoltare, au fost proiectate estimările populației pentru anul 2022. Această cercetare confirmă tendințe similare de creștere a populației pentru speciile studiate și indică, de asemenea, o creștere a daunelor cauzate de densitățile mari de ungulate. Studiul subliniază importanța abordărilor integrate în evaluarea populațiilor de ungulate și a rolurilor lor ecologice, contribuind la viitoarele practici de management al faunei sălbatice.

Chapter 4: Insights in managing ungulates population and forest sustainability in Romania

Îmbunătățirea condițiilor de viață în anumite părți ale Europei în ultimele decenii au condus la niveluri alarmante ale densităților de ungulate. Supraabundența de cerb, căprior și cerb lopătar în Câmpia de Vest a României a început să genereze probleme în dezvoltarea arboretelor tinere de stejar. Pe lângă faptul că provoacă daune sectorului agricol și cresc riscul de coliziuni cu vehicule, ungulatele cresc presiunea asupra sectorului forestier, în principal prin roaderea puieților tineri. Acest studiu cuantifică nivelurile de roadere a ungulatelor în arboretele de stejari folosind o grilă de eșantionare permanentă de 42 de suprafețe de probă, atât în zone de regenerare naturală, cât și artificială. Au fost măsurați un total de 3223 de puieți, evidențiind intensități de vătămare de 49,65% în cazul unităților cu tăieri rase și de 12,8% în unitățile cu tăieri continuu. Cu densități mari de ungulate identificate drept cauza principală, Pragul Populației Durabile (Sustainable Population Threshold) a fost calculat utilizând un set complex de indici și comparat cu numărul real de ungulate, ambele fiind convertite în echivalențe de unități stoc. A fost dezvoltat un model de regresie logistică bazat pe indici silviculturale și cinegetici pentru a identifica alți factori care influențează apariția vătămarilor. Constatările indică faptul că proporția pădurilor în fondurile cinegetice și tipul de tratament silvicultural sunt factori importanți în apariția vătămarilor. Problema supraabundenței ungulatelor influențează în mod clar dezvoltarea pădurilor și ar trebui identificate noi soluții atât în ceea ce privește gestionarea silviculturii, cât și a faunei sălbatice.

1.5. Referințe

1. Aitken, R. J. (1974). Delayed implantation in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Reproduction*, 39(1), 225–233. <https://doi.org/10.1530/JRF.0.0390225>
2. Apollonio, M., Andersen, R., & Putman, R. (2010). *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press. [https://doi.org/10.1016/S1616-5047\(10\)00101-1](https://doi.org/10.1016/S1616-5047(10)00101-1)
3. Apollonio, M., Belkin, V. V., Borkowski, J., Borodin, O. I., Borowik, T., Cagnacci, F., Danilkin, A. A., Danilov, P. I., Faybich, A., Ferretti, F., Gaillard, J. M., Hayward, M., Heshtaut, P., Heurich, M., Hurynovich, A., Kashtalyan, A., Kerley, G. I. H., Kjellander, P., Kowalczyk, R., ... Yanuta, G. (2017). Challenges and science-based implications for modern management and conservation of European

ungulate populations. *Mammal Research*, 62(3), 209–217. <https://doi.org/10.1007/S13364-017-0321-5/METRICS>

4. Bijl, H., & Csányi, S. (2022). Fallow Deer (*Dama dama*) Population and Harvest Changes in Europe since the Early 1980s. *Sustainability* 2022, Vol. 14, Page 12198, 14(19), 12198. <https://doi.org/10.3390/SU141912198>

5. Burbaitė, L., & Csányi, S. (2009). Roe deer population and harvest changes in Europe. *Estonian Journal of Ecology*, 58, 169–180. <https://doi.org/10.3176/eco.2009.3.02>

6. Burbaitė, L., & Csányi, S. (2010). Red deer population and harvest changes in Europe. *Acta Zoologica Lituanica*, 20(4), 179–188. <https://doi.org/10.2478/v10043-010-0038-z>

7. Chapman, N., & Chapman, D. (1980). The distribution of fallow deer: a worldwide review. *Mammal Review*, 10(2–3), 61–138. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2907.1980.TB00234.X>

8. Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., Von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., Vicente López-Bao, J., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedř, P., Bego, F., Blanco, J. C., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., ... Boitani, L. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346, 35–51. <https://doi.org/10.1126/science.1257553>

9. Cioflec V. (1978). Protecting forest crops against damage caused by game. *Revista Pădurilor*, 93(6), 237–240.

10. Cotta, V., Bodea, M., & Micu, I. (2001). Vânatul și vânătoarea în România. Editura Ceres.

11. Csányi, E., Tari, T., Németh, S., & Sándor, G. (2022). "Move or Not to Move" —Red Deer Stags Movement Activity during the Rut. *Animals* 2022, Vol. 12, Page 591, 12(5), 591. <https://doi.org/10.3390/ANI12050591>

12. Esattore, B., Saggiomo, L., Sensi, Marco, Francia, V., & Cherin, M. (2022). Tell me what you eat and I'll tell you...where you live: an updated review of the worldwide distribution and foraging ecology of the fallow deer (*Dama dama*). *Mammalian Biology*, 102, 321–338. <https://doi.org/10.1007/s42991-022-00250-6>

13. Gebert, C., & Verheyden-Tixier, H. (2001). Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. *Mammal Review*, 31(3–4), 189–201. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2907.2001.00090.X>

14. Gill, R. M. A. (1992). A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 1. Deer. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 65(2), 145–169. <https://academic.oup.com/forestry/article/65/2/145/543115>

15. Gordon, I. J., & Prins, H. H. T. (2008). Grazers and Browsers in a Changing World: Conclusions. 309–321. https://doi.org/10.1007/978-3-540-72422-3_12

16. Hackländer, K., & Trouwborst, A. (2019). Management of European Mammals. *Handbook of the Mammals of Europe*, 1–15. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_4-1

17. Hagen, R., Ortmann, S., Elliger, A., & Arnold, J. (2021). Advanced roe deer (*Capreolus capreolus*) parturition date in response to climate change. *Ecosphere*, 12(11). <https://doi.org/10.1002/ECS2.3819>

18. Hardalau, D., Codrean, C., Iordache, D., Fedorca, M., & Ionescu, O. (2024). The Expanding Thread of Ungulate Browsing—A Review of Forest Ecosystem Effects and Management Approaches in Europe. *Forests*, 15(8), 1311. <https://doi.org/10.3390/f15081311>
19. Hardalau, D., Fedorca, M., Popovici, D.-C., Ionescu, G., Fedorca, A., Mirea, I., Daniel, I., & Ionescu, O. (2025). Insights in Managing Ungulates Population and Forest Sustainability in Romania. *Diversity* 2025, Vol. 17, Page 194, 17(3), 194. <https://doi.org/10.3390/D17030194>
20. Herman M. (2002). Cercetari privind stabilirea cailor de crestere a eficientei economice in activitatea cinegetica la principalele specii de vanat din Bazinul Crisurilor (D.S. Bihor) [Doctoral thesis]. Transilvania University of Brasov.
21. Ichim Radu. (1964). Some observations on deer damages in the woods of the Iacobeni forest district. *Revista Padurilor*, 11, 640–643. <http://revistapadurilor.com/wp-content/uploads/2017/06/revista-padurilor-1964.pdf>
22. Ichim Radu. (1971). The amount of damages caused by red deers in some spruce stands. *Revista Pădurilor*, 12.
23. Ichim Radu. (1987). Wolves and the ecological balance of forests in Bukovina. *Revista Padurilor*, 1, 25–28. <http://revistapadurilor.com/wp-content/uploads/2017/06/revista-padurilor-nr-1-1987-anul-102.pdf>
24. Ichim Radu. (1989a). Damages caused by cervidae in the forests of North of Romania and prevention steps taken. *Revista Padurilor*, 1, 26–31. <http://revistapadurilor.com/wp-content/uploads/2017/06/revista-padurilor-nr-3-1989-anul-104.pdf>
25. Ichim Radu. (1989b). The damage caused by deer in the forests from the north of Romania and the necessary preventive measures. *Revista Padurilor*, 3, 151–154.
26. Ionescu, O., Hardalau, D., Bakševičius, M., Manton, M., Popovici, D.-C., Codrean, C., Ionescu, G., & Iordache, D. (2025). Tracking population trends: Insights from deer hunting harvests in the Baltics, Central, and Eastern Europe. *Cent. Eur. For. J.*, 71, 0–000. <https://doi.org/10.2478/forj-2025-0001>
27. Long. (2022). jtools: Analysis and Presentation of Social Scientific Data.
28. Jackson, J. (1977). The annual diet of the Fallow deer (*Dama dama*) in the New Forest, Hampshire, as determined by rumen content analysis. *Journal of Zoology*, 181(4), 465–473. <https://doi.org/10.1111/J.1469-7998.1977.TB03257.X>
29. Kaczensky, P., Chapron, G., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., Linnell, J., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedo, P., Bego, F., Carlos Blanco, J., Boitani, L., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., ... Zlatanova, D. (2013). Status, management and distribution of large carnivores—bear, lynx, wolf & wolverine—in Europe. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.11382.88645>
30. Kamieniarz, R., Szymański, M., Woźna-Wysocka, M., Jaśkowski, B. M., Dyderski, M. K., Pers-Kamczyc, E., & Skorupski, M. (2024). Roe Deer Reproduction in Western Poland: The Late Autumn Rut Phenomenon. *Animals*, 14(21), 3078. <https://doi.org/10.3390/ANI14213078/S1>
31. Lovari, S., Serrao, G., & Mori, E. (2017). Woodland features determining home range size of roe deer. *Behavioural Processes*, 140, 115–120. <https://doi.org/10.1016/J.BEPROC.2017.04.012>

32. Maris C. (2011). Cercetari privind pagubele produse de Fam. Suidae si Fam. Cervidae in culturile de porumb din fondurile de vanatoare Cheveres si Cocor [Doctoral thesis]. Universitatea de Stiinte agricole si medicina veterinara a Banatului.
33. Mitchell B, Staines B, & Welch D. (1977). Ecology of Red Deer.
34. Moser, B., Schütz, M., & Hindenlang, K. E. (2006). Importance of alternative food resources for browsing by roe deer on deciduous trees: The role of food availability and species quality. *Forest Ecology and Management*, 226(1–3), 248–255. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.045>
35. Murray, M. H., Becker, D. J., Hall, R. J., & Hernandez, S. M. (2016). Wildlife health and supplemental feeding: A review and management recommendations. *Biological Conservation*, 204, 163–174. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2016.10.034>
36. Nicolescu V.N. (2018). The practice of silviculture . Aldus. <https://plus.cobiss.net/cobiss/adz/en/bib/5076902>
37. Noonan, M., Leroux, S. J., & Hermanutz, L. (2021). Evaluating forest restoration strategies after herbivore overbrowsing. *Forest Ecology and Management*, 482. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2020.118827>
38. Onofrei Gh. (1969). On the problem of preventing damage caused by game in plantations. *Revista Pădurilor*, 8(12), 628–629.
39. Pei G. (2022). Quality assessment of the standing trees in young Norway spruce stands [Doctoral thesis]. Transilvania University of Brasov.
40. Popescu C. (1978). Deer and the problem of damage to forest plantations in Romania. *Revista Pădurilor*, 93(1), 35–37.
41. Putman, R. J., & Moore, N. P. (1998). Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. *Mammal Review*. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.1998.00031.x>
42. Ruprecht, H., Steiner, H., Frank, G., & Vacik, H. (2013). Long term monitoring of natural regeneration in natural forest reserves in Austria-results from the ELENA project. http://www.naturwaldreservate.at/images/wissensvermittlung/poster_ruprecht_2013.pdf
43. Ruprecht, H., Vacik, H., & Frank, G. (2012). ELENA-A methodological approach for the long term monitoring of natural regeneration in natural forest reserves dominated by Norway Spruce (*Vaccinio-Piceetea*). *Austrian Journal of Forest Science*, 129(2), 67–105. <http://www.agrarverlag.at>.
44. Rusu T.L. (2014). Caracterizarea arboretelor de sleau vatamate de catre vanat si prin pasunat in Masivul Dognecei [Doctoral thesis]. Transilvania University of Brasov.
45. Schulze, E. D., Finér, L., Bouriaud, O., Wäldchen, J., Eisenhauer, N., Walentowski, H., Seele, C., Heinze, E., Heinze, E., Pruschitzki, U., Danila, G., Dănilă, G., Dănilă, G., Marin, G., Marin, G., Marin, G., Hessenmöller, D., Bouriaud, L., Teodosiu, M., & Teodosiu, M. (2014). Ungulate browsing causes species loss in deciduous forests independent of community dynamics and silvicultural management in Central and Southeastern Europe. *Annals of Forest Research*, 57(2), 267–288. <https://doi.org/10.15287/afr.2014.273>
46. Thirgood, S. J. (1990). Variation in social systems of fallow deer.
47. Ueckemann E, & Hansen P. (2002). *Das Damwild* (4th ed.). Kosmos.
48. Vacik, H., Steiner, H., Frank, G., & Ruprecht, H. (2017). Long term monitoring of natural regeneration in natural forest reserves in Austria (Vol. 6).

49. Valente, A. M., Acevedo, P., Figueiredo, A. M., Fonseca, C., & Torres, R. T. (2020). Overabundant wild ungulate populations in Europe: management with consideration of socio-ecological consequences. *Mammal Review*, 50(4), 353–366. <https://doi.org/10.1111/MAM.12202>
50. Vannoni, E., & McElligott, A. G. (2009). Fallow bucks get hoarse: vocal fatigue as a possible signal to conspecifics. *Animal Behaviour*, 78(1), 3–10. <https://doi.org/10.1016/J.ANBEHAV.2009.03.015>
51. Vlad, R. (2007). Scientific principles for the ecological reconstruction of the norway spruce stands affected by deer. *Proceeding of Romanian Academy*, 2(Series B), 165–169. https://www.researchgate.net/publication/331522325_Scientific_principles_for_the_ecological_reconstruction_of_the_Norway_spruce_stands_affected_by_deer
52. Vlad, R., Cristian, &, & Sidor, G. (2011). Amplitude of the deer damage in the norway spruce forest of the eastern carpathian mountains. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 6(1), 207–214. https://www.researchgate.net/publication/295669853_Amplitude_of_the_deer_damage_in_the_Norway_spruce_forest_of_the_Eastern_Carpathian_Mountains
53. Vlad, R., & Popa, I. (2007). The probability of occurrence of deer damage in Norway spruce stands. <https://www.researchgate.net/publication/331522006>
54. Hadley. (2016). *Ggplot2: Elegant graphics for data analysis* (2nd ed.). Springer International Publishing.
55. Weisberg, P. J., & Bugmann, H. (2003). Forest dynamics and ungulate herbivory: From leaf to landscape. *Forest Ecology and Management*, 181(1–2), 1–12. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00123-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00123-3)
56. Venable, & Ripley. (2002). *Modern Applie Statistics with S* (Fourth).

CAPITOLUL 2. THE EXPANDING THREAD OF UNGULATE BROWSING—A REVIEW OF FOREST ECOSYSTEM EFFECTS AND MANAGEMENT APPROACHES IN EUROPE

Rezultatele prezentate în acest capitol au fost publicate în *Forests Journal* (Hardalau, D.; Codrean, C.; Iordache, D.; Fedorca, M.; Ionescu, O. The Expanding Thread of Ungulate Browsing—A Review of Forest Ecosystem Effects and Management Approaches in Europe. *Forests* 2024, 15, 1311. Q1, Impact Factor – 2.4 <https://doi.org/10.3390/f15081311>)

2.1. Introduction

Principalele obiective ale managementului faunei sălbatice legate de mărimea populației sunt creșterea, scăderea sau recoltarea pentru un randament continuu (Fryxell & Caughley 2006). În istoria conservării faunei sălbatice, speciile de vânat au cunoscut scăderi semnificative ale populației până când au fost introduse tehnici eficiente de gestionare a faunei sălbatice pentru a se menține numărul stabil (Mahoney and Jackson 2013). Cel mai afectat grup de animale au fost carnivorele mari, care au dispărut parțial sau total în cea mai mare parte a Europei (Fernandez-Gil et al. 2018). Declinul ursului brun (*Ursus arctos* L.), al lupului (*Canis lupus* L.) și al râsului (*Lynx lynx* L.) în timpul secolelor al XVIII -lea și al XIX -lea s-a datorat în principal expansiunii umane, schimbărilor de mediu și în special persecuției directe de către oameni (Breitenmoser 1998). Datorită expansiunii activităților umane, așezărilor și agriculturii, împreună cu defrișările și declinul populațiilor de ungulate sălbatice, presiunea asupra carnivorelor mari a crescut, deoarece acestea au fost percepute ca amenințări semnificative atât pentru animale, cât și pentru siguranța umană (Jakubiec 1993; Kratochvil et al. 1968; Zimen E. 1978). În secolul XXI, populațiile mari de carnivore și-au revenit doar în câteva țări europene (de exemplu, Europa de Est, Scandinavia și nordul Spaniei), în timp ce restul au populații instabile (Chapron et al. 2014). După mijlocul secolului al XX-lea, ca urmare a practicilor silviculturii reglementate, a managementului cinegetic modern, a legilor de vânatoare controlate și a perioadelor de vânatoare, populația de ungulate sălbatice, în special din familia *Cervidae*, a cunoscut o creștere a numărului (Côté et al. 2004). Cu toate acestea, deoarece populațiile de prădători nu au crescut în tandem cu populațiile de ungulate, principalul factor de stabilizare prădător-pradă nu a avut loc, ducând la creșterea necontrolată a unguatelor (Ripple et al. 2014; Ripple & Beschta 2012).

Densitățile mari de ungulate pot fi considerate rezultatul unui management adecvat al faunei sălbatice, care are atât efecte negative, cât și pozitive asupra ecosistemelor. Cu toate acestea, atunci când populațiile depășesc capacitatea de transport, aceasta poate duce, de asemenea, la diferite tipuri de daune care afectează activitățile umane, agricultura și sectorul forestier. Sectorul agricol este unul dintre cele mai afectate de populația mare de ungulate, provocând daune materiale atât agriculturii la scară mare, cât și agriculturii la scară mică (Anthony & Fisher 1973; Apollonio &

Putman 2010; Putman et al. 2013). Întrucât culturile agricole oferă o sursă alternativă de hrană mai bună decât ecosistemul natural, în unele perioade ale anului, ungulatele le folosesc atât ca zone de hrănire, cât și ca zone de odihnă (Apollonio et al. 2011; Szemethy et al. 2003). În unele țări, precum Austria, Croația și Republica Cehă, hrănirea suplimentară de iarnă a speciilor de vânat pentru a preveni deteriorarea culturilor este o obligație legală pentru vânzători cu scopul de a preveni mortalitatea și iernarea în zonele în care prezența lor este nedorită, ceea ce duce la creșterea numărului de ungulate. În schimb, în alte țări precum Olanda și Elveția, practica este interzisă (Katona et al. 2014; Linnell et al. 2015; Putman et al. 2004).

Înțelegerea ecologiei de hrănire și a strategiilor de hrănire a ungulatelor este crucială pentru dezvoltarea dinamicii interacțiunilor plante-erbivore, a funcționării ecosistemelor și a păstrării biodiversității în ecosisteme (Janis 2008). Caracteristicile plantelor, cum ar fi trăsăturile, calitatea nutrițională și distribuția spațială a resurselor alimentare influențează alegerile de hrană ale erbivorelor și percepțiile, subliniind interacțiunea complicată dintre comportamentul de hrănire a erbivorelor și atributele plantelor (Skarpe & Hester 2008). Comportamentul selectiv de hrănire, preferințele pentru înălțimea de roadere și reacțiile la apărarea plantelor evidențiază strategiile variate de hrănire utilizate de erbivore pentru a maximiza aportul de nutrienți și a naviga în habitatele lor de hrănire (Janis 2008; Skarpe & Hester 2008). În plus, structura orizontală a vegetației joacă un rol în protejarea ungulatelor de amenințările de pradă (Potash et al. 2019).

Acest studiu s-a concentrat doar pe efectele roaderii lujerilor în ecosistemele forestiere și asupra plantelor lemnoase. Pagubele produse de ungulate sectorului forestier sunt numeroase. Prin urmare, ele pot avea ca rezultat o depreciere severă a pădurilor comerciale și, de asemenea, o scădere a funcțiilor de protecție ale unei păduri, prin modificarea structurii și compoziției pădurilor și, eventual, prin eliminarea speciilor protejate (Côté et al. 2004; Putman 1996). Ungulatele pot modifica creșterea arborilor, pot deprecia calitatea lemnului, pot modifica compoziția pădurii sau pot elimina anumite specii de arbori prin acțiuni cum ar fi roaderea, zdrelirea, călcarea puieților și altele (Gill 1992b; Radu 1989a).

Roaderea lujerilor de către ungulate se referă la toate formele de vătămare, altele decât îndepărtarea scoarței: consumul lujerilor, lăstarilor, frunzelor, acelor, mugurilor sau florilor (Gill 1992a). Aceste părți ale arborilor sunt de obicei situate la o înălțime la îndemâna ungulatelor, făcând plantațiile forestiere, atât naturale, cât și artificiale, cele mai susceptibile la roaderea de către ungulate (Kupferschmid et al. 2022). Înălțimea pe care o poate atinge ungulatul este legată de mărimea animalului. Elanul (*Alces alces* L.) afectează puieții și arborii tineri cu înălțimea cuprinsă între 0,5 și 3,5 m (Borkowska A and Konopko A 1994), cerbul (*Cervus elaphus* L.) poate atinge înălțimi de până la 2,4 m, cerbul lopătar (*Dama dama* L.) poate atinge 1,7 m, căpriorul (*Capreolus capreolus* L.) de obicei până la 1,4 m (Nichols et al. 2015). În același timp, capra neagră (*Rupicapra*

rupicapra L.) poate consuma lăstari la înălțimi mai mici de 1,3 m, dar preferă de obicei puietii care au între 10 și 40 cm înălțime (Kupferschmid & Bugmann 2005).

Avantajul acestui studiu este reprezentat de analiza impactului roaderilor cauzate de ungulate, luând în considerare nu doar aspectele ecologice, ci și practicile silvice, aplicabilitatea vânătorii, precum și prezența și rolul carnivore mari. Acest studiu își propune să investigheze în mod cuprinzător impactul roaderilor de către ungulate asupra speciilor de arbori din Europa. Mai exact, încearcă să identifice principalele specii care cauzează vătămări, cele mai preferate specii de copaci și orice tendințe comune vătămare. În plus, studiul își propune să analizeze eficacitatea diferitelor strategii de management forestier, cu accent pe vânătoare și pe prezența marilor carnivore. În ansamblu, această cercetare urmărește să ofere o imagine generală sistematizată, care poate fi accesibilă cercetătorilor, dar și proprietarilor și administratorilor de păduri, având ca scop informarea practicilor eficiente de gestionare a pădurilor și a faunei sălbatice.

2.2. Materiale și metode

Două baze de date, Web of Science și Google Scholar, au fost utilizate în principal pentru regăsirea informațiilor. S-a folosit un set de cuvinte cheie pentru a identifica posibile articole: "ungulate", "deer", "moose", "chamois", "browsing", "effect", "impact" and "tree damage" în diferite combinații folosind operatori booleeni. După efectuarea unei căutări preliminare, țările din Europa au fost incluse ca un cuvânt cheie suplimentar pentru a spori domeniul de aplicare al constatărilor. Căutarea a fost efectuată cu limitarea anului publicării, variind între 1900 și 2022. Căutarea a inclus numai lucrări revizuite, scrise în limba engleză. Investigațiile s-au încheiat în aprilie 2023. Înainte de analiza textului integral, a fost efectuată o verificare preliminară a includerii, utilizând următoarele criterii: (1) titlu, (2) rezumat și (3) cuvinte cheie, care au servit ca sortare inițială a bazei de date. În urma unei examinări inițiale a textului complet, au fost identificate și încorporate surse suplimentare ca urmare a examinării bibliografiei lotului inițial de lucrări.

Ca pas final, au fost aplicate criterii de includere și excludere pentru a sorta studiile selectate. Criteriile de includere au fost următoarele: (a) Studii care s-au concentrat în mod explicit pe roaderea lujerilor de ungulate pe specii de arbori, (b) Studii efectuate în Europa, (c) Studii care au măsurat roaderile ungulatelor folosind indicatori de browsing (proporția de browsing, intensitatea browsingului, nivelul de browsing), (e) Studii care au măsurat intensitatea de roadere a ungulatelor, chiar dacă obiectivele lor primare au fost mai ample, (f) Studii care au analizat roaderea ecosistemelor forestiere, g) Studii care utilizează abordări naturale sau experimentale pe teren. Pe de altă parte, criteriile de excludere au fost următoarele: (A) Studii concentrate exclusiv pe roaderea altor specii de plante decât speciile de copaci, (B) Studii în care speciile țintă erau alte specii decât ungulate (de exemplu, marsupiale, rozătoare, iepuri de câmp), (C) Studii efectuate în alte domenii

decât cercetarea faunei sălbatice, silvicultură sau alte studii de date repetitive, (E) Studii care nu au descrieri ale speciilor de ungulate sau ale speciilor de arbori studiate, (F) Studii care utilizează abordări experimentale de laborator. Prin aplicarea acestor criterii de includere și excludere, studiile selectate au fost filtrate cu atenție pentru a asigura relevanța și adecvarea lor pentru cercetarea privind roaderea unguatelor.

După filtrare, 155 de lucrări din 21 de țări au fost relevante pentru screening-ul integral. Au fost efectuate studii pe una, două sau mai multe specii de ungulate, deoarece aria lor se suprapune adesea și au tendința de a răsfoi aceleași specii de arbori. Cel mai vechi studiu inclus datează din 1964, în timp ce cel mai recent datează din 2022. Cele mai multe dintre studii au fost efectuate între perioada 1999 și 2020. Principalele ungulate și frecvența lor în lucrările revizuite sunt prezentate în Tabelul 2.1, speciile cel mai frecvent studiate în Europa fiind căpriorul (n=95) și cerbul roșu (n=93).

Tabelul 2.1. Frecvența unguatelor în lucrările revizuite

Europa							
Specie	Căprior	Cerbul	Elan	Capră neagră	Cerb lopătar	Zimbri	Muntjac
N	95	93	32	19	12	4	3

2.3. Results

Pentru a crea o imagine generală a mărimii răsfoirii ungulatelor din fiecare lucrare, (1) Zona de studiu, (2) Speciile de ungulate, (3) Proporția de roaderi și (4) Densitatea de ungulate au fost extrase și compilate în Tabelul 2. „Proporția de roaderi” este definită ca procentul de puieti vătămați împărțit la numărul total de puieti din suprafață. Acest parametru a fost ales datorită utilizării pe scară largă în literatura revizuită ca metrica cea mai frecvent utilizată. Atât proporția de navigare, cât și densitatea ungulatelor nu urmăresc să reflecte situația generală a țării menționate; în schimb, ele prezintă gama și diversitatea situațiilor identificate. Gama largă de valori poate fi atribuită diferitelor aspecte silvice (cum ar fi tratamentul, schema de plantare, compoziția) și densitatea faunei sălbatice. De exemplu, la aceeași densitate de ungulate (de exemplu, cerb la 10 ind./km²), se pot observa intensități diferite de vătămări în funcție de densitatea puietilor (de exemplu, într-o plantație artificială de foioase cu o densitate de 3500 puieti/ha, intensitatea va fi semnificativ mai mare decât în cazul unei plantații naturale cu tratament continuu). Pe de altă parte, aceeași zonă de regenerare (de exemplu, plantație mixtă de foioase și conifere cu o schemă de plantare de 5000 puieti/ha) poate experimenta intensități variate de vătămare în funcție de specia de ungulate și densitate (de exemplu, 4 căpriori /km² sau 13 cerbi/km²). Prin urmare, intervalul valorilor menționate este influențat de situațiile locale, dar poate servi și ca descriptor pentru anumite regiuni sau țări.

Pentru o mai bună înțelegere a dimensiunii sale, lucrările au fost organizate conform sistemului de zonare ale Națiunilor Unite pentru o mai bună reprezentare (United Nations 2023). Lituania, Norvegia și Spania nu au fost incluse în Tabelul 2.2, deoarece nici proporția de vătămare, nici densitatea de ungulate nu au furnizat valori cantitative utile.

Table 2.2. Browsing situation as retrieved from reviewed literature

No.	Country	Ungulate species	Browsing Proportion (%)	Ungulate density (ind./100ha)
Europe				
Eastern Europe				
1	Czech Republic	Roe deer, red deer, Fallow deer	5-85	0.8-56
2	Poland	Roe deer, red deer, Chamois, Moose	12.8-58	0.5-10.4
		Bison	n.m.*	0.7

		Moose	n.m.*	0.31-0.5
3	Romania	Red deer, Roe deer	3-88	1.8-8.6
4	Russia	Moose	79.5-80	1-5
5	Slovakia	Roe deer, red deer	n.m.*	21
Northern Europe				
6	Denmark	Roe deer	49-57	0.8-9.8
7	Finland	Roe deer	51	4-4.5
		Moose	8-75	0.4-3
8	Latvia	Red deer, roe deer	10-12	n.m.*
11	Sweden	Roe deer, red deer, fallow deer	5-85	1-20 (32.7)
		Moose	4-84	0.45-2.4
12	UK	Red deer, roe deer, fallow deer, Muntjac deer	5-81 (96)	4-60 (75)
Southern Europe				
13	Italy	Roe deer, red deer, fallow deer, chamois,	7-61	4.5-25
14	Slovenia	Red deer, roe deer	8.2	1-12
16	Portugal	Red deer	10	10
Western Europe				
17	Austria	Roe deer, red deer, chamois	5-67	3.6-25 (46)
18	France	Roe deer, red deer, chamois	7-100	10-15

19	Germany	Roe deer, red deer, fallow deer, Chamois,	5-79	5.3-20
20	Netherlands	Red deer, roe deer	6-85	4-14
21	Switzerland	Roe deer, red deer, chamois	3.3-67.5 (92.5)	10-27.5

2.3.1. Roderile lujerilor în Europa

Pe baza criteriilor stabilite, studii relevante legate de roderilor ungulatelor au fost găsite doar în 21 de țări din cele 50 de țări din Europa. Țările cu cel mai mare număr de studii incluse au fost Suedia cu 35 de studii, Regatul Unit cu 24 de studii, Germania cu 14 studii, Franța, Polonia, Cehia și România fiecare cu 9 studii, Elveția, Italia și Austria cu 8 studii și Finlanda cu 7 studii. În schimb, celelalte țări au avut un număr relativ scăzut de studii incluse: Rusia cu 3 studii, Slovacia, Norvegia, Slovenia și Olanda cu 2 studii, iar restul țărilor au avut un singur studiu inclus. Numărul de studii incluse nu reflectă situația reală a roderilor ungulatelor, reflectând mai mult interesul cercetătorilor care studiază acest fenomen.

2.3.1.1. Roderile lujerilor în Europa de Est

Regiunea Europei de Est, care include Republica Cehă, Polonia, România, Rusia și Slovacia, a făcut obiectul a numeroase studii asupra cerb, căpriorului și a elanului (n=31). Cerbul și căpriorul au fost identificați ca browseri primari, cu 26 și, respectiv, 19 studii care includ aceste specii. Densitatea acestor specii a variat mult de-a lungul studiilor, variind de la 2,2 la 90 ind./km², cele mai mari densități observate în Republica Cehă și Slovacia. Elanii au fost găsiți în 6 studii, situate în Polonia și Rusia, cu densități de până la 5 ind./km². Autorii au declarat prezența unor carnivore mari în zona de studiu în 14 din cele 31 de studii, cu excepția Slovaciei și a Republicii Cehe (11 studii). Densitatea ungulatelor în zonele de studiu cu prezență de carnivore nu depășește 10 ind./km² iar doar în două studii nivelul de vătămare depășește 50% (Kuijper et al. 2013; Radu V and Popa I 2007). În Republica Cehă, nivelurile de vătămare sunt între 5% și 85%.

Un studiu din nordul Republicii Cehe a constatat că cele mai frecvente specii de arbori răsfocite de cerb și căprior sunt paltinul de munte (*Acer pseudoplatanus* L.), aninul negru (*Alnus glutinosa* L.), scorușul de munte (*Sorbus aucuparia* L.), fagul european (*Fagus sylvatica* L.), mesteacănul (*Betula que sendurcus . pendula* .), mesteacăn pitin (*Betula pendula pendula* .) și molid (*Picea abies* L.) (Fuchs et al. 2021). În Republica Cehă, chiar și în zonele inundabile, unde producția de biomasă este foarte mare, pagubele cauzate de roderi pot fi cu greu compensate, în timp ce în zonele regenerare artificial, o regenerare reușită nu poate fi posibilă fără împrejmuire (Barančková et al. 2007). În

zonele neîmprejmuite, ungulatele afectează semnificativ dezvoltarea bradului , cu o mortalitate mai mare și creșterea suprimată în înălțime decât în zonele împrejmuite (Bulušek & Bílek 2015). În timpul iernilor grele, în cazurile de concentrație mare de ungulate și lipsă de hrană suplimentară, cerbul se hrănește cu toată hrana disponibilă, chiar și cu specii mai puțin preferate precum molidul (până la 68% din puieții disponibili) (Čermák & Grundmann 2006). Datorită roaderilor intense și repetate a cerbului și în principal a căpriorului, paltinul de munte nu se poate dezvolta corespunzător în arboretul mixt și este copleșit de alte specii precum frasinul european (*Fraxinus excelsior* L.), sau jugastru (*Acer campestre* L.) (Cermak P. and Mikva R 2006).

În Polonia, Parcul Național Białowieża reprezintă o zonă centrală pentru studiul comportamentului și impactului ungulatelor asupra pădurii, inclusiv efectele roaderilor. Zona reprezintă unul dintre cele mai puțin perturbate ecosisteme forestiere temperate, de câmpie din Europa (Kuijper et al. 2010). Acest ecosistem, care nu are activități umane și are o populație stabilă de carnivore mari, oferă dovezi că zonele cu un număr suficient de prădători se confruntă cu o intensitate mai mică de roaderi în zonele centrale. Reducerea observată a intensității roaderilor este atribuită unei combinații de efecte directe (letale) și indirecte (neletale) ale prădătorilor, efectele mediate de densitate ale lupilor asupra cerbului fiind explicația cea mai probabilă (Kuijper et al. 2013). În Parcul Național Roztocze, o zonă protejată din centrul Poloniei, unde sunt prezenți prădători naturali, intensitatea roaderii a rămas sub praguri semnificative. Singurul studiu axat în mod special pe elan din Polonia a arătat că cele mai mari preferințe ale elanului sunt mesteacănul pufos (*Betula pubescens* Ehrh.), mesteacănul (*Betula pendula* Roth), crușinul (*Frangula alnus* Mill.) și scorușul de munte (*Sorbus aucuparia* L.) (Borkowska & Konopko 1994). În Polonia, prădătorii naturali au contribuit la menținerea daunelor cauzate de roaderi sub niveluri critice. În Parcul Național Tatra, daunele cauzate de roaderi au fost în general scăzute, daunele aduse molidului rămânând sub 5%. (Bodziarczyk et al. 2017).

Zimbrul european (*Bison bonasus* L.) este un mamifer Near Threatened (Plumb et al. 2020) originar din Europa care paște în principal, dar poate și roade arbuști și arbori din pădure (Caboń-Raczyńska et al. 1987; Krasińska & Krasiński 2013). În Pădurea Virgină Białowieża (Polonia), alimentația speciei de arbori a zimbrului european a constatat din carpen european (*Carpinus betulus* L.)/alun comun (*Coryllus avellana* L.) (33,0%), mesteacăn (*Betula pendula* Roth.) (15,6%), salcie (*Salix*). (10,6%), pin silvestru (*Pinus sylvestris* L.) (9,7%) și stejar (*Quercus robur* L.) (8,3%) (Kowalczyk et al. 2011). Cu toate acestea, arborii și arbuștii cuprind doar 5-33% din dieta bizonilor europeni (Borowski and Kossak 1972; Caboń-Raczyńska et al. 1987). În comparație cu celelalte specii de ungulate din Pădurea Virgină Białowieża, zimbrul este specia care a răsfoit cel mai puțin și are cel mai mic impact asupra speciilor de arbori (Kuijper et al. 2009, 2010, 2013).

Cele mai multe studii de roaderi din România au fost efectuate în Carpații din Nord Estul țării. Cele mai susceptibile arboreturi sunt cele de monoculturi de molid extinse dincolo de zonele naturale ale

molidului (Tudoran & Zotta 2020). Numărul de cerbi a crescut în ultimele șase decenii datorită înființării de monoculturi pe suprafețe mari și controlului intensiv al populațiilor de lup între 1961 și 1986, ceea ce a dus la îmbunătățirea condițiilor de furaj și încetarea efectelor de reglare ale prădătorilor. (Ichim Radu 1989b). În timpul regimului comunist în România, s-a pus accentul pe recoltarea lemnului pentru a rambursa datoriile către Uniunea Sovietică din cel de-al Doilea Război Mondial, care se ridicau la 4,3 milioane de metri cubi (Turnock 2006). Suprafețele recoltate au fost replantate predominant cu molid. Această alegere a fost preferată datorită ușurinței de cultivare în pepinieră, a randamentului și a valorii financiare mai mari și a cerințelor ecologice mai scăzute în comparație cu alte specii precum bradul sau laricele. Deoarece cea mai mare parte a zonei este reprezentată de monoculturi mari de molid, lipsa concentrației de furaje și vânat în timpul iernii a determinat cervidele să consume puieții de molid (Radu 1964, 1971). Reducerea populațiilor de lupi din Carpații din Nord în timpul erei comuniste a crescut densitatea căprioarelor și a cerbilor, care, la rândul lor, au cauzat indirect o presiune ridicată de roadere (Radu 1987). Aceste practici anterioare de gestionare a vânătorii au dus la o explozie a pagubelor cauzate de cervide în arboretele de molid, care se reflectă în arborete cu vârsta cuprinsă între 21-80 de ani și, de asemenea, în arboretele recent plantate (Vlad et al. 2011), precum și în presiunea economică asupra refacerii pădurilor (Vlad 2007; Vlad & Cuciurean 2009). În schimb, în alte zone ale României, unde este prezentă o populație stabilă de cervide și prădători, cum ar fi râsul, lupul și ursul, pagubele cauzate sunt neglijabile în comparație cu arboretele similare din Germania fără o populație de prădători. În România, doar 3 până la 6% au fost afectați, în timp ce în Germania, impactul a variat între 17 și 39% în aceleași condiții (Schulze et al. 2014).

În Rusia europeană, în jurul regiunii Moscovei, impactul elanului asupra regenerării pădurilor a fost corelat cu densitatea: 0,2-0,3 ind./km² nu afectează în mod semnificativ, 0,3-0,5 indivizi/km² suprimă semnificativ creșterea plopului tremurător (*Populus tremuloides* L.), scorușului (*Sorbus aucuparia*, and sp.) (*Sorbus aucuparia* L.); 0,8-1,0 ind./km² suprimă sever plopul și mesteacănul (*Betula* sp.) rezultând poieni ierboase după tăierile rase (Abaturov & Smirnov 1992). O corelație similară a fost stabilită și pentru căprior din pădurile mixte de pin și molid din Munții Urali. Studiul a constatat că la o densitate de 1,01 ind./km² 80% din puieți au fost vătămați. La o densitate de 0,58 ind./km² 58% din arbori au fost afectați, iar la o densitate de 0,42 ind./km² 39% dintre arbori au fost afectați (Savin et al. 2017). În estul Munților Urali, daunele cauzate de căprior în pădurile comerciale pot ajunge până la 100%, pinul silvestru și plopul fiind speciile cele mai vizate (Belov 2008).

În nordul Slovaciei, în special în Parcul Național Tatra, s-a observat că scorușul reprezintă una dintre cele mai alese specii de arbori pentru roaderi în arboretele post perturbatorii, deoarece cerințele sale ecologice îi facilitează creșterea în spații deschise și posedă un conținut nutritiv ridicat în lăstari, muguri și fructe (Konôpka et al. 2018). În partea cea mai de nord a Slovaciei, pe o perioadă de 10 ani, excluderea ungulatelor a crescut bogăția și diversitatea speciilor de arbori prin reducerea dominației molidului în ceea ce privește biomasa și compoziția viitoare (Konôpka et al. 2021).

2.3.1.2. Roaderile ungulatelor în Europa de Nord

Regiunea Europei de Nord a fost împărțită în partea insulară și continentală pentru a evidenția diferitele practici de management al faunei sălbatice și diferențele geografice. Partea insulară a inclus Regatul Unit, unde cerbul este principala specie de ungulate care provoacă daune, observate în 16 din 24 de studii. Alături de cerb, căpriorul (prezent în 8 studii) este prezentă și ca specie secundară care contribuie la vătămare, cu pagube generale cuprinse între 5% și 82%, în funcție de practicile silvice, densitatea schemei de plantare și de managementul vânătorii. În unele studii, densitățile ungulatelor au fost de până la 60 ind./km² (Gill and Fuller 2007; Miller, Kinnaird, and Cummins 1982). În studii nu a fost declarată prezența unor carnivore mari.

Daunele cauzate de speciile de cerb și căprior pot fi întâlnite în plantațiile de molid Sitka pur (*Picea sitchensis* Bong.) și pin silvestris (*Pinus sylvestris* L.), unde nivelurile de daune rareori depășesc 50% (Baines et al. 1994; Welch et al. 1991). În pădurea Kielder, roaderea de iarnă pe molid Sitka depinde de disponibilitatea arbuștilor și ierburilor (Jong et al. 1995). În plus, cele două specii de cervide au fost atrase de plantațiile mixte și regenerările naturale care conțin scoruș (*Sorbus aucuparia* L.), mestecăn (*Betula pendula* Roth), cireș sălbatic (*Prunus avium* L.) și stejari (*Quercus* sp.), unde diversitatea hranei este mai mare (Harmer 2002; Harrison & Bardgett 2004; Hester et al. 2004; Joys et al. 2004; Miller et al. 1982). Pe de altă parte, căpriorii au fost documentați în 5 din cele 24 de studii. În zonele înconjurătoare Suffolk, aceștia sunt responsabili pentru cauzarea unei forme de deteriorare a frunzei în aproape (96% din cazuri) din toate plantațiile mixte de stejar pedunculat (*Quercus robur* L.), castan (*Castanea sativa* Mill.), cireș sălbatic (*Prunus avium* L.) și frasin (*Fraxinus excelsior* L.) (Moore et al. 1999, 2000). Muntjac (*Muntiacus reevesi* Ogilby) este o specie introdusă care, din 1975, a crescut în număr și a afectat în principal crângurile din estul Angliei prin roaderi (Cooke 1998; Cooke & Farrell 2001a, 2001b; Cooke & Lakhani 1996).

Partea continentală a Europei de Nord este formată din Danemarca, Finlanda, Letonia, Lituania, Norvegia și Suedia. Principalii navigatori ai regiunii sunt elanul și căprioara (Kaien 2006). În revizuirea actuală, elanul a fost identificat în 34 de studii și căpriorul în 17 studii din cele 43 efectuate în regiune. Cerbul este găsit în doar 7 studii ca specie secundară, iar căpriorul în 3 studii. Densitățile elanilor sunt de obicei între 0,5-1,5 ind./km² cu câteva excepții în care densitatea depășește 2,4 ind./km² (Hörnberg 2001b; Lyly & Saksa 1992). Densitatea căpriorului este de obicei mai mare de 4 ind./km² și are maximum 24 ind./km² în funcție de practicile silvice, schema de plantare și managementul vânătorii (Olesen & Madsen 2008). Intensitatea daunelor cauzate de răsfoirea ungulatelor a fost între 5-81%, în funcție de specie și locație.

În Suedia, roaderile elanilor reprezintă cel mai mare obstacol în calea dezvoltării pădurilor, atât pentru păduri comerciale (în special pe arborete de pin silvestru și molid), cât și în scop de protecție

(Andrén & Angelstam 1993; Beest et al. 2010; Bergqvist et al. 2014; Bergström & Bergqvist 1997, 1999; Edenius et al. 1993; Edenius & Ericsson 2015; Jarnemo et al. 2014). Un posibil motiv pentru problema roaderilor ar putea fi creșterea populației de elani în ultimele patru decenii, așa cum a relevat și Inventarele Forestiere Naționale. (Hörnberg 2001a, 2001b). Un studiu bazat pe datele din Inventarul Forestier National Suedez (ciclurile 1969-1972 și 1983-1987) a relevat că cele mai comune specii roase, care constituiau 91% din vegetatia de browsing consumată de elan, au fost, în ordine: mestecanul (*Betula sp.*), salcia (*Salix sp.*), pinul (*Salix sp.*), ienupărul (*Juniperus spp.*), scorușul (*Sorbus aucuparia L.*) și plopul tremurător (*Populus tremula L.*) (Hörnberg 2001b). Studiul actual a constatat că cele mai căutate specii de către elan au fost pinul silvestru, molidul și plopul, care pot fi legate de modificările preferințelor din ultimele patru decenii. În coasta de nord a Suediei, răsfoirea a avut loc în principal în arborele care conțineau atât plop, cât și pin (Danell et al. 1991; Ericsson et al. 2001). În aceeași zonă, pinul silvestru a reprezentat 75% din alimentația a 41 de elani (Shipley et al. 1998), în timp ce în centrul Suediei, 73,7% din roaderea pinului silvestru a fost cauzată de elan (Nichols & Spong 2014). Chiar dacă molidul este o specie lemnoasă mai puțin preferată pentru elan, aceștia îl consumă atunci când densitatea lor depășește capacitatea optimă de susținere a ecosistemului (Faber' and Pehrson 2000). S-a constatat că practica fertilizării nu face decât să mărească intensitatea roaderilor (Ball et al. 2000; Edenius 1993).

Un studiu realizat în sudul Suediei a relevat că cele mai răsfoite specii de copaci de căprioare sunt: stejarul pedunculat (*Quercus robur L.*), aninul (*Alnus glutinosa L.*), fagul european (*Fagus sylvatica L.*), teiul (*Tilia cordata Mill.*), cireșul sălbatic (*Prunula.*), mestecănu (*Betula pendula*), Molidul (*Picea abies L.*) și frasinul european (*Fraxinus excelsior L.*) (Kullberg & Bergström 2001). Studiile incluse în revizuire s-au concentrat în primul rând pe comportamentul căpriorului în arborele de molid și pin silvestru, având în vedere implicațiile economice semnificative asociate cu roaderile acestora în aceste tipuri de păduri. Tratamentul silvic pare să nu aibă nicio influență asupra roaderilor căpriorului pe molid, (Bergquist et al. 1999; Bergquist et al. 2001), iar caracteristicile arboretului nu au influențat frecvențele și modelul de roaderi (Bergström & Bergqvist 1997). Vigoarea plantelor reprezintă parametrul care controlează selectivitatea cerbului, cu o atracție mai mare față de clasele superioare de vigoare (Bergquist et al. 2003; Bergquist & Orlander 1998; Bergström & Bergqvist 1999). Elementele de descurajare reduc ușor intensitatea roaderii molidului și puietilor de pin, dar nu au demonstrat niciun impact semnificativ (Bergquist & Örlander 1996).

Singurul studiu în care cerbul lopătar este principala specie și provoacă probleme de browsing este efectuat în domeniul Koberg din regiunea Västergötland, unde tipul de management promovează densități mari de vânat în scopuri de vânatoare, iar pagubele cauzate de roaderi sunt considerate daune secundare (Garrido et al. 2014).

În Finlanda, atât în regenerarea naturală, cât și în cea artificială, pinul silvestru a fost foarte ros, chiar peste nivelul molidului, densitatea elanilor fiind singura variabilă care influențează severitatea

daunelor (Bianchi et al. 2021). Daunele de elan sunt semnificativ mai mari în sudul Finlandei în arboretele de pin cu densitate scăzută a puieților, în timp ce în schemele de plantare de 2000-3000 de puieți la hectar, daunele au fost mai mici (Lyly & Saksa 1992). Densitățile puieților și proporția de puieți vătămați variază foarte mult între speciile de arbori și tratamentul silvic (rărituri, tăieri principale), intensitatea puieților fiind corelată cu densitatea puieților (Atte et al. 2020). În centrul Finlandei, roaderea moderată a elanului poate fi benefică prin eliberarea coniferelor din competiția dintre speciile de arbori, în special scoruș, plop și mesteacăn. În același timp, o presiune mai mare reprezintă principala amenințare la adresa plopului, afectând regenerarea și structura populației acestuia.

În Danemarca, Letonia, Lituania și Norvegia, au fost identificate mai puțin de 2 studii legate de roaderea ungulatelor în fiecare dintre țări. Studiul realizat în Danemarca a raportat că după 8 ani, regenerarea naturală a fagului (*Fagus sylvatica* L.), în cel mai favorabil în zonele neîmprejmuite, nu a depășit 130 cm datorită densității mari (24 ind./km²) a căpriorului (Olesen & Madsen 2008). În Letonia, daunele cauzate de cerb și căpriori au reprezentat 66,5% din toate daunele copacilor și 75% din pagubele totale aduse molidului (*Picea abies* L.) (Šņepsts et al. 2018), deoarece populația de cerbi a crescut exponențial în ultimele două decenii (Balčiauskas & Kawata 2022). Studiul efectuat în Lituania a caracterizat presiunea prin roaderi a cerbului și a elanului în diferite condiții de iarnă și a constatat că roaderea poate crește de până la 2,1 ori în timpul unei ierni mai aspre din cauza indisponibilității hranei (Padaiga 1998). În Norvegia, conservarea tisei (*Taxus baccata* L.) în rezervațiile naturale forestiere a fost afectată de căpriori (Mysterud & Østbye 2004). În contradicție cu majoritatea studiilor, în centrul și sudul Norvegiei, s-a constatat că elanul promovează arborii de conifere importanți din punct de vedere economic în pădurile comerciale (Kolstad et al. 2018).

2.3.1.3. Roderile ungulatelor în Europa de Nord

Regiunea Europei de Sud, care include Italia, Slovenia, Spania și Portugalia, a fost în centrul a 12 studii. Cerbul sau căpriorul au fost identificați ca browseri principali în toate cele nouă studii, în timp ce caprele negre au fost găsite în trei studii. Pagubele au fost observate în principal în pădurile mixte montane, care în principal nu au fost folosite pentru producția de lemn.

În Alpii Graie, impactul roaderilor asupra dinamicii pădurilor post-perturbări a fost semnificativ, întrucât regenerarea a fost limitată, iar condițiile de dezvoltare au fost mai dure (Bottero et al. 2013). Presiunea de roadere este de obicei mai severă la regenerarea mai departe de lemnul mort, deoarece lemnul mort poate oferi protecție mecanică puieților (Bottero et al. 2013). De asemenea, în Parcul Natural Paneveggio-Pale di San Martino, procentul de arbori adulți cu foioase într-o parcelă și proporția relativă a speciilor de foioase în arborele mixte de foioase-conifere sunt factori care au crescut activitatea de roadere a arborilor tineri de către ungulate (D'Aprile et al. 2020). Densitățile mari de cerbi și căpriori reduc prezența arborilor de foioase în favoarea molidului (Rozman et al. 2015). În vestul Alpilor italieni (Motta 1996, 1998) și în nord-vestul Alpilor Dinarici (Klopčič et al. 2017; Klopčič et al. 2010), bradul este cea mai preferată specie de cerb, căprior și capră neagră, ceea ce

determină o reducere a procentului de brad în viitoarea compoziție de regenerare în favoarea molidului. Bradul este copleșit de molid, deoarece bradul are un ritm de creștere și un regim de lumină considerabil mai redus (Sofletea N & Curtu L 2007). În schimb, pagubele de până la 60% sunt concentrate pe molid și scoruș din stratul dominant de molid din estul Alpilor italieni (Motta 2003). În zona de coastă mediteraneană a coastei Lazio, căpriorul prezintă un comportament alimentar generalist, cu o preferință pentru plantele lemnoase de foioase (în special *Quercus suber* L. și *Prunus spinosa* L.), dând dovadă de adaptabilitate la variațiile sezoniere ale disponibilității hranei (Freschi et al. 2021). În Sardinia, cerbul a manifestat preferințe puternice pentru vătămarea speciilor de arbori precum *Quercus ilex* L., *Alnus glutinosa* L. și *Salix caprea* L., evidențiind impactul semnificativ al roaderii cerbilor asupra compoziției vegetației și dinamicii ecosistemului (Lovari et al. 2007). În centrul Italiei, s-a observat că, cerbii și căpriorii reduc semnificativ volumul de lemn de stejar în timp (*Quercus cerris* L.) și castan (*Castanea sativa* Mill.) cu 25% la densități medii și mari de ungulate (Cutini et al. 2015). În Alpii Dinarici, mortalitatea ungulatelor mari se produce în principal din cauza lupului și a râsului. Cu toate acestea, doar o parte din această mortalitate este înregistrată (Klopčic et al. 2010).

În sud-vestul Spaniei, singurul studiu inclus a arătat că ienupărul maritim (*Juniperus macrocarpa* Sibth. & Sm.), o specie cu creștere continuă pe tot parcursul anului, are o rată relativă de creștere mai scăzută doar în timpul verii când roaderia cerbului îi încetinește semnificativ creșterea (Muñoz-Reinoso 2017). În centrul Portugaliei, roaderia cerbului a cauzat daune semnificative regenerării pinului maritim (*Pinus pinaster* Aiton), dar în general, supraviețuirea arborelui nu a fost afectată (Monzón, Vaz da Silva, and Manso 2012).

2.3.1.3. Roaderile ungulatelor în Europa de Vest

Regiunea Europei de Vest cuprinde Austria, Franța, Germania, Țările de Jos și Elveția și include 41 de studii. Căpriorul și cerbul au fost cele mai frecvente browsere găsite în studii, fiind prezente în 39 și 35 de studii, urmate de capra neagră în 13 studii. Intensitățile roaderilor au variat de la 5% la 92,5%, în timp ce densitățile de ungulate au fost între 3,6 și 46 ind./km². Doar câteva carnivore mari au fost declarate prezente în zonele de studiu, dar numărul lor poate fi considerat neglijabil și nu au avut niciun impact asupra populațiilor de ungulate (Bödeker et al. 2021; Calkoen et al. 2022).

Vătămările cauzate de ungulate este o preocupare substanțială în sectorul forestier din Austria, reprezentând o provocare economică semnificativă (Apollonio et al. 2010; Putman et al. 2013). În Tirol, roaderia lujerilor duce la dispariția bradului (*Abies alba* Mill.) și a pinului silvestru (*Pinus sylvestris* L.), favorizând în cele din urmă dominația molidului (Meier et al. 2017). În Austria Inferioară, în timp ce molidul nu a fost afectat de roaderi, stejarii și fagul au fost foarte preferate de căpriori, ceea ce a afectat semnificativ eforturile de restaurare (Partl et al. 2002). În Alpii Calcaroși de Nord, regenerarea naturală este foarte afectată de răsfoirea în arboretele marginale și post-perturbate, înființarea pădurii fiind întârziată semnificativ din cauza roaderilor intense a cerbului și a căpriorului

(Pröll et al. 2015). S-a constatat că, pentru a reduce impactul, este nevoie de un tratament de tăiere mai apropiat de natură (de exemplu, tăieri progresive). Acest lucru se datorează în principal predispoziției scăzute la daune generale, deoarece o tranziție mai lentă a pădurii folosind regenerarea naturală scade presiunea vânatului (Reimoser et al. 1999; Reimoser & Gossow 1996; Vospernik et al. 2008). În Austria, plantarea se face folosind o densitate scăzută de puieți la ha (de exemplu, 5000-6000 puieți/ha), ceea ce creează o lipsă de selecție a hranei și obligă vânatul să fie mai puțin selectiv. Totodată, tăierile continue oferă o cantitate considerabil mai mare de puieți care asigură speciei de vânat suficientă hrană, puieții vătămați fiind socotiți ca „mortalitate compensatorie” (Reimoser 2003; Reimoser & Gossow ' 1996).

În Munții Vosgi din nord-estul Franței, roaderea intensivă a cerbilor și a căpriorilor provoacă o pierdere semnificativă a regenerării bradului în favoarea molidului (Bernard et al. 2017; Heuze et al. 2005a, 2005b). În Alpii francezi, în arboretele montane mixte de vârstă neuniformă, în plus față de scăderea disponibilității apei și creșterea temperaturii, cerbul, căpriorul și capra consumă brad și fag ar putea pune în pericol refacerea acestor specii în viitor (Unkule et al. 2022). În nord-estul Franței, căpriorii care răsfoiesc puieții de stejar întârzie drastic atingerea stadiului de masiv (Drexhage & Colin 2003). Pe baza unui studiu de 10 ani în Regiunea Grand East, indicii de roadere a stejarului a fost utilizat cu succes pentru a estima densitatea căpriorului (Chevrier et al. 2012). Fără roaderea ungulatelor, stejarul menține o capacitate moderată de lăstărire până la 80 de ani (Mårell et al. 2018). În zona administrativă Haute-Marne, dinamica populației de cerbi și căprioare a fost principalul motor al schimbărilor în ansamblurile de plante și arbori timp de peste 30 de ani (Boulanger et al. 2009, 2015).

În Alpii Bavarezi, preferința de roadere a cerbilor și a căpriorilor a fost următoarea: scoruș, fag, brad și molid (Calkoen et al. 2022). În aceeași zonă geografică, roaderile cerbului, a căpriorului și a caprelor negre reduce drastic rata de supraviețuire a bradului (Amrner 1996). În plus, ungulatele influențează rata de creștere și compoziția speciilor a regenerării naturale. Eliminarea totală a vătămarilor permite creșterea nestingherită pentru toate speciile de arbori și plante. În Germania de Nord-Est, înălțimea puieților de pin silvestru a fost considerabil mai mică atunci când a avut loc roaderea (Tschöpe et al. 2011). În nordul Germaniei, roaderea puieților de fag este influențată pozitiv de disponibilitatea mesteacănului și afinelor (*Vaccinium myrtillus* L.). În schimb, pentru molid, prezența afinului a avut un impact negativ (Bobrowski et al. 2015). În Germania, este necesară o gestionare adecvată a vânătorii pentru a controla numărul mare de ungulate, care pot ajunge cu ușurință până la 20 ind./km² (cu excepții în unitățile de vânat unde poate ajunge la 100 ind./km²). O ipoteză susține că singura soluție pentru a controla densitatea ungulatelor în Germania și pentru a permite regenerarea cu succes a pădurilor poate fi obținută prin vânătoare (Heinze et al. 2011a). În diferite regiuni ale țării, ipoteza s-a dovedit a fi singura soluție realistă pentru controlul răsfoirii, atât în zonele protejate (cum ar fi Parcul Național al Pădurii Bavareze), cât și în pădurile comerciale (Calkoen et al. 2022; Heinrichs et al. 2012; Hothorn & Müller 2010a; Möst et al. 2015). Populația de prădători mari găsiți în

Germania este limitată, iar impactul asupra ungulatelor este relativ inexistent (Bödeker et al. 2021; Calkoen et al. 2022).

În Olanda, în pădurile de câmpie (Heinze E et al, 2011) și alte tipuri de păduri (Van Hees et al. 1996), în principal fagul și pinul silvestru s-au regenerat cu succes, deoarece stejarul, mestecănul și rowanul au fost suprimați de cerbi și de căprioare.

Bradul din Alpii Europeni Centrali (Elveția) a suferit un declin în ultimele două decenii, fiind cel mai intens vătămat dintre speciile de arbori importante din punct de vedere comercial, în primul rând datorită cerbului, căpriorului și caprelor negre (Häsler & Senn 2012; Kupferschmid et al. 2013; Senn & Suter 2003). Cu toate acestea, în contrast, puieții ușor roși de brad argintiu tindeau să crească mai bine decât cei neatinși (Kupferschmid 2018). La altitudini mai mari, sub nivelul subalpin, molidul este și el afectat de roaderi, dar scara de deteriorare este mult mai mică decât la (Kupferschmid & Bugmann 2005). Între altitudini de 1600 și 2000 m, roaderea molidului scade semnificativ la 3,3% (Cunningham et al. 2006). În zonele joase din nordul Elveției, singurul browser notabil este căpriorul, care provoacă daune regenerării pădurilor de foioase, în special în locurile cu cantități mai mici de resurse alimentare alternative (Moser et al. 2006).

2.4. Discuții

Repercusiunile vătămarilor cauzate de ungulate sunt diverse și de anvergură în ecosistemele naturale, cuprinzând obstacole în calea regenerării arborilor, alterarea compoziției pădurilor prin hrănire selectivă, reducerea biodiversității generale, pierderi economice rezultate din reconstrucția plantațiilor, degradarea calității solului și creșterea eroziunii și perturbarea procesului de regenerare naturală a ecosistemului, care afectează reziliența îndelungată a ecosistemului.

Densitatea mare a speciilor de ungulate este factorul principal care contribuie la impactul negativ al roaderilor ungulatelor asupra ecosistemelor forestiere, populațiile de ungulate crescând semnificativ în număr și extinzându-și aria geografică în Europa (Apollonio et al. 2010; Barton et al. 2022a; Côté et al. 2022a; Côté et al. 2020; Côté et al. Stout 1997; Ramirez et al. 2018). Daunele de roaderi s-au intensificat în ultimele decenii, fiind dovedit și de numărul de studii crescut pe această temă din 1999. Conform rezultatelor acestei revizui, populațiile de cerb, căprior și elan, ca specii native, au crescut semnificativ ca număr și areal, iar densitatea lor poate fi folosită ca indicator al roaderilor lor. Aceste ungulate și-au extins raza de acțiune și au început să ocupe noi ecosisteme pe măsură ce s-au adaptat la cerințele lor.

Celelalte specii menționate în acest studiu pot fi considerate de interes secundar în diverse moduri, cum ar fi având un impact mai mic în roaderi, suprapunerea zonelor cu speciile principale, ocupând

doar regiuni specifice (de exemplu, capra neagră, zimbrul european), sau fiind specii introduse (de exemplu, Muntjac în Marea Britanie). Capra neagră a fost găsită în principal în zonele muntoase și alpine din Polonia, Austria, Franța, Germania, Elveția, Slovenia și Italia și a fost raportată ca o specie secundară cu cerbul și căpriorul, fără niciun studiu axat doar pe impactul exclusiv al caprei negre (Amrner 1996; Bodziarczyk et al. 2017; D'Aprile et al.;2002; Hothorn & Müller 2010; Kupferschmid et al. 2017; 19; Moser & Gossow 1996; Rüegg & Nigg 2003). În cele mai multe cazuri, cerbul lopătar au fost raportați ca browseri secundare, cu excepția Suediei și Regatului Unit, unde sunt gestionați ca specie principală de vânat, rezultând densități mai mari decât cele găsite în alte studii (Garrido et al. 2014; Moore et al. 1999, 2000). Muntjacul din Marea Britanie este o specie introdusă care s-a supraînmulțit în absența prădătorilor naturali, dăunând semnificativ regenerării pădurii (Cooke A. 1998; Cooke & Farrell 2001a; Cooke & Lakhani 1996; Joys et al. 2004; Kay 1993). Toate cercetările asupra zimbrilor europeni au fost efectuate în Pădurea Virgină Białowieża din Polonia, iar eforturile de conservare sunt concentrate pe creșterea populației acestora, deoarece roaderea este văzută ca un fenomen natural (Kowalczyk et al. 2011; Kuijper et al. 2009, 2010, 2013).

După cum se arată în recenzie, preferințele ungulatelor se concentrează, atunci când sunt disponibile, pe foioase în detrimentul coniferelor, datorită calității lor ridicate nutritive, gustului și palatabilității, digestibilității și altor factori fenologici (Linnel și colab. 2015; Kupferschmid și colab. 2005; Chantal și colab. 2007, Dannell și colab. 2007, Dannell și colab.; 2007). Una dintre cele mai favorizate specii de foioase din Europa este scorușul (*Sorbus aucuparia* L.), dar această specie de arbore acționează mai mult ca un atrăcant pentru cervide în pădurile proaspăt tăiate, deoarece nu are nicio importanță comercială (Bergquist et al. 2003; Bottero et al. 2013). Din categoria speciilor comerciale, care sunt desemnate pentru viitori arbori de cultură, toate speciile de stejar (*Quercus* sp.) sunt foarte consumate, cu excepția latitudinilor mai mari (Abaturov & Smirnov 1992; Castleberry et al. 2000; Cretaz & Kelty 2002; DeGraaf et al.; Col. Fuchs & Col. et al. 2021; Kittredge și colab.) Mesteacănul la latitudini mai mari este afectat în principal de elani, deoarece este o specie forestieră foarte prolifică și este adesea folosit în schemele de plantare din Scandinavia (Abaturov & Smirnov 1992; Bergqvist et al. 2014; Heikkilä et al. 2003; Hörnberg 2001b, 1 Rea). O tendință generală de preferință de roadere poate fi observată în cazul genurilor *Abies*, care a înregistrat o reducere drastică a numărului și înălțimii în plantațiile mixte, atât naturale, cât și artificiale. În Europa Centrală, de Sud și Republica Cehă bradul (*Abies alba* Mill.) a cunoscut în ultimele decenii un declin legat de daunele de roadere, iar prezența sa în compoziția viitoare este înlocuită cu alte specii mai puțin valoroase precum molidul (*Picea abies* L.). Studiile efectuate în Europa de Nord și Europa de Est au arătat că pinii sunt preferați în fața molidului în cadrul grupului de conifere. În principal în Suedia, Scoția și Finlanda, unde pinul silvestru este o specie principală în schemele de compoziție, este foarte preferat față de molid datorită compoziției sale chimice și proprietăților nutriționale (Ball et al. 2000; Beest et al. 2010; Bergquist, Löf și Örlander 2009; Biqvishi et al. 2021, Niemelä et al. 2020). Chiar dacă molidul nu reprezintă o specie furajeră importantă în regenerările naturale mixte, datorită practicării unor monoculturi pe scară largă, ungulatele s-au adaptat și consumat molidul peste limite acceptabile (Radu 1964, 1971, 1989b, 1989a; Vlad 2007; Vlad et al.).

Din cele 153 de studii incluse în studiu, doar 15 au declarat prezența prădătorilor în zona de studiu. Din cele 15 studii, doar 6 dintre ele au arătat o populație stabilă de prădători care poate afecta numărul de ungulate, în timp ce celelalte 4 au avut în zona lor de studiu un număr deficitar de prădători (Bödeker et al., 2021; Calkoen et al., 2022; S van Beeck Calkoen et al., 2018). În Polonia, România, Rusia și Slovenia, s-a demonstrat că prezența unor prădători mari, cum ar fi lupul, râsul european și ursul brun, afectează populația și comportamentul unguatelor. Zonele cu densități mai mari de prădători au scăzut intensitatea de roadere, iar densitatea unguatelor a fost echilibrată cu capacitatea de transport a ecosistemului (Abaturov BD & Smirnov KA, 1992; Bodziarczyk et al., 2017; Borowski et al., 2021; Ichim, 19807; Ku, 19807; 2010, 2013).

În această ramură a studiilor asupra vieții sălbatice, este esențial să recunoaștem câteva limitări care afectează o analiză uniformă a impactului unguatelor. Lipsa standardizării clare a metodelor de colectare a datelor afectează capacitatea de a compara studii diferite, chiar și în cadrul aceleiași țări. Această analiză a constatat atât parametrii cantitativi, cât și calitativi utilizați pentru a evalua intensitatea roaderilor, ceea ce poate duce la o evaluare necorespunzătoare a severității fenomenului și poate crea comparații inechitabile între zonele de studiu. Densitatea unguatelor este un parametru important, deoarece explică cauza principală a daunelor. În anumite cazuri, ecosistemul forestier a fost modificat în ultimele decenii din cauza densităților mari de ungulate. Prin urmare, este logic să se stabilească praguri pentru densitățile de ungulate acceptabile pe baza diferitelor scenarii forestiere (Putman et al., 2011). Această abordare poate ajuta la gestionarea eficientă a populațiilor de ungulate și la menținerea unui ecosistem echilibrat. Este important să recunoaștem că răsfoirea unguatelor nu numai că schimbă ecosistemul forestier, ci influențează și comportamentul și ecologia unguatelor înșiși. Interacțiunea dintre ungulate și habitatul lor forestier este dinamică, ambele părți adaptându-se reciproc la prezența și caracteristicile celorlalte (Putman, 1996). Înțelegerea modului în care comportamentul unguatelor este influențat de ecosistemul forestier este esențială pentru strategii eficiente de gestionare și conservare.

2.5. Concluzii

Această cercetare confirmă că daunele provocate de ungulate prin roaderi reprezintă o problemă critică pentru dezvoltarea pădurilor tinere din Europa, deoarece numărul acestora a atins cifre alarmante în ultimele decenii. Rezultatele au oferit perspective valoroase asupra aspectelor locale și regionale ale dinamicii erbivorului unguat în ecosisteme foarte diferite. Rezultatele au relevat faptul că suprapopularea de ungulate reprezintă principala cauză a pagubelor, urmată de sistemele silvice, lipsa prădătorilor naturali și managementul vânătorii.

2.6. Referințe

1. Sinclair, A.; Fryxell, J.; Caughley, G. *Wildlife Ecology, Conservation, and Management*, 2nd ed.; Blackwell: Oxford, UK, 2006.
2. Mahoney, S.P.; Jackson, J.J. Enshrining hunting as a foundation for conservation—The North American Model. *Int. J. Environ. Stud.* **2013**, *70*, 448–459.
3. Fernandez-Gil, A.; Cadete da Rocha Pereira, D.; Di Silvestre, I.; Dias Ferreira Pinto, S.M. *Large Carnivore Management Plans of Protection: Best Practices in EU Member States*; European Union: Brussels, Belgium, 2018.
4. Breitenmoser, U. Large predators in the alps: The fall and rise of man's competitors. *Biol. Conserv.* **1998**, *83*, 279–289.
5. Kratochvil, J. *History of the distribution of the lynx in Europe*, 4th ed.; Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae—Brno; Czechoslovak Academy of Sciences: Prague, Czech Republic, 1968; Volume 2, pp. 1–50.
6. Jakubiec, Z. *Handbuch der Säugetiere Europas*; AULA-Verlag: Wiesbaden, Germany, 1993; pp. 254–300.
7. Zimen, E. *Der Wolf—Mythos und Verhalten*; Meyster: Munchen, Germany, 1978.
8. Chapron, G.; Kaczensky, P.; Linnell, J.D.C.; Von Arx, M.; Huber, D.; Andrén, H.; López-Bao, J.V.; Adamec, M.; Álvares, F.; Anders, O.; et al. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* **2014**, *346*, 35–51.
9. Côté, S.D.; Rooney, T.P.; Tremblay, J.-P.; Dussault, C.; Waller, D.M. Ecological Impacts of Deer Overabundance. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **2004**, *35*, 113–147.
10. Ripple, W.J.; Beschta, R.L. Large Predators Limit Herbivore Densities in Northern Forest Ecosystems. *Eur. J. Wildl. Res. Springer, Heidelberg* **2012**, *58*, 733–742.
11. Ripple, W.J.; Estes, J.A.; Beschta, R.L.; Wilmers, C.C.; Ritchie, E.G.; Hebblewhite, M.; Berger, J.; Berger, J.; Berger, J.; Berger, J.; et al. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* **2014**, *342*, 1241484.
12. Anthony, R.G.; Fisher, A.R. Wildlife Damage in Orchards: A Need for Better. *Wildl. Soc. Bull.* **1973**, *5*, 107–112.
13. Apollonio, M.; Andersen, R.; Putman, R. *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2010.
14. Putman, R.; Apollonio, M.; Andersen, R. *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2013.
15. Putman, R.; Apollonio, M.; Andersen, R.; Reimoser, F. Impacts of wild ungulate on vegetation: Cost and benefits. In *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2011.

16. Szemethy, L.; Mátrai, K.; Bíró, Z.; Katona, K. Seasonal home range shift of red deer in a forest-agriculture area in southern Hungary. *Acta Theriol.* **2003**, *48*, 547–556.
17. Linnell, J.D.C.; Kaczensky, P.; Wotschikowsky, U.; Lescureux, N.; Boitani, L. Framing the relationship between people and nature in the context of European conservation. *Conserv. Biol.* **2015**, *29*, 978–985.
18. Putman, J.; Staines, B.W.; Putman, R.; Putman, R.J. Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: Justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammal Rev.* **2004**, *34*, 285–306.
19. Katona, K.; Gál-Bélteki, A.; Terhes, A.; Bartucz, K.; Szemethy, L. How important is supplementary feed in the winter diet of red deer? A test in Hungary. *Wildl. Biol.* **2014**, *20*, 326–334.
20. Janis, C. An Evolutionary History of Browsing and Grazing Ungulates. In *The Ecology of Browsing and Grazing*, Gordon, I., Prins, H., Eds.; Springer: Berlin, Germany, 2008; pp. 21–42.
21. Skarpe, C.; Hester, A. Plant Traits, Browsing and Grazing Herbivores, and Vegetation Dynamics. In *The Ecology of Browsing and Grazing*, Gordon, I., Prins, H., Eds.; Springer: Berlin, Germany, 2008.
22. Potash, A.D.; Conner, L.M.; McCleery, R.A. Vertical and horizontal vegetation cover synergistically shape prey behaviour. *Anim. Behav.* **2019**, *152*, 39–44.
23. Putman, R.J. Ungulates in temperate forest ecosystems: Perspectives and recommendations for future research. *Ecol. Manag.* **1996**, *88*, 205–214.
24. Gill, R.M.A. A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 3. Impact on Trees and Forests. *For. Int. J. For. Res.* **1992**, *65*, 363–388.
25. Radu, I. Damages caused by cervidae in the forests of North of Romania and prevention steps taken. *Rev. Padur.* **1989**, *1*, 26–31.
26. Gill, R.M.A. A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 1. Deer. *For. Int. J. For. Res.* **1992**, *65*, 145–169.
27. Kupferschmid, A.D.; Greilsamer, R.; Brang, P.; Bugmann, H. Assessment of the Impact of Ungulate Browsing on Tree Regeneration. In *Animal Nutrition—Annual Volume 2023*; Ronquillo, M.G., Ed.; IntechOpen: Rijeka, Croatia, 2022; Chapter 9.
28. Borkowska, A.; Konopko, A. The winter browse supply for moose in different forest site-types in the Biebrza Valley, Poland. *Acta Theriol.* **1994**, *39*, 67–71.
29. Nichols, R.V.; Cromsigt, J.P.G.M.; Spong, G. DNA left on browsed twigs uncovers bite-scale resource use patterns in European ungulates. *Oecologia* **2015**, *178*, 275–284.
30. Kupferschmid, A.D.; Bugmann, H. Effect of microsites, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. *Ecol. Manag.* **2005**, *210*, 251–265.

31. United Nations. UNSD—Methodology. 14 June 2023. Available online: <https://unstats.un.org/unsd/methodology/m49/> (accessed on 4 August 2023).
32. Barančková, M.; Krojerová-Prokešová, J.; Homolka, M. Impact of deer browsing on natural and artificial regeneration in floodplain forest Monitoring of European wildcat in the Western Carpathians View project Wild boar as an important factor in the development of forest ecosystems View project. *Folia Zool.* **2007**, *56*, 354–364.
33. Bulušek, D.; Bílek, L. The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir Sustainable forest management based on the harmonization of the individual components of forest ecosystems in the context of the ongoing climate change View project. *Austrian J. For. Sci.* **2015**, *132*, 81–102.
34. Čermák, P.; Grundmann, P. Effects of browsing on the condition and development of regeneration of trees in the region of Rýchory (Krnap). *Acta Univ. Agric. Silv. Mendel. Brun.* **2006**, *1*, 7–14.
35. Cermak, P.; Glogar, J.; Jankovsky, L. Damage by deer barking and browsing and subsequent rots in Norway spruce stands of Forest Range Mořkov, Forest District Frenštát p. R. (the Beskids Protected Landscape Area). *J. Sci.* **2004**, *50*, 24–30.
36. Cermak, P.; Mikva, R. Effects of game on the condition and development of natural regeneration in the Vrapač National Nature Reserve (Litovelské Pomoraví). *J. Sci.* **2006**, *52*, 329–336.
37. Homolka, M.; Heroldová, M. Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. *Ecol. Manag.* **2003**, *181*, 119–129.
38. Kamler, J.; Homolka, M.; Barančková, M.; Krojerová-Prokešová, J. Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species. *Eur. J. Res.* **2010**, *129*, 155–162.
39. Vacek, Z.; Vacek, S.; Bílek, L.; Král, J.; Remeš, J.; Bulušek, D.; Králíček, I. Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl nature reserve in the Orlické hory Mountains, case study from central sudetes. *Forests* **2014**, *5*, 2929–2946.
40. Fuchs, Z.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Gallo, J. Effect of game browsing on natural regeneration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Krušné hory Mts. (Czech Republic and Germany). *Cent. Eur. For. J.* **2021**, *67*, 166–180.
41. Kuijper, D.P.J.; Jędrzejewska, B.; Brzeziecki, B.; Churski, M.; Jędrzejewski, W.; Żybura, H. Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Białołęka Primeval Forest, Poland. *J. Veg. Sci.* **2010**, *21*, 1082–1098.
42. Borowski, Z.; Gil, W.; Bartoń, K.; Zajączkowski, G.; Łukaszewicz, J.; Tittenbrun, A.; Radliński, B. Density-related effect of red deer browsing on palatable and unpalatable tree species and forest regeneration dynamics. *Ecol. Manag.* **2021**, *496*, 119442.

43. Bodziarczyk, J.; Zwijacz-Kozica, T.; Zwijacz-Kozica, T.; Gazda, A.; Szewczyk, J.; Frączek, M.; Zięba, A.; Szwagrzyk, J. Species composition, elevation, and former management type affect browsing pressure on forest regeneration in the Tatra National Park. *Leśne Pr. Badaw.* **2017**, *78*, 238–247.
44. Kowalczyk, R.; Taberlet, P.; Coissac, E.; Valentini, A.; Miquel, C.; Kaminski, T.S.; Wójcik, J.M. Influence of management practices on large herbivore diet—Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Ecol. Manag.* **2011**, *261*, 821–828.
45. Kuijper, D.P.J.; de Kleine, C.; Churski, M.; van Hooft, P.; Bubnicki, J.; Jędrzejewska, B. Landscape of fear in Europe: Wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* **2013**, *36*, 1263–1275.
46. Kuijper, D.P.J.; Cromsigt, J.P.G.M.; Churski, M.; Adam, B.; Jędrzejewska, B.; Jędrzejewski, W. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest. *Ecol. Manag.* **2009**, *258*, 1528–1535.
47. Orman, O.; Dobrowolska, D.; Szwagrzyk, J. 9/Gap regeneration patterns in Carpathian old-growth mixed beech forests—Interactive effects of spruce bark beetle canopy disturbance and deer herbivory. *Ecol. Manag.* **2018**, *430*, 451–459.
48. Szwagrzyk, J.; Gazda, A.; Muter, E.; Pielech, R.; Szewczyk, J.; Zięba, A.; Zwijacz-Kozica, T.; Wiertelorz, A.; Pachowicz, T.; Bodziarczyk, J. Effects of species and environmental factors on browsing frequency of young trees in mountain forests affected by natural disturbances. *Ecol. Manag.* **2020**, *474*, 118364.
49. Vlad, R. Scientific principles for the ecological reconstruction of the norway spruce stands affected by deer. *Proc. Rom. Acad. Ser. B* **2007**, *2*, 165–169.
50. Vlad, R.; Popa, I. The probability of occurrence of deer damage in Norway spruce stands. *Proc. Rom. Acad. Ser. B* **2007**, *1*, 57–62.
51. Vlad, R.; Cuciurean, C. Economic aspects of the deer damage in Norway spruce stand. *Rev. Pădurilor* **2009**, *6*, 25–32.
52. Vlad, R.; Sidor, C.G. Amplitude of the deer damage in the norway spruce forest of the eastern carpathian mountains. *Carpathian J. Earth Environ. Sci.* **2011**, *6*, 207–214.
53. Radu, I. Some observations on deer damages in the woods of the Iacobenii forest district. *Rev. Padur.* **1964**, *11*, 640–643.
54. Radu, I. The amount of damages caused by red deers in some spruce stands. *Rev. Pădurilor* **1971**, *12*, 629–631.
55. Radu, I. The damage caused by deer in the forests from the north of Romania and the necessary preventive measures. *Rev. Padur.* **1989**, *3*, 151–154.
56. Radu, I. Wolves and the ecological balance of forests in Bukovina. *Rev. Padur.* **1987**, *1*, 25–28.

57. Abaturov, B.D.; Smirnov, K.A. Moose browsing impacts on reforestation in Central European USSR. *Alces* **1992**, *3*, 213.
58. Konôpka, B.; Pajtík, J.; Shipley, L.A. Intensity of red deer browsing on young rowans differs between freshly-felled and standing individuals. *Ecol. Manag.* **2018**, *429*, 511–519.
59. Konôpka, B.; Šebeň, V.; Pajtík, J.; Shipley, L.A. Excluding large wild herbivores reduced norway spruce dominance and supported tree species richness in a young, naturally regenerated stand. *Forests* **2021**, *12*, 737.
60. Olesen, C.R.; Madsen, P. The impact of roe deer (*Capreolus capreolus*), seedbed, light and seed fall on natural beech (*Fagus sylvatica*) regeneration. *Ecol. Manag.* **2008**, *255*, 3962–3972.
61. Komonen, A.; Tuominen, L.; Purhonen, J.; Halme, P. Landscape structure influences browsing on a keystone tree species in conservation areas. *Ecol. Manag.* **2020**, *457*, 117724.
62. Bianchi, S.; Huuskonen, S.; Hynynen, J.; Oijala, T.; Siipilehto, J.; Saksa, T. Development of young mixed Norway spruce and Scots pine stands with juvenile stand management in Finland. *Scand. J. Res.* **2021**, *36*, 374–388.
63. Atte, K.; Komonen, A.; Paananen, E.; Esko, P.; Merja, E.; Elo, M.; Sauli, V.; Valkonen, S. Browsing hinders the regeneration of broadleaved trees in uneven-aged forest management in southern Finland. *Scand. J. Res.* **2020**, *35*, 134–138.
64. Heikkilä, R.; Hokkanen, P.; Kooiman, M.; Ayguney, N.; Bassoulet, C. The impact of moose browsing on tree species composition in Finland. *ALCES* **2003**, *39*, 203–213.
65. Lyly, M.; Klemola, T.; Koivisto, E.; Huitu, O.; Oksanen, L.; Korpimäki, E. Varying impacts of cervid, hare and vole browsing on growth and survival of boreal tree seedlings. *Oecologia* **2014**, *174*, 271–281.
66. Lyly, O.; Saksa, T. The effect of stand density on moose damage in young *Pinus sylvestris* stands. *Scand. J. Res.* **1992**, *7*, 393–403.
67. Šņepsts, G.; Bigac, Z.; Desaine, I.; Jansons, J.; Donis, J.; Strelnieks, K.; Adamovičs, A.; Krišāns, O. Characteristics of damages in Norway spruce stands. *Res. Rural. Dev.* **2018**, *1*, 65–71.
68. Kaien, C. Deer Browsing and Impact on Forest Development. *J. Sustain. For.* **2006**, *21*, 53–64.
69. Bergquist, J.; Bergquist, J.; Örlander, G.; Nilsson, U. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *Ecol. Manag.* **1999**, *115*, 171–182.
70. Bergquist, J.; Örlander, G. Browsing deterrent and phytotoxic effects of roe deer repellents on *pinus sylvestris* and *picea abies* seedlings. *Scand. J. Res.* **1996**, *11*, 145–152.
71. Bergquist, J.; Bergström, R.; Zakharenka, A. Responses of young Norway spruce (*Picea abies*) to winter browsing by roe deer (*Capreolus capreolus*): Effects on height growth and stem morphology. *Scand. J. Res.* **2003**, *18*, 368–376.

72. Bergquist, J.; Kullberg, Y.; Orlander, G. Effects of shelterwood and soil scarification on deer browsing on planted Norway spruce *Picea abies* L. (Karst) seedlings. *Forestry* **2001**, *74*, 359–367.
73. Bergquist, J.; Löf, M.; Örlander, G. Effects of roe deer browsing and site preparation on performance of planted broadleaved and conifer seedlings when using temporary fences. *Scand. J. Res.* **2009**, *24*, 308–317.
74. Bergquist, J.; Orlander, G.; Nilsson, U. Interactions among forestry regeneration treatments, plant vigour and browsing damage by deer. *New* **2003**, *25*, 25–40.
75. Bergquist, J.; Orlander, G.O. Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages: 2. Effect of seedling vigour. *Ecol. Manag.* **1998**, *105*, 295–302.
76. Bergström, R.; Bergqvist, G. Frequencies and patterns of browsing by large herbivores on conifer seedlings. *Scand. J. Res.* **1997**, *12*, 288–294.
77. Bergström, R.; Bergqvist, G. Large herbivore browsing on conifer seedlings related to seedling morphology. *Scand. J. Res.* **1999**, *14*, 361–367.
78. de Chantal, M.; Granström, A. Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of *Populus tremula* and *Salix caprea*. *Ecol. Manag.* **2007**, *250*, 3–8.
79. Edenius, L.; Ericsson, G. Effects of ungulate browsing on recruitment of aspen and rowan: A demographic approach. *Scand. J. Res.* **2015**, *30*, 283–288.
80. Garrido, P.; Lindqvist, S.; Kjellander, P. Natural forage composition decreases deer browsing on *Picea abies* around supplemental feeding sites. *Scand. J. Res.* **2014**, *29*, 234–242.
81. Jarnemo, A.; Minderman, J.; Bunnefeld, N.; Zidar, J.; Nsson, J.M.; Jarnemo, C.; Minderman, J.; Bunnefeld, N.; Zidar, J.; Månsson, J. Managing landscapes for multiple objectives: Alternative forage can reduce the conflict between deer and forestry. *Ecosphere* **2014**, *5*, 1–14.
82. Jensen, A.M.; Götmark, F.; Löf, M. Shrubs protect oak seedlings against ungulate browsing in temperate broadleaved forests of conservation interest: A field experiment. *Ecol. Manag.* **2012**, *266*, 187–193.
83. Kullberg, Y.; Bergström, R. Winter browsing by large herbivores on planted deciduous seedlings in southern Sweden. *Scand. J. Res.* **2001**, *16*, 371–378.
84. Nichols, R.V.; Spong, G. Ungulate browsing on conifers during summer as revealed by DNA. *Scand. J. Res.* **2014**, *29*, 650–652.
85. Pfeffer, S.E.; Singh, N.J.; Cromsigt, J.P.G.M.; Widemo, F. Summer and winter browsing affect conifer growth differently: An experimental study in a multi-species ungulate community. *Ecol. Manag.* **2021**, *494*, 119314.

86. Bergqvist, G.; Bergström, R.; Wallgren, M. Recent browsing damage by moose on scots pine, birch and aspen in young commercial forests-effects of forage availability, moose population density and site productivity. *Silva Fenn.* **2014**, *48*, 1077.
87. Edenius, L. Browsing by Moose on Scots Pine in Relation to Plant Resource Availability. *Ecology* **1993**, *8*, 2261–2269.
88. Ericsson, G.; Edenius, L.; Sundström, D. Factors affecting browsing by moose (*Alces alces* L.) on European aspen (*Populus tremula* L.) in a managed boreal landscape. *Ecoscience* **2001**, *8*, 344–349.
89. Ball, J.P.; Danell, K.; Sunesson, P. Response of a herbivore community to increased food quality and quantity: An experiment with nitrogen fertilizer in a boreal forest. *J. Appl. Ecol.* **2000**, *37*, 247–255.
90. Edenius, L.; Danell, K.; Bergström, R. Impact of herbivory and competition on compensatory growth in woody plants: Winter browsing by moose on Scots pine. *Oikos* **1993**, *66*, 286–292.
91. Andrén, H.; Angelstam, P. Moose Browsing on Scots Pine in Relation to Stand Size and Distance to Forest Edge. *J. Appl. Ecol.* **1993**, *30*, 133–142.
92. Danell, K.; Edenius, L.; Lundberg, P. Herbivory and Tree Stand Composition: Moose Patch Use in Winter. *Ecology* **1991**, *72*, 1350–1357.
93. Faber', W.E.; Pehrson, A. Foraging on Norway spruce and its potential association with a wasting syndrome in moose in Sweden. *ALCES* **2000**, *36*, 17–34.
94. Franklin, C.M.A.; Harper, K.A. Moose browsing, understorey structure and plant species composition across spruce budworm-induced forest edges. *J. Veg. Sci.* **2016**, *27*, 524–534.
95. Franklin, O.; Krasovskiy, A.; Kraxner, F.; Platov, A.; Schepaschenko, D.; Leduc, S.; Mattsson, B. Moose or spruce: A systems analysis model for managing conflicts between moose and forestry in Sweden. *bioRxiv* **2020**.
96. Löf, M.; Bergquist, J.; Brunet, J.; Karlsson, M.; Torkel, N. Conversion of Norway spruce stands to broadleaved woodland-regeneration systems, fencing and performance of planted seedlings. *Ecol. Bull.* **2010**, *53*, 165–174.
97. van Beeck Calkoen, S.T.S.; Kuijper, D.P.J.; Sand, H.; Singh, N.J.; van Wieren, S.E.; van Beeck Calkoen, J.P.G.M.C.S.T.S.; Singh, N.J.; Cromsigt, J.P.G.M.; Kuijper, S.P.A.-D.J.; van Wieren, S.E.-S. Does wolf presence reduce moose browsing intensity in young forest plantations? *Ecography* **2018**, *41*, 1776–1787.
98. Shipley, L.; Blomquist, S.; Danell, K. Diet choices made by free-ranging moose in northern Sweden in relation to plant distribution, chemistry, and morphology. *Can. J. Zool.* **1998**, *76*, 1722–1733.
99. Danell, K.; Niemelä, P.; Niemelä, P.; Varvikko, T.; Vuorisalo, T. Moose browsing on Scots pine along a gradient of plant productivity. *Ecology* **1991**, *72*, 1624–1633.

100. Hörnberg, S. The relationship between moose (*Alces alces*) browsing utilisation and the occurrence of different forage species in Sweden. *Ecol. Manag.* **2001**, *149*, 91–102.
101. van Beest, F.M.; Gundersen, H.; Mathisen, K.M.; Milner, J.M.; Skarpe, C. Long-term browsing impact around diversionary feeding stations for moose in Southern Norway. *Ecol. Manag.* **2010**, *259*, 1900–1911.
102. Hörnberg, S. Changes in population density of moose (*Alces alces*) and damage to forests in Sweden. *Ecol. Manag.* **2001**, *149*, 141–151.
103. Harmer, R. The effect of plant competition and simulated summer browsing by deer on tree regeneration. *J. Appl. Ecol.* **2002**, *38*, 1094–1103.
104. Joys, A.C.; Fuller, R.J.; Dolman, P.M. Influences of deer browsing, coppice history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England. *Ecol. Manag.* **2004**, *202*, 23–37.
105. Baines, D.; Sage, R.B.; Sage, R.B.; Baines, M.M. The implications of red deer grazing to ground vegetation and invertebrate communities of scottish native pinewoods. *J. Appl. Ecol.* **1994**, *31*, 776–783.
106. Duncan, A.J.; Hartley, S.E.; Iason, G.R. The effect of monoterpene concentrations in Sitka spruce (*Picea sitchensis*) on the browsing behaviour of red deer (*Cervus elaphus*). *Can. J. Zool.* **1994**, *72*, 1715–1720.
107. Duncan, A.J.; Hartley, S.E.; Iason, G.R. The effect of previous browsing damage on the morphology and chemical composition of Sitka spruce *Picea sitchensis* saplings and on their subsequent susceptibility to browsing by red deer. *Ecol. Manag.* **1998**, *103*, 57–67.
108. Gill, R.M.A.; Fuller, R.J. The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis* **2007**, *149*, 119–127.
109. Harrison, K.A.; Bardgett, R.D. Browsing by red deer negatively impacts on soil nitrogen availability in regenerating native forest. *Soil. Biol. Biochem.* **2004**, *36*, 115–126.
110. Hester, A.J.; Millard, P.; Millard, P.; Baillie, G.J.; Wendl, R. How does timing of browsing affect above- and below-ground growth of *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* and *Sorbus aucuparia*? *Oikos* **2004**, *105*, 536–550.
111. Kay, S. Factors affecting severity of deer browsing damage within coppiced woodlands in the south of England. *Biol. Conserv.* **1993**, *63*, 21–222.
112. Moore, N.P.; Hart, J.D.; Kelly, P.F.; Langton, S.D. Browsing by fallow deer (*Dama dama*) in young broadleaved plantations: Seasonality, and the effects of previous browsing and bud eruption. *Forestry* **2000**, *73*, 437–445.
113. Moore, N.P.; Hart, J.D.; Langton, S.D.; Langton, S.D. Factors influencing browsing by fallow deer *Dama dama* in young broad-leaved plantations. *Biol. Conserv.* **1999**, *87*, 255–260.

114. Page, L.M.; Cameron, A.D. Regeneration dynamics of Sitka spruce in artificially created forest gaps. *Ecol. Manag.* **2006**, *221*, 260–266.
115. Palmer, S.C.F.; Truscott, A.M. Browsing by deer on naturally regenerating Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and its effects on sapling growth. *Ecol. Manag.* **2003**, *182*, 31–47.
116. Scott, D.F.; Scott, D.; Welch, D.W.; Thurlow, M.; Elston, D.A. Regeneration of *Pinus sylvestris* in a natural pinewood in NE Scotland following reduction in grazing by *Cervus elaphus*. *Ecol. Manag.* **2000**, *130*, 199–211.
117. Mayhead, G.J.; Jenkins, A.A.R. Growth of Young Sitka Spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Can.) and the Effect of Simulated Browsing, Staking and Treeshelters. *Forestry* **1992**, *65*, 453–462.
118. Miller, G.R.; Kinnaird, J.W.; Cummins, R.P. Liability of saplings to browsing on a red deer range in the Scottish highlands. *Source J. Appl. Ecol.* **1982**, *19*, 941–951.
119. Scott, D.; Scott, D.; Welch, D.W.; Elston, D.A. Long-term effects of leader browsing by deer on the growth of Sitka spruce (*Picea sitchensis*). *Forestry* **2009**, *82*, 387–401.
120. Welch, D.W.; Staines, B.W.; Scott, D.; Scott, D.; French, D.D.; Catt, D.C. Leader Browsing by Red and Roe Deer on Young Sitka Spruce Trees in Western Scotland I. Damage Rates and the Influence of Habitat Factors. *Forestry* **1991**, *1*, 61–82.
121. Staines, B.W.; Welch, D. Habitat selection and impact of red (*Cervus elaphus* L.) and roe (*Capreolus capreolus* L.) deer in a Sitka spruce plantation. *Proc. R. Soc. Edinb.* **1984**, *82*, 303–319.
122. de Jong, C.B.; Gill, R.M.A.; van Wieren, S.E.; Burlton, F.W.E. Diet selection by roe deer *Capreolus capreolus* in Kielder Forest in relation to plant cover. *Ecol. Manag.* **1995**, *79*, 91–97.
123. Cooke, A.S.; Farrell, L. Impact of muntjac deer (*Muntiacus reevesi*) at Monks Wood National Nature Reserve, Cambridgeshire, eastern England. *Forestry* **2001**, *74*, 241–250.
124. Cooke, A.S.; Lakhani, K.H. Damage to coppice regrowth by muntjac deer (*Muntiacus reevesi*) and protection with electric fencing. *Biol. Conserv.* **1996**, *75*, 231–238.
125. Cooke, A. Survival and regrowth performance of coppiced ash (*Fraxinus excelsior*) in relation to browsing damage by muntjac deer (*Muntiacus reevesi*). *Q. J. For.* **1998**, *92*, 286–290.
126. Bottero, A.; Garbarino, M.; Long, J.N.; Motta, R. The interacting ecological effects of large-scale disturbances and salvage logging on montane spruce forest regeneration in the western European Alps. *Ecol. Manag.* **2013**, *292*, 19–28.
127. D'Aprile, D.; Vacchiano, G.; Vacchiano, G.; Meloni, F.; Garbarino, M.; Motta, R.; Ducoli, V.; Partel, P. Effects of Twenty Years of Ungulate Browsing on Forest Regeneration at Paneveggio Reserve, Italy. *Forests* **2020**, *11*, 612.
128. Motta, R. Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the western Italian Alps. *Ecol. Manag.* **1996**, *88*, 93–98.

129. Motta, R. Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. *Ecol. Manag.* **2003**, *181*, 139–150.
130. Motta, R. Wild ungulate browsing, natural regeneration and silviculture in the Italian Alps. *J. Sustain. For.* **1998**, *8*, 35–53.
131. Cutini, A.; Chianucci, F.; Apollonio, M. Wild ungulates and forests in Europe: Insights from long term studies in Central Italy. In Proceedings of the Second International Congress of Silviculture, Designing the Future of the Forestry Sector, Florence, Italy, 26–29 November 2014; Italian Academy of Forestry Sciences: Florence, Italy, 2015; Volume 1, pp. 509–517.
132. Lovari, S.; Cuccus, P.; Murgia, A.; Murgia, C.; Soi, F.; Plantamura, G. Space use, habitat selection and browsing effects of red deer in Sardinia. *Ital. J. Zool.* **2007**, *74*, 179–189.
133. Freschi, P.; Fascetti, S.; Riga, F.; Rizzardini, G.; Musto, M.; Cosentino, C. Feeding preferences of the Italian roe deer (*Capreolus capreolus italicus* Festa, 1925) in a coastal Mediterranean environment. *Animals* **2021**, *11*, 308.
134. Klopčič, M.; Jerina, K.; Bončina, A. Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: Are red deer an important factor? *Eur. J. Res.* **2010**, *192*, 277–288.
135. Rozman, A.; Diaci, J.; Krese, A.; Fidej, G.; Rozenberger, D. Forest regeneration dynamics following bark beetle outbreak in Norway spruce stands: Influence of meso-relief, forest edge distance and deer browsing. *Ecol. Manag.* **2015**, *353*, 196–207.
136. Monzón, A.; da Silva, S.V.; Manso, F.T. Integrating the deer (*Cervus elaphus*) in the Portuguese forests: Impacts and new challenges for forest certification. *Ecol. Manag.* **2012**, *267*, 1–6.
137. Meier, M.; Stöhr, D.; Walde, J.; Tasser, E. Influence of ungulates on the vegetation composition and diversity of mixed deciduous and coniferous mountain forest in Austria. *Eur. J. Wildl. Res.* **2017**, *63*, 29.
138. Pröll, G.; Darabant, A.; Gratzner, G.; Katzensteiner, K. Unfavourable microsites, competing vegetation and browsing restrict post-disturbance tree regeneration on extreme sites in the Northern Calcareous Alps. *Eur. J. Res.* **2015**, *134*, 293–308.
139. Rüeegg, D.; Nigg, H. Mehrstufige Verjüngungskontrollen und Grenzwerte für die Verbissintensität | Comparative regeneration control and limiting value of browsing damage intensity. *Schweiz. Z. Forstwes.* **2003**, *154*, 314–321.
140. Reimoser, F.; Gossow, H. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *For. Ecol. Manag.* **1996**, *88*, 107–126.
141. Partl, E.; Szinovatz, V.; Reimoser, F.; Schweiger-Adler, J. Forest restoration and browsing impact by roe deer. *Ecol. Manag.* **2002**, *159*, 87–100.

142. Griesberger, P.; Kunz, F.; Reimoser, F.; Hackländer, K.; Obermair, L. Spatial Distribution of Hunting and Its Potential Effect on Browsing Impact of Roe Deer (*Capreolus capreolus*) on Forest Vegetation. *Diversity* **2023**, *15*, 613.
143. Nopp-Mayr, U.; Reimoser, S.; Reimoser, F.; Sachser, F.; Obermair, L.; Gratzner, G. Analyzing long-term impacts of ungulate herbivory on forest-recruitment dynamics at community and species level contrasting tree densities versus maximum heights. *Sci. Rep.* **2020**, *10*, 20274.
144. Reimoser, F.; Reimoser, S.; Zsak, K. Long-term impact of wild ungulates on natural forest regeneration in the Donau-Auen National Park, Austria. *Acta ZooBot Austria* **2022**, *158*, 97–127.
145. Bernard, M.; Gamelon, M.; Boulanger, V.; Dupouey, J.-L.; Laurent, L.; Laurent, L.; Montpied, P.; Montpied, P.; Morin, X.; Picard, J.F.; et al. Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase. *Ecol. Manag.* **2017**, *400*, 269–277.
146. Chevrier, T.; Saïd, S.; Widmer, O.; Hamard, J.P.; Saint-Andrieux, C.; Gaillard, J.M. The oak browsing index correlates linearly with roe deer density: A new indicator for deer management? *Eur. J. Wildl. Res.* **2012**, *58*, 17–22.
147. Drexhage, M.; Colin, F. Effects of browsing on shoots and roots of naturally regenerated sessile oak seedlings. *Ann. Sci.* **2003**, *60*, 173–178.
148. Boulanger, V.; Baltzinger, C.; Saïd, S.; Ballon, P.; Picard, J.F.; Dupouey, J.L. Decreasing deer browsing pressure influenced understory vegetation dynamics over 30 years. *Ann. Sci.* **2015**, *72*, 367–378.
149. Boulanger, V.; Baltzinger, C.; Saïd, S.; Ballon, P.; Picard, J.F.; Dupouey, J.L. Ranking temperate woody species along a gradient of browsing by deer. *Ecol. Manag.* **2009**, *258*, 1397–1406.
150. Mårell, A.; Hamard, J.P.; Pérot, T.; Perret, S.; Korboulewsky, N. The effect of deer browsing and understory light availability on stump mortality and sprout growth capacity in sessile oak. *Ecol. Manag.* **2018**, *430*, 134–142.
151. Pépin, D.; Renaud, P.C.; Boscardin, Y.; Goulard, M.; Mallet, C.; Anglard, F.; Ballon, P. Relative impact of browsing by red deer on mixed coniferous and broad-leaved seedlings—An enclosure-based experiment. *Ecol. Manag.* **2006**, *222*, 302–313.
152. Unkule, M.; Piedallu, C.; Balandier, P.; Courbaud, B. Climate and ungulate browsing impair regeneration dynamics in spruce-fir-beech forests in the French Alps. *Ann. Sci.* **2022**, *79*, 11.
153. Heuze, P.; Schnitzler, A.; Klein, F. Is browsing the major factor of silver fir decline in the Vosges Mountains of France? *Ecol. Manag.* **2005**, *217*, 219–228.
154. Tschöpe, O.; Wallschläger, D.; Burkart, M.; Tielbörger, K. Managing open habitats by wild ungulate browsing and grazing: A case-study in North-Eastern Germany. *Appl. Veg. Sci.* **2011**, *14*, 200–209.

155. Amrner, C. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Ecol. Manag.* **1996**, *88*, 43–53.
156. Bobrowski, M.; Gillich, B.; Stolter, C. Modelling browsing of deer on beech and birch in northern Germany. *Ecol. Manag.* **2015**, *358*, 212–221.
157. Bödeker, K.; Ammer, C.; Knoke, T.; Heurich, M. Determining Statistically Robust Changes in Ungulate Browsing Pressure as a Basis for Adaptive Wildlife Management. *Forests* **2021**, *12*, 1030.
158. van Beeck Calkoen, S.T.S.; Deis, M.H.; Oeser, J.; Kuijper, D.P.J.; Heurich, M. Humans rather than Eurasian lynx (*Lynx lynx*) shape ungulate browsing patterns in a temperate forest. *Ecosphere* **2022**, *13*, e3931.
159. Heinrichs, S.; Winterhoff, W.; Schmidt, W. Vegetation dynamics of beech forests on limestone in central Germany over half a century—Effects of climate change, forest management, eutrophication or game browsing? *Biodivers. Ecol.* **2012**, *4*, 49–61.
160. Heinze, E.; Boch, S.; Fischer, M.; Hessenmöller, D.; Klenk, B.; Müller, J.; Prati, D.; Schulze, E.D.; Seele, C.; Socher, S.; et al. Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. *Ecol. Manag.* **2011**, *261*, 288–296.
161. Heuze, P.; Schnitzler, A.; Klein, F. Consequences of increased deer browsing winter on silver fir and spruce regeneration in the Southern Vosges mountains: Implications for forest management. *Ann. Sci.* **2005**, *62*, 175–181.
162. Hothorn, T.; Müller, J. Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. *Ecol. Manag.* **2010**, *260*, 1416–1423.
163. Möst, L.; Hothorn, T.; Müller, J.; Heurich, M. Creating a landscape of management: Unintended effects on the variation of browsing pressure in a national park. *Ecol. Manag.* **2015**, *338*, 46–56.
164. Schäfer, D.; Prati, D.; Schall, P.; Ammer, C.; Fischer, M. Exclusion of large herbivores affects understorey shrub vegetation more than herb vegetation across 147 forest sites in three German regions. *PLoS ONE* **2019**, *13*, e3931.
165. Thom, D.; Ammer, C.; Annighöfer, P.; Aszalós, R.; Dittrich, S.; Hagge, J.; Keeton, W.S.; Kovacs, B.; Krautkrämer, O.; Müller, J.; et al. Regeneration in European beech forests after drought: The effects of microclimate, deadwood and browsing. *Eur. J. Res.* **2022**, *142*, 259–273.
166. Winter, M.B.; Baier, R.; Ammer, C. Regeneration dynamics and resilience of unmanaged mountain forests in the Northern Limestone Alps following bark beetle-induced spruce dieback. *Eur. J. Res.* **2015**, *134*, 949–968.
167. Schulze, E.D.; Finér, L.; Bouriaud, O.; Wäldchen, J.; Eisenhauer, N.; Walentowski, H.; Seele, C.; Heinze, E.; Heinze, E.; Pruschitzki, U.; et al. Ungulate browsing causes species loss in deciduous forests independent of community dynamics and silvicultural management in Central and Southeastern Europe. *Ann. Res.* **2014**, *57*, 267–288.

168. Van Hees, A.F.M.; Kuiters, A.T.; Slim, P.A. Growth and development of silver birch, pedunculate oak and beech affected by deer browsing. *Ecol. Manag.* **1996**, *88*, 55–63.
169. Kuiters, A.T.; Kuiters, A.T.; Slim, P.A. Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biol. Conserv.* **2002**, *105*, 65–74.
170. Kupferschmid, A.D.; Zimmermann, S.; Zimmermann, S.; Bugmann, H. Browsing regime and growth response of naturally regenerated *Abies alba* saplings along light gradients. *Ecol. Manag.* **2013**, *310*, 393–404.
171. Cunningham, C.; Zimmermann, N.E.; Stoeckli, V.; Bugmann, H. Growth of Norway spruce (*Picea abies* L.) saplings in subalpine forests in Switzerland: Does spring climate matter? *Ecol. Manag.* **2006**, *228*, 19–32.
172. Moser, B.; Schütz, M.; Hindenlang, K.E. Importance of alternative food resources for browsing by roe deer on deciduous trees: The role of food availability and species quality. *Ecol. Manag.* **2006**, *226*, 248–255.
173. Senn, J.; Suter, W. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: Beliefs in search of supporting data. *Ecol. Manag.* **2003**, *181*, 151–164.
174. Kupferschmid, A.D.; Bütikofer, L.; Hothorn, T.; Schwyzer, A.; Brang, P. Ungulate species and abundance as well as environmental factors determine the probability of terminal shoot browsing on temperate forest trees. *Forests* **2020**, *11*, 764.
175. Kupferschmid, A.D. Selective browsing behaviour of ungulates influences the growth of *Abies alba* differently depending on forest type. *Ecol. Manag.* **2018**, *429*, 317–326.
176. Häslér, H.; Senn, J. Ungulate browsing on European silver fir *Abies alba*: The role of occasions, food shortage and diet preferences. *Wildl. Biol.* **2012**, *18*, 67–74.
177. Plumb-Gryn, G.; Kowalczyk, R.; Hernandez-Blanco, J. Bison Bonasus. 2020, IUCN Assesement, 2020, 22 Pages. Available online: <https://www.iucnredlist.org/species/2814/45156279> (accessed on 23 July 2024).
178. Krasińska, M.; Krasiński, Z.A. *European Bison the Nature Monograph*, 2nd ed.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2013.
179. Caboń-Raczyńska, K.; Krasińska, M.; Krasiński, Z.; Wójcik, J. Rhythm of daily activity and behavior of European Bison in the Białowieża Forest in the period without snow cover. *Acta Theriol.* **1987**, *32*, 335–372.
180. Borowski, S.; Kossak, S. The natural food preferences of the European bison in seasons free of snow cover. *Acta Theriol.* **1972**, *17*, 151–169.
181. Tudoran, G.M.; Zotta, M. Adapting the planning and management of Norway spruce forests in mountain areas of Romania to environmental conditions including climate change. *Sci. Total Environ.* **2020**, *698*, 133761.

182. Turnock, D. The romanian carpathians under communism: The changing significance of a mountain region. *Rev. Hist. Geogr. Toponomast.* **2006**, *1*, 157–206.
183. Savin, Y.V.; Zaripov, Y.V.; Belov, L.A.; Zalesova, E.S.; Shubin, D.A. *Effect of Elk and Roe on Forest Cultures of Pine and Spruce Conservation*; Ural State Forestry Engineering University: Ekaterinburg, Russia, 2017.
184. Belov, L.A. *The Influence of Roe Deer on Natural and Artificial Reforestation of the Dzhabyk-Karagai Pine Forest*; Ministry of Natural Resources of the Russian Federation: Moscow, Russia, 2008. (In Russian)
185. Balčiauskas, L.; Kawata, Y. Red Deer in Lithuania: History, Status and Management. *Sustainability* **2022**, *14*, 14091.
186. Padaiga, V. The counting of winter pellet groups of cervines as the method of assessment of their browsing pressure and population structure. *Balt.* **1998**, *4*, 36–41.
187. Mysterud, A.; Østbye, E. Roe deer (*Capreolus capreolus*) browsing pressure affects yew (*Taxus baccata*) recruitment within nature reserves in Norway. *Biol. Conserv.* **2004**, *120*, 545–548.
188. Kolstad, A.L.; Austrheim, G.; Solberg, E.J.; De Vriendt, L.; Speed, J.D.M. Pervasive moose browsing in boreal forests alters successional trajectories by severely suppressing keystone species. *Ecosphere* **2018**, *9*.
189. Klopčič, M.; Mina, M.; Bugmann, H.; Bončina, A. The prospects of silver fir (*Abies alba* Mill.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) in mixed mountain forests under various management strategies, climate change and high browsing pressure. *Eur. J. Res.* **2017**, *136*, 1071–1090.
190. Sofletea, N.; Curtu, L. *Dendrologie*; Editura Universitatii Transilvania: Brasov, Romania, 2007.
191. Muñoz-Reinoso, J.C. Effects of deer browsing in a Mediterranean coastal juniper stand. *Forestry* **2017**, *90*, 304–311.
192. Reimoser, F.; Armstrong, H.; Suchant, R. Measuring forest damage of ungulates: What should be considered. *Ecol. Manag.* **1999**, *120*, 47–58.
193. Vospernik, S.; Reimoser, S.; Reimoser, S. Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *Ecol. Manag.* **2008**, *255*, 530–545.
194. Reimoser, F. Nature Conservation Steering the impacts of ungulates on temperate forests. *J. Nat. Conserv.* **2003**, *10*, 243–252.
195. Bergeron, D.H.; Bergeron, D.; Pekins, P.J.; Jones, H.; Leak, W.B. Moose browsing and forest regeneration: A case in Northern New Hampshire. *Alces* **2011**, *47*, 39–51.

196. Weigand, J.F.; Haynes, R.W.; Tiedemann, A.R.; Riggs, R.A.; Quigley, T.M. Economic assessment of ungulate herbivory in commercial forests of eastern Oregon and Washington, USA. *For. Ecol. Manag. Elsevier, Amsterdam* **1993**, *61*, 137–155.
197. Diaci, J. Regeneration dynamics in a Norway spruce plantation on a silver fir-beech forest site in the Slovenian Alps. *For. Ecol. Manag., Elsevier, Amsterdam* **2001**, *161*, 27–38.
198. Simard, M.A.; Dussault, C.; Huot, J.; Côté, S.D. Is hunting an effective tool to control overabundant deer? A test using an experimental approach. *J. Wildl. Manag.* **2013**, *77*, 254–269.
199. Boer, A.H. Hunting: A product or a tool for wildlife managers? *Alces* **1991**, *27*, 74–78.
200. Harmer, R. Survival and new shoot production by artificially browsed seedlings of ash, beech, oak and sycamore grown under different levels of shade. *Ecol. Manag.* **1999**, *116*, 39–50.
201. Barton, O.; Gresham, A.; Healey, J.R.; Cordes, L.S.; Shannon, G. The effects of population management on wild ungulates: A systematic map of evidence for UK species. *PLoS ONE* **2022**, *17*, e0267385.
202. Valente, A.M.; Acevedo, P.; Figueiredo, A.M.; Fonseca, C.; Torres, R.T. Overabundant wild ungulate populations in Europe: Management with consideration of socio-ecological consequences. *Mamm. Rev.* **2020**, *50*, 353–366.
203. Ramirez, J.I.; Jansen, P.A.; Poorter, L. Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. *Ecol. Manag.* **2018**, *424*, 406–419.
204. Coulson, T. The Science of Overabundance: Deer Ecology and Population Management. *Biodivers. Conserv.* **1999**, *8*, 1719–1721.
205. Healy, W.M.; de Calesta, D.S.; Stout, S.L. A research perspective on white-tailed deer overabundance in the northeastern United States. *Wildl. Soc. Bull.* **1997**, *25*, 259–263.
206. Clasen, C.; Griess, V.C.; Knoke, T. Financial consequences of losing admixed tree species: A new approach to value increased financial risks by ungulate browsing. *Policy Econ.* **2011**, *13*, 503–511.
207. Kittredge, D.B.; Ashton, P.M.S. Impact of Deer Browsing on Regeneration in Mixed Stands in Southern New England. *North. J. Appl. For.* **1995**, *12*, 115–120.
208. DeGraaf, R.M.; Healy, W.M.; Brooks, R.T. Effects of thinning and deer browsing on breeding birds in New England oak woodlands. *Ecol. Manag.* **1991**, *41*, 179–191.
209. Castleberry, S.B.; Ford, W.M.; Miller, K.V.; Smith, W.P. Influences of herbivory and canopy opening size on forest regeneration in a southern bottomland hardwood forest. *Ecol. Manag.* **2000**, *131*, 57–64.

210. Cretaz, A.L.; Kelty, M.J. Development of tree regeneration in fern-dominated forest understories after reduction of deer browsing. *Restor. Ecol.* **2002**, *10*, 416–426.
211. Rea, R.V. Impacts of moose (*Alces alces*) browsing on paper birch (*Betula papyrifera*) morphology and potential timber quality. *Silva Fenn.* **2011**, *45*, 227–236.
212. Beguin, J.; Pothier, D.; Prévost, M. Can the impact of deer browsing on tree regeneration be mitigated by shelterwood cutting and strip clearcutting. *Ecol. Manag.* **2009**, *257*, 38–45.
213. Chollet, S.; Padié, S.; Stockton, S.; Allombert, S.; Gaston, A.J.; Martin, J.L. Positive plant and bird diversity response to experimental deer population reduction after decades of uncontrolled browsing. *Divers. Distrib.* **2016**, *22*, 274–287.
214. Cook-Patton, S.C.; LaForgia, M.; Parker, J.D. Positive interactions between herbivores and plant diversity shape forest regeneration. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **2014**, *281*.
215. Pekin, B.K.; Wisdom, M.J.; Endress, B.A.; Naylor, B.J.; Parks, C.G. Ungulate browsing maintains shrub diversity in the absence of episodic disturbance in seasonally-arid conifer forest. *PLoS ONE* **2014**, *9*, e86288.
216. Burņeviča, N.; Ozoliņš, J.; Gaitnieks, T. Vertebrate herbivore browsing and impact on forest production. *For. Microbiol.* **2022**, *3*, 251–262.
217. Grisez, T. Slash Helps Protect Seedlings From Deer Browsing. *J. For.* **1960**, *58*, 385–387.
218. Redick, C.H.; Jacobs, D.F. Mitigation of deer herbivory in temperate hardwood forest regeneration: A meta-analysis of research literature. *Forests* **2020**, *11*, 1220.
219. Van Lerberghe, P. *Protecting Trees from Wildlife Damage-Mesh Tree Guards*; CNPF-IDF: Paris, France, 2014.
220. Berger, J.; Stacey, P.B.; Bellis, L.; Johnson, M.P. A mammalian predator-prey imbalance: Grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecol. Issues Conserv.* **2001**, *11*, 947–960.
221. Arnett, E.B.; Southwick, R. Economic and social benefits of hunting in North America. *Int. J. Environ. Stud.* **2015**, *72*, 734–745.
222. Cotta, V. *Economia Vânătorului și Salmonicultură*; Editura Agricolă de Stat: Bucharest, Romania, 1956.
223. Warren, R.J.; Warnell, D.B. Overview of fertility control in urban deer management. In Proceedings of the 2000 Annual Conference of the Society for Theriogenology, San Antonio, TX, USA, 30 November–2 December 2000; pp. 237–246.
224. Ripple, W.J.; Larsen, E.J.; Renkin, R.A.; Smith, D.W. Trophic cascades among wolves, elk and aspen on Yellowstone National Park's northern range. *Biol. Conserv.* **2001**, *102*, 227–234.

225. Fortin, D.; Beyer, H.L.; Boyce, M.S.; Smith, D.W.; Duchesne, T.; Mao, J.S. Wolves influence elk movements: Behaviour shapes a trophic cascade in Yellowstone National Park. *Ecology* **2005**, *86*, 1320–1330.
226. Brown, J.S.; Laundré, J.W.; Gurung, M. The Ecology of Fear: Optimal Foraging, Game Theory, and Trophic Interactions. *J. Mammal.* **1999**, *80*, 385–399.
227. Ripple, W.J.; Beschta, R.L. Wolf reintroduction, predation risk, and cottonwood recovery in Yellowstone National Park. *Ecol. Manag.* **2003**, *184*, 299–313.
228. Theuerkauf, J.; Rouys, S. Habitat selection by ungulates in relation to predation risk by wolves and humans in the Białowieża Forest, Poland. *Ecol. Manag.* **2008**, *256*, 1325–1332.
229. Je, W.; Je, B.; Okarma, H.; Schmidt, K.; Zub, K.; Musiani, M. Prey selection and predation by wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland. *J. Mammal.* **2000**, *81*, 197–212.
230. Sand, H.; Wikenros, C.; Wabakken, P.; Liberg, O. Cross-continental differences in patterns of predation: Will naive moose in Scandinavia ever learn? *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **2006**, *273*, 1421–1427.
231. Gervasi, V.; Sand, H.; Zimmermann, B.; Mattisson, J.; Wabakken, P.; Linnell, J.D.C. Decomposing risk: Landscape structure and wolf behavior generate different predation patterns in two sympatric ungulates. *Ecol. Appl.* **2013**, *23*, 1722–1734.
232. McCullough, D.R.; Andersen, R.; Duncan, P.; Linnell, J.D.C. The European Roe Deer: The Biology of Success. *J. Wildl. Manag.* **2000**, *64*, 608.
233. Linnell, D.C.; Aanes, R.; Swenson, S. Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: A review. *Biodivers. Conserv.* **1997**, *6*, 1245–1257.
234. Franchini, M.; Corazzin, M.; Bovolenta, S.; Filacorda, S. The Return of Large Carnivores and Extensive Farming Systems: A Review of Stakeholders' Perception at an EU Level. *Animals* **2021**, *11*, 1735.
235. Putman, R.; Langbein, J.; Green, P.; Watson, P. Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. *Mammal. Rev.* **2011**, *41*, 175–196.

CHAPTER 3: TRACKING POPULATION TRENDS: INSIGHTS FROM DEER HUNTING HARVESTS IN THE BALTICS, CENTRAL, AND EASTERN EUROPE

Rezultatele acestui studiu au fost publicate în Central European Forestry Journal (Ionescu, O., Hardalau, D., Bakševičius, M., Manton, M., Popovici, D.-C., Codrean, C., Ionescu, G., & Iordache, D. (2025). Tracking population trends: Insights from deer hunting harvests in the Baltics, Central, and Eastern Europe. *Cent. Eur. For. J.*, 71,)

3.1. Introducere

Dinamica și distribuția populației de ungulate sunt vitale pentru menținerea integrității ecologice și pentru echilibrarea activităților umane, cum ar fi silvicultură, agricultura și gestionarea faunei sălbatice. Specii precum cerbul (*Cervus elaphus* L.), căpriorul (*Capreolus capreolus* L.) și cerbul lopătar (*Dama dama* L.) reprezintă nu numai specii importante de vânat, dar joacă și roluri cheie în modelarea vegetației (Cook-Patton et al., 2014; Pekin și colab., 2014), influențând biodiversitatea (Adkari și colab., 2014; Coulson, 1999; Vavra et al., 2007) și servesc drept pradă pentru carnivore mari (Clark & Hebblewhite, 2021; Linnel și colab., 1997). Cele trei specii de ungulate se numără printre cele mai comune specii de cervide din Europa, caracterizate prin aria lor extinsă și un număr substanțial al populației.

Cerbul are una dintre cele mai mari distribuții, fiind întâlnit nu doar în Europa, ci și în Africa, Asia, America de Nord și de Sud. Această specie este absentă doar din nordul Scandinaviei și din cea mai mare parte a Rusiei europene, fiind întâlnită chiar și în Insulele Britanice și Sardinia (Burbaite & Csányi, 2010; Lovari et al., 2019). Dintre speciile studiate, cerbul are cea mai mare greutate corporală, iar habitatul lor acoperă o gamă altitudinală mai mare, fiind întâlnit de la pajiștile alpine până la câmpurile agricole joase (Cotta et al., 2001; Szemethy L et al., 1998). Ca ungulat poligam, (Clutton-Brock & Lonergan, 1994) populațiile de cerb care nu sunt expuse prădăr tind să aibă un raport de sex adult care favorizează femelele, variind de obicei de la 1,5 până la 2 femele pentru fiecare mascul.

Căpriorul poate fi considerat cea mai abundentă și răspândită specie din Europa, cu excepția sudului Greciei, părților din sudul Italiei și Peninsula Iberică, Irlanda, Islanda și unele insule mediteraneene precum Corsica, Sardinia și Sicilia (Sommer et al., 2009; Torres et al., 2015). Căpriorul este cea mai mică specie, dar este cea mai bine reprezentată prin numere, care se suprapune adesea cu cerbul (Cotta et al., 2001; Lovari et al., 2017). Există o mare inconsecvență și variație în raportul dintre sexe ale căpriorului, influențată de diverși factori intra și interspecifici, de prădare și de condițiile de habitat (Hewison și colab., 1999; Macdonald & Johnson, 2008; Vreugdenhil și colab., 2007).

Cerbul lopătar, este originar din Asia Mică, sudul Anatoliei, Sicilia, sudul Italiei și sudul peninsulei Balcanice. În prezent, este una dintre cele mai răspândite specii de cervide din Europa, fiind introdusă pe majoritatea continentului (Chapman & Chapman, 1980; De Marinis et al., 2022; Ludwig et al., 2012). Cu o greutate corporală între celelate specii studiate, lopătarii sunt mai sociabili decât celelalte specii (Cotta et al., 2001). În ceea ce privește intervalul de habitat, cerbul lopătar preferă zonele de altitudine mai joasă și de obicei nu se suprapun cu căprioarele și cerbi, împingându-le adesea în afara habitatului lor (Ferretti et al., 2011). Raportul dintre bărbați și femei la naștere este de aproximativ 1:1, cu fluctuații foarte mici (Ueckemann & Hansen, 2002).

Cervidele sunt erbivore influente care afectează direct pozitiv și negativ dinamica pădurilor și comunitățile de plante prin activitățile lor de vătămare (Pellerin et al., 2010). Rolul lor ca specii de pradă este, de asemenea, critic. Carnivorele mari precum lupii (*Canis lupus* L.) și râsul (*Lynx lynx* L.) depind de populațiile de cervide (Sunde P et al., 2000). În regiunile în care populațiile de prădători sunt scăzute sau absente din cauza intervenției umane, populațiile de cervide au crescut, ceea ce duce la presiuni mai semnificative ale erbivorului asupra ecosistemelor (Ripple & Beschta, 2012a; van Beeck Calkoen și colab., 2023)

Interacțiunea dintre populațiile de cervide și regenerarea pădurilor este o preocupare centrală pentru silvicultură (Ramirez et al., 2018). În multe regiuni, cervidele limitează regenerarea speciilor de arbori importanți din punct de vedere comercial, cum ar fi speciile de stejar (Cutini et al., 2015; Drexhage & Colin, 2003; Partl et al., 2002), speciile Aceraceae (Cermak P. & Mikva R, 2006; Fuchs et al., 2006; Fuchs et al. Mrkva, 2000). În cazul speciilor de conifere, o problemă comună identificată în literatura de specialitate este tendința de înlocuire a bradului argintiu cu molid prin răsfoire. (Bernard și colab., 2017; Heuze și colab., 2005b). Pe lângă răsfoire, alte tipuri de daune, cum ar fi zdrelirea scoarței sau roaderilor (Konôpka și colab., 2024), sunt problematice în zonele cu densități mari de ungulate. Pentru a atenua impactul ungulatului, administratorii de pădure folosesc adesea măsuri precum vânătoarea controlată. Ungulatele sunt o parte integrantă a culturii vânătorii și a economiei rurale în multe părți ale Europei (Mysterud et al., 2020). Ar trebui să se acorde o importanță semnificativă sacrificării și menținerii unui raport adecvat de sex în cadrul populației adulte. Uneori, raportul de sex nu este bine menținut, numărul de femele depășind numărul de masculi, devinând de la raportul ideal de 1:1 (Clutton-Brock TH et al., 2002). Raportul ideal de sex pentru cerb, căprior și lopătar este considerat a fi 1:1 (50:50), valoare la care generațiile nu se suprapun, iar împerecherea este strict aleatorie (Sinclair et al., 2006). Vânătoarea oferă o sursă de venit prin turismul vânatului, producția de carne și servește, de asemenea, ca instrument de control al populației (Apollonio et al., 2010). Cu toate acestea, deoarece femelele sunt adesea considerate mai puțin valoroase decât masculii și deoarece vânătorii sunt reticenți în a le recolta, există o presiune mai mare asupra masculilor în anumite populații (Festa-Bianchet, 2003). Selecția ungulatelor nu ar trebui să se bazeze numai pe recoltarea masculilor; recoltarea femelelor este la fel de importantă. De-a lungul timpului, populațiile de ungulate pot deveni incontrollabile, iar supraabundența cervidelor poate duce la conflicte cu activitățile umane, inclusiv daune pădurii și culturilor și coliziuni crescute cu vehicule (Delahay și

colab., 2007). Astfel, înțelegerea dinamicii populației și a distribuției cervidelor este esențială pentru sustenabilitatea atât a ecosistemelor, cât și a mijloacelor de trai umane.

Acest lucru necesită abordări integrate care evaluează tendințele populațiilor de cervide și distribuția acestora. În mod tradițional, populațiile de cervide sunt estimate folosind diverse metode de eșantionare efectuate de vânători, manageri cinegeticieni și ministerele relevante, care sunt apoi raportate la scară regională sau națională (Done et al., 2024). Cu toate acestea, aceste metode de evaluare a populațiilor mari pot fi consumatoare de timp și costisitoare și inexacte, deoarece zona de studiu și numărul populației pot fi prea mari pentru a fi numărate eficient (Amos și colab., 2014; Daniels, 2006; Davis și colab., 2020; Forsyth și colab., 2022; Burbaitė & Csányi, 2009; Burbaite & Csányi, 2010; Milner et al., 2006). Prin utilizarea datelor reale partajate de vânători și managerii cinegeticieni prin diferite sisteme de raportare bazate pe recoltă, informațiile pot fi considerate mai demne de încredere și pot fi folosite chiar și pentru a proiecta estimările numărului populației. Pe măsură ce se aplică managementul modern al faunei sălbatice, numărul de vânat recoltat anual este gestionat pentru a evita supraexploatarea și pentru a menține un echilibru în populațiile de vânat.

Scopul acestui studiu este de a evalua și de a descrie tendințele a trei populații de cervide europene (cerbul roșu, căprior și căprioară) pentru perioada 2012-2022, utilizând numărul recolte. În primul rând, vor fi calculate tendințele de creștere ale celor trei specii de ungulate, anul 2012 fiind anul de referință. În al doilea rând, numărul populației pentru cele trei specii pentru 2022 va fi proiectat pe baza a trei scenarii diferite privind rata de recoltare.

3.2. Materiale și metode

3.2.1. Zona de studiu

Acest studiu s-a concentrat pe 14 țări din țările baltice, din Europa Centrală și de Est.

În Țările Baltice, s-au găsit date pentru toate cele trei țări: Estonia, Letonia și Lituania. În regiunea Europei Centrale, au fost culese date din Germania, Elveția, Austria, Slovenia, Slovacia, Republica Cehă, Polonia și Ungaria; cu toate acestea, datele din Liechtenstein nu au fost disponibile. În Europa de Est, au fost colectate date din Belarus, România, Moldova, Serbia și Ucraina, în timp ce datele din Rusia europeană nu au fost identificate. Din cauza neconcordanțelor în datele din Moldova, Serbia și Ucraina, aceste țări au fost excluse din studiu. În cazul Moldovei, numerele au fost descrise pe scurt doar pentru animalele „copite”. Pentru Serbia, datele despre sacii de vânătoare au fost raportate de două ori mai degrabă decât în mod continuu, iar pentru Ucraina, datele au fost disponibile numai pentru perioada 2018-2020. Din cele 14 țări incluse, au fost disponibile date suficiente pentru căprioarele roșii și căprioarele în toate acestea. Cu toate acestea, Belarus, Slovenia și Elveția nu aveau date pentru cerbul lopătar. Alte zone ale Europei nu au fost incluse în studiu din cauza datelor inconsecvente sau pentru că datele nu au fost disponibile public pentru toți anii analizați. Includerea țărilor în care aceste specii sunt mai puțin comune sau unde diferite subspecii sunt mai răspândite

ar diminua atenția și relevanța constatărilor. Speciile de ungulate selectate sunt fie cele mai abundente, fie au cunoscut creșteri semnificative ale populației în ultimele decenii în țările baltice, Europa Centrală și de Est. Elanii nu au fost selectați pentru studiu din cauza zonei lor de distribuție mai nordice, iar cerbii sika au fost excluși din cauza zonei lor reduse.

3.2.2. Colectarea datelor

Această lucrare propune o abordare alternativă pentru înțelegerea evoluției populațiilor de cervide prin utilizarea recoltei. Recolta este un parametru care reprezintă numărul total de exemplare recoltate de la o specie, raportat anual de managerii și vânzători. Acest indicator poate fi mai de încredere, deoarece cifrele sunt raportate în conformitate cu reglementări specifice, mai degrabă decât estimate prin diferite tehnici de monitorizare a faunei sălbatice (Marrocoli et al., 2019). Deși metodele de monitorizare pot oferi o bună reprezentare statistică, ele pot duce la dubla numărare sau omiterea indivizilor (de exemplu, în zonele muntoase îndepărtate, lipsite de infrastructură adecvată) (Apollonio et al. 2017). Chiar dacă sunt importanți factori precum mortalitățile cauzate de coliziunile dintre căprioare și vehicule, braconajul (Eliason 1999) și prădarea (Ballard 2003), această lucrare se va concentra exclusiv asupra pungii de vânătoare.

Numerele recoltei pentru cerb, căprior și au fost obținute din bazele de date statistice naționale și din ministerele relevante. Deși acuratețea datelor despre recolta de vânătoare variază de la o țară la alta din cauza sistemelor de raportare diferite, este considerată mai fiabilă decât estimările populației. În consecință, datele sacilor de vânătoare oferă o bază mai sigură pentru analiza tendințelor (Carvalho et al., 2024). Perioada de studiu a durat un deceniu, din 2012 până în 2022, pentru a oferi o cronologie cuprinzătoare. Ultimul an de investigație a fost stabilit ca 2022, deoarece datele pentru 2023 și 2024 nu fuseseră actualizate pentru toate țările.

3.2.3. Statistical analysis

Toate analizele se vor baza exclusiv pe recoltă și pe parametrii aferenți pentru a sublinia importanța și fiabilitatea acestuia. Baza de date și vizualizarea au fost create folosind Microsoft Excell 16.91. Toate analizele statistice au fost efectuate folosind IBM SPSS Statistics 29.0.2.0. În primul rând, pentru a evalua tendința de creștere a recoltei pentru fiecare țară, a fost calculată o tendință de creștere relativă pe baza cifrelor furnizate, cu 2012 desemnat ca an de referință. După evaluarea fiecărei țări, a fost creată o hartă care ilustrează tendința generală și a fost stabilită o tendință generală de creștere pe baza creșterii medii. Pentru tendința de creștere relativă, diferența dintre anul de referință și anul următor a fost împărțită la valoarea anului următor (Formula 1):

Formula 1

$$RG1 = \frac{y_{2013}-y_{2012}}{y_{2012}} \dots RG10 = \frac{y_{2022}-y_{2012}}{y_{2012}},$$

unde RG=creștere relativă

y2012= referința valorii sacului de vânătoare

y2022= valoarea sacului de vânătoare pentru anul specific

În al doilea rând, pe baza studiilor realizate de (Bijl & Csányi, 2022; Cotta et al., 2001), recolta a fost folosit ca indicator al estimărilor populației. În această chestiune, o proiecție a mărimii populației pentru fiecare țară a fost calculată la rate diferite de recoltare. Se crede că rata de recoltare reprezintă 20% până la 30% din dimensiunea totală a populației; valorile care depășesc 30% pot duce la supraexploatarea speciilor de cerbi și pot împiedica creșterea naturală a populației. Pentru acest studiu, proiecția a fost realizată și folosind o rată de recoltare de 40%, deoarece unele țări folosesc o rată chiar mai mare pentru a menține sub control numărul de ungulate (Burbaitė & Csányi, 2009; Burbaitė & Csányi, 2010).

3.3. Rezultate

3.3.1. Creșterea relativă a recoltei în țările baltice, Europa Centrală și de Est

La cerb, cea mai mare creștere relativă a recoltei a fost înregistrată în Belarus și Lituania, cu o creștere de 645,5% și respectiv 639,9%. Au urmat Letonia cu 330,0%, Estonia cu 134,9%, România cu 129,8%, Slovacia cu 122,83%, Croația cu 95,7%, Ungaria cu 70,0%, Slovenia cu 63,8%, Elveția cu 47,6% și Cehia cu 42,4%. În schimb, a fost observată o tendință de scădere atât în Austria, cât și în Germania, cu scăderi de -2,2%, respectiv -2,0%. Dintre trei dintre țările studiate - Estonia, Lituania și România - valoarea relativă a exemplarelor recoltate de cerb în 2012 a fost de aproximativ 1.650. În special, până în 2022, ratele relative de creștere au fost de 134,9% pentru Estonia, 129,8% pentru România și un impresionant 639,9% pentru Lituania.

În ceea ce privește căpriorul, Estonia a avut o creștere impresionantă de 1232,4%, urmată de Letonia cu 668,4% și Belarus cu 302,7%. Creșteri impresionante au înregistrat și România și Slovacia, cu valori de 102,45%, respectiv 122,8%, în timp ce Lituania a înregistrat o creștere de 56,9%. Slovenia a cunoscut o tendință de scădere de -7,6%, în timp ce Elveția a menținut o tendință stabilă la 0,3%. Restul țărilor au înregistrat valori de creștere cuprinse între 3,3% și 25,8%.

Datele despre recolta de cerb lopătar nu au fost disponibile pentru Belarus, Estonia, Letonia, Slovenia și Elveția, așa că creșterea relativă a fost calculată doar pentru țările rămase. În afară de Germania, care a înregistrat o tendință de scădere de -6,2%, toate celelalte țări au demonstrat o creștere a numărului recoltei. Cea mai mică creștere a fost înregistrată în Polonia, cu 38,2%, în timp ce celelalte țări au raportat rate de creștere de peste 65%. Cea mai mare creștere a fost observată

în Lituania cu 1138,7%, urmată de Slovacia cu 389,9%, Cehia cu 135,6%, România cu 113,4%, Croația cu 111,2%, Ungaria cu 103,4% și Austria cu 65,7%.

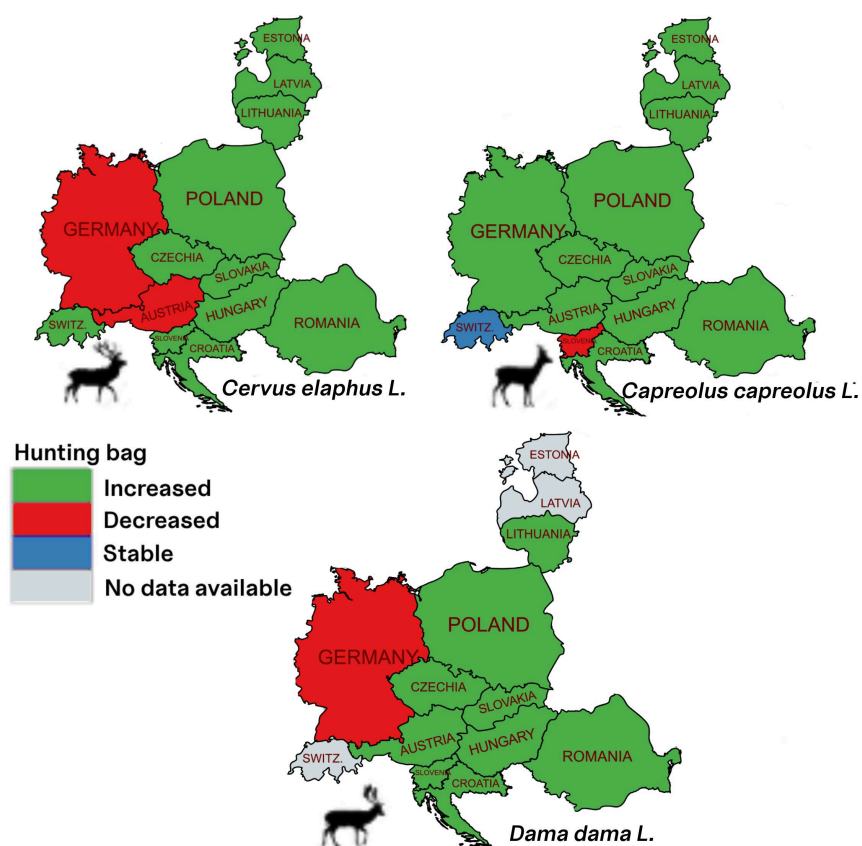


Figure 3.1. Changes in deer hunting bags in selected countries of the Baltics, Central and Eastern Europe between 2012 and 2022.

În general, tendințele populației celor trei specii au crescut în întreaga zonă de studiu. La nivelul țărilor baltice, Europei Centrale și de Est, cea mai mare creștere relativă a recoltei a fost înregistrată pentru populația de cerb lopătar (54,1%), urmată de cerbul comun cu o creștere de 50,2% și căprior cu 15,7% (Figura 3.2).

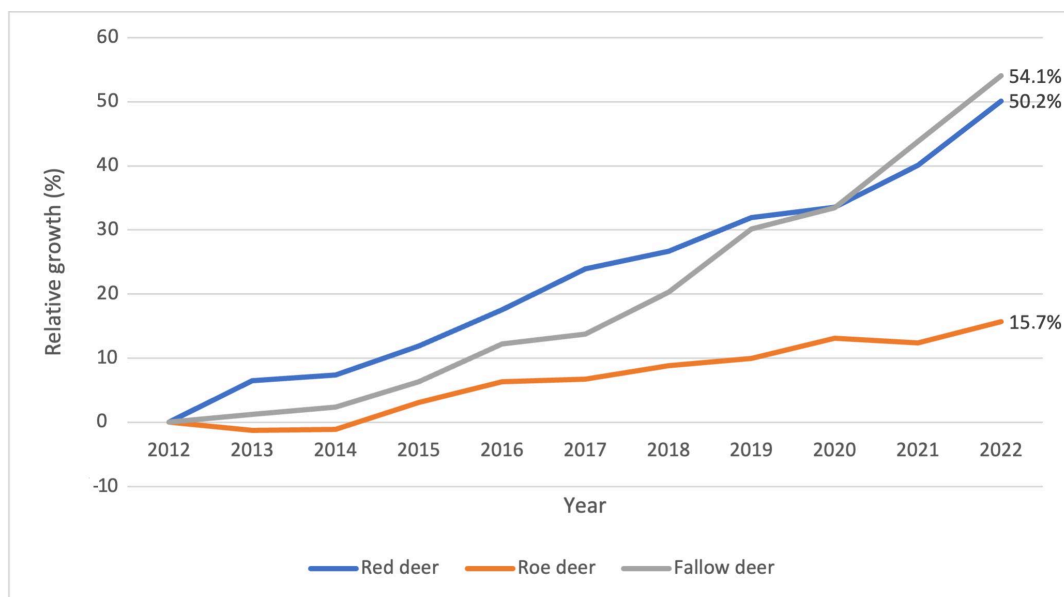


Figure 3.2. Relative growth in hunting bags in selected countries from Baltics, Central and Eastern Europe.

3.3.2. Deer population in Baltics, Central and Eastern Europe based on the hunting bag

Pe baza mărimii estimate teoretic a populației pentru 2022 în 14 țări europene, au fost utilizate 3 rate de recoltare: 40%, 30% și 20%. Pe baza acestor proiecții, numărul estimat de cerb variază de la 1.242.600 la 2.485.200 de indivizi, estimarea populației de căpriori variază între 5.828.700 și 11.148.000 de indivizi, în timp ce populația de cerb lopătar este estimată între 422.700 și 428.700 de indivizi.

Table 3.2. Population estimation based on adjusted values from hunting bag (thousands) in selected countries from Baltics, Central and Eastern Europe in 2022

Country	Species								
	Red deer			Roe deer			Fallow deer		
Harvest rate	40%	30%	20%	40%	30%	20%	40%	30%	20%
Austria	144	191	289	728	961	1456	3	4	6
Belarus	15	20	31	67	88	133	0	0	0
Estonia	82	109	164	285	377	571	0	0	0
Czech Republic	14	18	27	45	59	89	97	128	193

Croatia	16	22	33	103	136	206	4	5	8
Germany	187	247	374	3264	4309	6529	162	214	323
Hungary	203	268	406	274	361	547	52	68	103
Latvia	60	79	120	88	117	177	0	0	0
Lithuania	37	49	74	63	83	126	2	3	5
Poland	269	356	539	505	667	1010	27	36	54
Romania	12	15	23	71	94	142	4	5	8
Slovakia	146	193	293	146	193	293	75	99	150
Slovenia	22	29	45	77	102	154	0	0	0
Switzerland	34	45	69	113	149	225	0	0	0
TOTAL	1243	1640	2485	5829	7694	11657	423	558	845

3.3. Discuții

Pe baza constatărilor acestui studiu, toate cele trei specii au arătat o tendință de creștere în creșterea recoltei. Această creștere a recoltei sugerează o creștere corespunzătoare a populației. În România, toate cele trei specii au demonstrat o tendință ascendentă în perioada studiată, atribuită în primul rând adoptării unui plan modern de management al faunei sălbatice, care pune accent pe normalizarea atât a numărului populației, cât și a raporturilor dintre sexe. Din anii 2010, gestionarea fondurilor de vânătoare a fost încredințată administratorilor privați, administratorilor de păduri și asociațiilor județene, urmând reglementări stricte, planuri de recoltare și tehnici de monitorizare. În plus, datorită densității mari a carnivorelor mari, cerbul și căpriorul au migrat la altitudini mai mici și în apropierea culturilor agricole, unde au început să atingă densități abundente (Hardalau și colab., 2025).

Cea mai mare creștere globală a fost înregistrată pentru cerbul lopătar, cu o creștere de 54,1%. Această specie a fost influențată antropic în distribuția sa și este una dintre animalele cele mai naturalizate din lume, în afară de animalele domestice sau sălbatice (Esattore et al., 2022). Cea mai mare creștere a fost identificată în Lituania, cu o creștere de 1138,7%. Această creștere poate fi explicată prin eforturile de a crea o populație stabilă de cerb în Lituania. A doua cea mai mare creștere a fost identificată în Slovacia, cu o creștere de 389,9%, urmată de Cehia cu 164,9%. Aceste creșteri

sunt atribuite în primul rând eforturilor de gestionare determinate de popularitatea cerbului lopătar ca specie de vânat în aceste țări, precum și evadării lopătarului din ferme.

Cerbul a devenit una dintre cele mai răspândite specii în ultimele decenii, cu o creștere globală de 50,2% a recoltei, deoarece populațiile lor au crescut în majoritatea țărilor studiate, cu excepția Austriei și Germaniei. În special în Germania, populația de cerb este deja suprasaturată, iar eforturile de reducere a numărului acestora au constituit o preocupare de lungă durată pentru vânători pentru a preveni daunele aduse silviculturii și agriculturii (Gerner et al., 2011; Heinze et al., 2011b; Hothorn & Müller, 2010b). Deoarece tendința din Germania și Austria arată o scădere a populațiilor de cerbi, se poate admite că aceste țări gestionează problema în mod eficient. Atât în Belarus, cât și în Lituania recolta de vânătoare a crescut drastic, cu peste 600% în perioada studiată. În cazul Belarusului, odată cu adoptarea unui management modern al vânătoriei și a unei metode adecvate de monitorizare, populația de cerb și căprior a făcut să explodeze (Shumski et al., 2017). În Lituania, creșterea și densitățile mari de cerb se datorează în primul rând imigrației și relocărilor după cel de-al Doilea Război Mondial, în special după adoptarea unor planuri de management adecvate în anii 2000 și creșterea recoltării finale a pădurilor, care are ca rezultat o disponibilitate mai mare a arboretelor tinere pentru hrana (Balčiauskas & Kawata, 2022). În ultimii cinci ani, populația de cerb din Lituania s-a dublat, ceea ce a dus la creșterea pagubelor aduse culturilor agricole și pădurilor, ceea ce a dus la eliminarea cotei de vânătoare pentru cerb (Bakševičius, nepublicat). Creșterea cu 330% a populației de cerb din Letonia poate fi atribuită în primul rând eforturilor de reintroducere din secolul al XIX-lea și gestionării pădurilor (Baumanis J et al., 2018). De atunci, populația de cerb a suferit schimbări impresionante, permițându-i să ocupe aproape 90% din teritoriul țării și să urmeze un model normal de dezvoltare a populației.

Dintre cele trei specii studiate, capriorul a înregistrat cea mai mică valoare relativă de creștere în recoltă; cu toate acestea, numărul total de recoltare este de aproape cinci ori mai mare decât cel al cerbului (a se vedea Tabelul 3.4, Anexă). Pe parcursul deceniului din 2012 până în 2022, cele mai mari rate de creștere au fost observate în Estonia și Letonia, cu creșteri impresionante de 1232,3% și, respectiv, 668,4%. Reglementările și cotele de vânătoare recent adoptate, împreună cu iernile mai blânde, presiunea prădătorilor mai scăzută și o creștere a culturilor agricole, au creat condiții mai favorabile pentru ca populația de căprioare să prospere (Burbaitė & Csányi, 2009). Creșterea căpriorului în Lituania în ultimele două decenii a făcut din aceasta cea mai abundentă specie de cervide, depășind elanul de 8 până la 12 ori și cerbul de 2 până la 4 ori (Balčiauskas, 2024).

Nu numai că numărul recoltei a crescut în ultimele decenii, dar și numărul populației a crescut exponențial. Pe baza proiecțiilor populației realizate în acest studiu, a fost identificată o similitudine în aceleași țări în comparație cu alte studii efectuate înainte de acesta. În cazul cerbului, având în vedere cea mai mică estimare a populației de 1.243.000 de indivizi, aceste cifre sunt de aproximativ trei ori mai mari decât cele raportate de (Burbaitė & Csányi, 2010) pentru anul 1984 și de 2,2 ori mai

mari decât valorile din anii 2010 pentru aceleași țări. Pentru căpriori, comparativ cu un studiu similar realizat de (Burbaité & Csányi, 2009), cea mai mică estimare de 5.829.000 de indivizi este de 1,82 ori mai mare decât valoarea raportată în 1984 și de 1,31 ori mai mare decât valoarea din anii 2000. Pentru cerbul lopătar, cea mai mică estimare din proiecție este de 423.000 de indivizi, ceea ce este cu doar 15% mai mare decât populația raportată de (Bijl & Csányi, 2022) la începutul anilor 2020, ceea ce corespunde unei creșteri de aproximativ 7,5% în fiecare an a numărului de cerb.

Supraabundența ungulatelor afectează silvicultură, agricultura și siguranța umană în sine. Densitățile mari de ungulate pot duce la supraviețuire, ceea ce reduce supraviețuirea puieților forestieri, modifică compoziția speciilor și împiedică creșterea arborilor (Angelstam et al., 2017; Gill, 1992c). Exploatarea excesivă afectează adesea diversitatea generală a plantelor și calitatea habitatului, ceea ce duce la o schimbare către specii mai puțin palatibile (Bernes et al., 2018), care nu sunt întotdeauna speciile dorite de administratorii de pădure. Deprecierea lemnului cauzată de roaderi și zdreliri are un impact, de asemenea, asupra câștigurilor financiare ale administratorilor de păduri (Gill, 1992c; Ichim, 1989b), în special în zonele în care producția de lemn este o industrie cheie (Suzuki et al., 2021). Un studiu din Slovacia a arătat că arborele regenerate artificial sunt mai susceptibile la roaderi decât cele regenerate natural (Šebeň & Konôpka, 2024). În cazul arboretelor cu regenerare naturală, densitatea puieților este considerabil mai mare, iar puieții afectați sunt considerați „mortalitate compensatorie” (F. Reimoser & Gossow, 1996). În plus, deschiderea de noi goluri de pădure permite instalarea unor specii ușor adaptabile, cum ar fi scorușul (*Sorbus aucuparia* L.), plopul tremurător (*Populus tremula* L.) sau murul (*Rubus hirtus* Waldst. & Kit.) (Edenius & Ericsson, 2015; Konôpka et al., 2018). În unele cazuri, precum Austria, pagubele cauzate de ungulate sectorului forestier au ajuns până la 218 milioane de euro anual între 1990 și 1999 (F. Reimoser & Reimoser, 2010). În cazul avariilor din câmpurile agricole, ungulatele afectează în primul rând culturile de porumb și grâu, reducându-le randamentul la hectar (Bleier et al., 2017). În plus, prin călcare, ele scad înălțimea plantelor și indirect productivitatea plantei (Drimaj et al., 2023). În cazul accidentelor rutiere în care sunt implicate ungulate, numărul incidentelor a depășit milioanele la nivel mondial, pagubele depășind miliarde de euro prin diferite metode de compensare (Langbein et al., 2011).

În prezent, se concentrează gestionarea faunei sălbatice nu pe creșterea dimensiunii populației, ci mai degrabă pe menținerea și reducerea numărului (Barton et al., 2022). Capacitatea de suport este un indicator crucial care ar trebui să fie foarte respectat (del Monte-Luna et al., 2004). Trei aspecte principale ale acestui parametru (ecosistem, economie și acceptare socială), care influențează coexistența dintre ungulate și oameni, ar trebui luate în considerare pentru gestionarea eficientă a faunei sălbatice (Linnell et al., 2020). Administratorii cinegeticieni ar trebui să mențină populațiile de ungulate la niveluri care nu depășesc capacitatea de susținere a ecosistemului, deoarece populațiile excesive pot altera negativ ecosistemul (Apollonio et al., 2017). Ungulatele și alte animale de vânat trebuie menținute la niveluri care să nu cauzeze mai multe daune decât pot susține administratorii de păduri, administratorii cinegeticieni sau ministerele (R. Putman, Apollonio, et al., 2011).

Acceptarea socială trebuie luată în considerare, deoarece un număr mare de ungulate poate crea probleme comunităților locale și fermierilor pe care s-ar putea să nu fie dispuși să le tolereze (Carpio et al., 2024). Ca răspuns, aceste comunități ar putea recurge la metode alternative pentru a reduce populațiile de ungulate pe cont propriu.

Țările implicate în acest studiu folosesc diverse metode pentru a stabili limitele jocului care pot fi susținute de ecosistem, economie, oameni sau o combinație a acestor factori. În cazul României, Ministerul Mediului, Apelor și Pădurilor (Legea 407/2006) a stabilit un număr optim de populație pentru vânat care ar trebui menținut în funcție de caracteristicile anumitor zone. Potrivit (Almasan H., 1989), metoda stabilește limitele care pot fi susținute de 1.000 de hectare de pădure, în funcție de diferitele tipuri de ositate. În plus, pe baza masei corporale a ungulatelor și a nivelului de consum, studiul a propus ca echivalentul unităților de stoc pentru căprioare să fie următorul: pentru fiecare 5 căprior, echivalentul este 1 cerb, iar pentru fiecare 1,78, un lopătar. În mod similar, Ministerul Mediului al Republicii Lituania a stabilit limite de animale la 1.000 ha în funcție de tipul de pădure. În acest caz, pentru fiecare 4 căpriori, echivalentul este 1 cerb. În ambele cazuri, echivalentul unității de stoc nu trebuie să depășească limitele capacității de transport. Deoarece majoritatea ungulatelor coexistă în aceleași zone, ar trebui propusă în întreaga Europă un echivalent de unitate de stoc bazat pe capacitatea de transport, pentru a se asigura că populațiile de ungulate rămân sub control. Prin reducerea numărului de ungulate la niveluri care pot fi susținute ecologic, economic și social, daunele pe care le provoacă pot fi, de asemenea, menținute la niveluri acceptabile. Pentru a controla creșterea a populațiilor de ungulate, ar trebui implementate noi practici de management care promovează sacrificarea și reintroducerea carnivorelor mari. La nivel european, ar trebui stabilită o metodă uniformă de estimare a vânatului și un sistem de raportare a sacilor de vânătoare. În plus, este nevoie de armonizarea intereselor vânătorilor, pădurarilor și fermierilor, ceea ce necesită o abordare coordonată în toate țările UE.

Deși acest studiu a folosit date armonizate, are limitări care decurg din variațiile practicilor de management al faunei sălbatice din Europa. Modelul nostru conceptual a fost aplicat exclusiv recoltei și parametrilor aferenți. Managementul faunei sălbatice variază semnificativ între țările selectate, dimensiunea terenurilor de vânătoare fiind o problemă cheie (Mesinger & Ociecek, 2021). Aceste terenuri pot varia de la proprietăți private de doar câteva hectare până la zone de vânătoare închiriate de până la 30.000 de hectare, iar datele privind această variabilitate nu erau disponibile. În plus, orografia terenului joacă un rol important; unele terenuri de vânătoare sunt situate în zone muntoase îndepărtate, care nu pot fi gestionate la fel de eficient ca cele situate în regiunile plate. Nu au fost luate în considerare densitățile carnivorelor mari și efectele selecției naturale (Linnell și colab., 2001). Studiile viitoare ar trebui, de asemenea, să se concentreze asupra impactului atât al carnivorelor mari, cât și al celor mici, precum și asupra pierderilor datorate mortalității și competiției cu animalele. În plus, studii similare ar trebui dezvoltate pe elan, căprioare sika, mistreți și alte specii de interes. Impactul ungulatelor este o problemă semnificativă pentru ecosisteme, economie și siguranța umană și ar trebui să se pună mai mult accent pe acest subiect.

3.4. Conclusions

Acest studiu s-a concentrat pe creșterea populației de ungulate în 14 țări din țările baltice, Europa Centrală și de Est, un fenomen de mare interes pentru practicieni și cercetători. Abordarea cuantificării creșterii a fost utilizarea sacilor de vânătoare ca parametru principal. Dovezile din studiile anterioare confirmă creșterea robustă a populației de ungulate pe baza recoltei în perioada 2012–2022. În ciuda datelor armonizate utilizate în studiu, există limitări din cauza practicilor variate de gestionare a faunei sălbatice din diferite țări, precum și a influenței terenului și a prezenței mari carnivore. Studiile viitoare ar trebui să se concentreze pe acești factori pentru a dezvolta o înțelegere mai nuanțată a dinamicii ungulatelor.

3.5. References

1. Adhikari, L., Khan, B., Joshi, S., Ruijun, L., Ali, G., Shah, G. M., Ismail, M., Bano, K., Ali, R., Khan, G., Pasakhala, B., & Ali, A. (2021). Community-based trophy hunting programs secure biodiversity and livelihoods: Learnings from Asia's high mountain communities and landscapes. *Environmental Challenges*, 4, 100175. <https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2021.100175>
2. Akoglu, H. (2018). User's guide to correlation coefficients. *Turkish Journal of Emergency Medicine*, 18(3), 91–93. <https://doi.org/10.1016/J.TJEM.2018.08.001>
3. Almasan H. (1989). Bonitatea fondurilor de vânătoare și efectivele la principalele specii de vânat. Redacția de propaganda tehnica agricola.
4. Amos, M., Baxter, G., Finch, N., Lisle, A., & Murray, P. (2014). "I just want to count them! Considerations when choosing a deer population monitoring method." *Wildlife Biology*, 20(6), 362–370. <https://doi.org/10.2981/WLB.00080>
5. Angelstam, P., Manton, M., Pedersen, S., & Elbakidze, M. (2017). Disrupted trophic interactions affect recruitment of boreal deciduous and coniferous trees in northern Europe. *Ecological Applications*, 27(4), 1108–1123. <https://doi.org/10.1002/EAP.1506>
6. Apollonio, M., Andersen, R., & Putman, R. (2010). *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/s1616-5047\(10\)00101-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/s1616-5047(10)00101-1)
7. Apollonio, M., Belkin, V. V., Borkowski, J., Borodin, O. I., Borowik, T., Cagnacci, F., Danilkin, A. A., Danilov, P. I., Faybich, A., Ferretti, F., Gaillard, J. M., Hayward, M., Heshtaut, P., Heurich, M., Hurynovich, A., Kashtalyan, A., Kerley, G. I. H., Kjellander, P., Kowalczyk, R., ... Yanuta, G. (2017). Challenges and science-based implications for modern management and conservation of European ungulate populations. *Mammal Research*, 62(3), 209–217. <https://doi.org/10.1007/S13364-017-0321-5/METRICS>
8. Balčiauskas, L. (2024). Roe Deer, Lithuania's Smallest and Most Abundant Cervid. In *Forests* (Vol. 15, Issue 5). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/f15050767>

9. Balčiauskas, L., & Kawata, Y. (2022). Red Deer in Lithuania: History, Status and Management. In Sustainability (Switzerland) (Vol. 14, Issue 21). MDPI. <https://doi.org/10.3390/su142114091>
10. Ballard, W. B. (2003). Deer-predator relationship. Mule Deer Conservation: Issues and Management Strategies, 177–218.
11. Barton, O., Gresham, A., Healey, J. R., Cordes, L. S., & Shannon, G. (2022). The effects of population management on wild ungulates: A systematic map of evidence for UK species. PLoS ONE, 17(6). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0267385>
12. Baumanis J, Rungis D E, Gailite A, Gaile A, Done G, Lukins M, Howlett S J, & Ozolins J. (2018). Genetic Structure of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) – A Review of the Population and its Reintroduction in Latvia. Balti Forestry, 24(2), 296–303. <https://balticforestryojs.lammc.lt/ojs/index.php/BF/article/view/349/41>
13. Bernard, M., Gamelon, M., Boulanger, V., Dupouey, J.-L., Laurent, L., Laurent, L., Montpied, P., Montpied, P., Morin, X., Picard, J. F., & Saïd, S. (2017). Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase. Forest Ecology and Management, 400, 269–277. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.040>
14. Bernes, C., Macura, B., Jonsson, B. G., Junninen, K., Müller, J., Sandström, J., Löhmus, A., & Macdonald, E. (2018). Manipulating ungulate herbivory in temperate and boreal forests: Effects on vegetation and invertebrates. A systematic review. Environmental Evidence, 7(1), 1–32. <https://doi.org/10.1186/S13750-018-0125-3/FIGURES/15>
15. Bijl, H., & Csányi, S. (2022). Fallow Deer (*Dama dama*) Population and Harvest Changes in Europe since the Early 1980s. Sustainability 2022, Vol. 14, Page 12198, 14(19), 12198. <https://doi.org/10.3390/SU141912198>
16. Bishara, A. J., & Hittner, J. B. (2012). Testing the significance of a correlation with nonnormal data: Comparison of Pearson, Spearman, transformation, and resampling approaches. Psychological Methods, 17(3), 399–417. <https://doi.org/10.1037/A0028087>
17. Bleier, N., Kovács, I., Schally, G., Szemethy, L., & Csányi, S. (2017). Spatial and temporal characteristics of the damage caused by wild ungulates in maize (*Zea mays* L.) crops. International Journal of Pest Management, 63(1), 92–100. <https://doi.org/10.1080/09670874.2016.1227487>
18. Burbaitė, L., & Csányi, S. (2009). Roe deer population and harvest changes in Europe. Estonian Journal of Ecology, 58, 169–180. <https://doi.org/10.3176/eco.2009.3.02>
19. Burbaite, L., & Csányi, S. (2010). Red deer population and harvest changes in Europe. Acta Zoologica Lituanica, 20(4), 179–188. <https://doi.org/10.2478/v10043-010-0038-z>
20. Carpio, A. J., Acevedo, P., Villafuerte-Jordán, R., Rodríguez, R. S., Pascual-Rico, R., & Martínez-Jauregui, M. (2024). Knowledge, perception, and awareness of society regarding (over)abundance of wild ungulate populations. Ecology and Society, 29(1). <https://doi.org/10.5751/ES-14828-290124>
21. Carvalho, J., Hipólito, D., Teixeira, D., Fonseca, C., & Torres, R. T. (2024). Hunting bag statistics of wild mammals in Portugal (1989 – 2022): on the need to improve data report and

compilation. European Journal of Wildlife Research. <https://doi.org/10.1007/S10344-024-01850-Y>

22. Cermak P., & Mikva R. (2006). Effects of game on the condition and development of natural regeneration in the Vrapač National Nature Reserve (Litovelské Pomoraví). *Journal of Forest Science*, 52, 329–336. <https://doi.org/10.17221/4515-JFS>

23. Cermák, P., & Mrkva, R. (2000). Browsing damage to broadleaves in some national nature reserves (czech republic) in 2000–2001. *Ekológia (Bratislava)*, 22(3).

24. Chapman, N., & Chapman, D. (1980). The distribution of fallow deer: a worldwide review. *Mammal Review*, 10(2–3), 61–138. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2907.1980.TB00234.X>

25. Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., Von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., Vicente López-Bao, J., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedő, P., Bego, F., Blanco, J. C., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., ... Boitani, L. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346, 35–51. <https://doi.org/10.1126/science.1257553>

26. Clark, T. J., & Hebblewhite, M. (2021). Predator control may not increase ungulate populations in the future: A formal meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 58(4), 812–824. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13810>

27. Clutton-Brock, T. H., & Lonergan, M. E. (1994). Culling Regimes and Sex Ratio Biases in Highland Culling regimes and sex ratio biases in Highland red deer. In *Source: Journal of Applied Ecology* (Vol. 31, Issue 3). <http://www.jstor.orgURL:http://www.jstor.org/stable/2404447http://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>

28. Clutton-Brock T.H., Coulson T.N., Milner-Gulfland E.J., Thomson D., & Armstrong H.M. (2002). Sex differences in emigration and mortality affect optimal management of deer populations. *Nature*, 415.

29. Cook-Patton, S. C., LaForgia, M., & Parker, J. D. (2014). Positive interactions between herbivores and plant diversity shape forest regeneration. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1783). <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.0261>

30. Cotta, V., Bodea, M., & Micu, I. (2001). Vânatul și vânătoarea în România. Editura Ceres.

31. Coulson, T. (1999). The Science of Overabundance: Deer Ecology and Population Management. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1023/a:1008918913491>

32. Cutini, A., Chianucci, F., & Apollonio, M. (2015). Wild ungulates and forests in Europe: insights from long term studies in Central Italy. 509–517. <https://doi.org/10.4129/2cis-ac-wil>

33. Daniels, M. J. (2006). Estimating red deer *Cervus elaphus* populations: An analysis of variation and cost-effectiveness of counting methods. *Mammal Review*, 36(3), 235. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2907.2006.00091.X>

34. Davis, A. J., Keiter, D. A., Kierepka, E. M., Sloodmaker, C., Piaggio, A. J., Beasley, J. C., & Pepin, K. M. (2020). A comparison of cost and quality of three methods for estimating density for wild pig (*Sus scrofa*). *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/S41598-020-58937-0>

35. De Marinis, A. M., Chirichella, R., & Apollonio, M. (2022). Common Fallow Deer *Dama dama* (Linnaeus, 1758). 115–154. https://doi.org/10.1007/978-3-030-24475-0_21
36. del Monte-Luna, P., Brook, B. W., Zetina-Rejón, M. J., & Cruz-Escalona, V. H. (2004). The carrying capacity of ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 13(6), 485–495. <https://doi.org/10.1111/J.1466-822X.2004.00131.X>
37. Delahay, R. J., Smith, G. C., Barlow, A. M., Walker, N., Harris, A., Clifton-Hadley, R. S., & Cheeseman, C. L. (2007). Bovine tuberculosis infection in wild mammals in the South-West region of England: A survey of prevalence and a semi-quantitative assessment of the relative risks to cattle. *The Veterinary Journal*, 173(2), 287–301. <https://doi.org/10.1016/J.TVJL.2005.11.011>
38. Done, G., Ozoliņš, J., Bagrade, G., Jansons, J., Baumanis, J., Vecvanags, A., & Jakovels, D. (2024). A case study for best suitable methods of monitoring demographic structure in cervid populations to predict increasing forest damages. *Silva Fennica*, 58(2). <https://doi.org/10.14214/SF.23025>
39. Drexhage, M., & Colin, F. (2003). Effects of browsing on shoots and roots of naturally regenerated sessile oak seedlings. *Annals of Forest Science*, 60(2), 173–178. <https://doi.org/10.1051/forest:2003010>
40. Drimaj, J., Skoták, V., Kamler, J., Plhal, R., Adamec, Z., Mikulka, O., & Janata, P. (2023). Comparison of Methods for Estimating Damage by Wild Ungulates on Field Crops. *Agriculture (Switzerland)*, 13(6). <https://doi.org/10.3390/agriculture13061184>
41. Edenius, L., & Ericsson, G. (2015). Effects of ungulate browsing on recruitment of aspen and rowan: a demographic approach. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 30(4), 283–288. <https://doi.org/10.1080/02827581.2014.999823>
42. Eliason, S. L. (1999). The illegal taking of wildlife: Toward a theoretical understanding of poaching. *Human Dimensions of Wildlife*, 4(2), 27–39. <https://doi.org/10.1080/10871209909359149>
43. Esattore, B., Saggiomo, L., Sensi, · Marco, Francia, V., & Cherin, M. (2022). Tell me what you eat and I'll tell you...where you live: an updated review of the worldwide distribution and foraging ecology of the fallow deer (*Dama dama*). *Mammalian Biology*, 102, 321–338. <https://doi.org/10.1007/s42991-022-00250-6>
44. Ferretti, F., Bertoldi, G., Sforzi, A., & Fattorini, L. (2011). Roe and fallow deer: are they compatible neighbours? *European Journal of Wildlife Research*, 57(4), 775–783. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0487-5>
45. Festa-Bianchet, M. (2003). Exploitative wildlife management as a selective pressure for the life-history evolution of large mammals. *Animal Behavior and Wildlife Conservation*, 191–207.
46. Forsyth, D. M., Comte, S., Davis, N. E., Bengsen, A. J., Côté, S. D., Hewitt, D. G., Morellet, N., & Mysterud, A. (2022). Methodology matters when estimating deer abundance: a global systematic review and recommendations for improvements. *The Journal of Wildlife Management*, 86(4), e22207. <https://doi.org/10.1002/JWMMG.22207>
47. Fuchs, Z., Vacek, Z., Vacek, S., & Gallo, J. (2021). Effect of game browsing on natural regeneration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Krušné hory Mts. (Czech Republic

and Germany). *Central European Forestry Journal*, 67(3), 166–180. <https://doi.org/10.2478/forj-2021-0008>

48. Gerner, J., Heurich, M., Günther, S., & Schraml, U. (2011). Red deer at a crossroads—An analysis of communication strategies concerning wildlife management in the 'Bayerischer Wald' National Park, Germany. *Journal for Nature Conservation*, 19(5), 319–326. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.06.002>

49. Gill, R. M. A. (1992). A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 3. Impact on Trees and Forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 65(4), 363–388. <http://forestry.oxfordjournals.org/>

50. Heinze, E., Boch, S., Fischer, M., Hessenmöller, D., Klenk, B., Müller, J., Prati, D., Schulze, E. D., Seele, C., Socher, S., & Halle, S. (2011). Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. *Forest Ecology and Management*, 261(2), 288–296. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.022>

51. Heuze, P., Schnitzler, A., & Klein, F. (2005). Is browsing the major factor of silver fir decline in the Vosges Mountains of France? *Forest Ecology and Management*, 217(2–3), 219–228. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.06.003>

52. Hewison, A. J. M., Andersen, R., Gaillard, J. M., Linnell, J. D. C., & Delorme, D. (1999). Contradictory findings in studies of sex ratio variation in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 45(5), 339–348. <https://doi.org/10.1007/S002650050569>

53. Hothorn, T., & Müller, J. (2010). Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. *Forest Ecology and Management*, 260(9), 1416–1423. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.019>

54. Ichim Radu. (1989). The damage caused by deer in the forests from the north of Romania and the necessary preventive measures. *Revista Padurilor*, 3, 151–154.

55. Kaczensky, P., Chapron, G., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., Linnell, J., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedo, P., Bego, F., Carlos Blanco, J., Boitani, L., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., ... Zlatanova, D. (2013). Status, management and distribution of large carnivores-bear, lynx, wolf & wolverine-in Europe. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.11382.88645>

56. Konôpka, B., Pajtík, J., & Shipley, L. A. (2018). Intensity of red deer browsing on young rowans differs between freshly-felled and standing individuals. *Forest Ecology and Management*, 429, 511–519. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.048>

57. Konôpka, B., Šebeň, V., & Pajtík, J. (2024). Bark Browsing and Recovery: A Comparative Study between Douglas Fir and Silver Fir Species in the Western Carpathians. *Sustainability* 2024, Vol. 16, Page 2293, 16(6), 2293. <https://doi.org/10.3390/SU16062293>

58. Kruuk L, Clutton-Brock T, Albon S, Pemberton J, & Guinness F. (1999). Population density affects sex ratio variation in red deer. *Nature*, 399, 459–461. https://www.researchgate.net/publication/242088851_Population_density_affects_sex_ratio_variation_in_red_deer

59. Langbein, J., Putman, R., & Pokorny, B. (2011). Traffic collisions involving deer and other ungulates in Europe and available measures for mitigation. In *Ungulate Management in*

Europe (pp. 215–259). Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/cbo9780511974137.009>

60. Linnell, D. C., Aanes, R., & Swenson, S. (1997). Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: a review. *Biodiversity and Conservation*, 6, 1245–1257.

61. Linnell, J. D. C., Cretois, B., Nilsen, E. B., Rolandsen, C. M., Solberg, E. J., Veiberg, V., Kaczensky, P., Van Moorter, B., Panzacchi, M., Rauset, G. R., & Kaltenborn, B. (2020). The challenges and opportunities of coexisting with wild ungulates in the human-dominated landscapes of Europe's Anthropocene. *Biological Conservation*, 244, 108500.
<https://doi.org/10.1016/j.BIOCON.2020.108500>

62. Linnell, J. D. C., Swenson, J. E., & Andersen, R. (2001). Predators and people: Conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal Conservation*, 4(4), 345–349. <https://doi.org/10.1017/S1367943001001408>

63. Lovari, S., Lorenzini, R., Masseti, M., Pereladova, O., Carden R.F., Brook, S. M., & Mattioli, S. (2019). THE IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIESTM.
<https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018>

64. Lovari, S., Serrao, G., & Mori, E. (2017). Woodland features determining home range size of roe deer. *Behavioural Processes*, 140, 115–120.
<https://doi.org/10.1016/j.BEPROC.2017.04.012>

65. Ludwig, A., Vernesi, C., Lieckfeldt, D., Lattenkamp, E. Z., Wiethölter, A., & Lutz, W. (2012). Origin and patterns of genetic diversity of German fallow deer as inferred from mitochondrial DNA. *European Journal of Wildlife Research*, 58(2), 495–501. <https://doi.org/10.1007/S10344-011-0571-5>

66. Macdonald, D. W., & Johnson, P. J. (2008). Sex ratio variation and mixed pairs in roe deer: evidence for control of sex allocation? *Oecologia*, 158(2), 361–370.
<https://doi.org/10.1007/S00442-008-1142-7>

67. Marrocoli, S., Nielsen, M. R., Morgan, D., van Loon, T., Kulik, L., & Kühl, H. (2019). Using wildlife indicators to facilitate wildlife monitoring in hunter-self monitoring schemes. *Ecological Indicators*, 105, 254–263. <https://doi.org/10.1016/j.ECOLIND.2019.05.050>

68. Mesinger, D., & Ociczek, A. (2021). Identification of Differences in Hunting Management in Poland and Selected European Countries in the Context of Sustainable Development. *Sustainability* 2021, Vol. 13, Page 11048, 13(19), 11048.
<https://doi.org/10.3390/SU131911048>

69. Milner, J. M., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Csányi, S., & Stenseth, N. C. (2006). Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology*, 43(4), 721–734. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2006.01183.X>

70. Mysterud, A., Rivrud, I. M., Gundersen, V., Rolandsen, C. M., & Viljugrein, H. (2020). The unique spatial ecology of human hunters. *Nature Human Behaviour*, 4(7), 694–701.
<https://doi.org/10.1038/S41562-020-0836-7>

71. Partl, E., Szinovatz, V., Reimoser, F., & Schweiger-Adler, J. (2002). Forest restoration and browsing impact by roe deer. *Forest Ecology and Management*, 159, 87–100. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00712-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00712-5)
72. Pekin, B. K., Wisdom, M. J., Endress, B. A., Naylor, B. J., & Parks, C. G. (2014). Ungulate browsing maintains shrub diversity in the absence of episodic disturbance in seasonally-arid conifer forest. *PLoS ONE*, 9(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086288>
73. Pellerin, M., Saïd, S., Richard, E., Hamann, J. L., Dubois-Coli, C., & Hum, P. (2010). Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management*, 260(4), 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.031>
74. Putman, R., Apollonio, M., Andersen, R., & Reimoser, F. (2011). Impacts of wild ungulate on vegetation: cost and benefits. In *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*.
75. Ramirez, J. I., Jansen, P. A., & Poorter, L. (2018). Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. *Forest Ecology and Management*, 424, 406–419. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2018.05.016>
76. Reimoser, F., & Gossow, H. (1996). Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management*, 88, 107–126. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03816-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03816-9)
77. Reimoser, F., & Reimoser, S. (2010). Ungulates and their management in Austria. In *European Ungulates and Their Management in the 21st Century* (pp. 338–356).
78. Reimoser, S., & Reimoser, F. (2016). Long-term trends of hunting bags and wildlife populations in Austria. In *Bd (Vol. 41)*. <https://www.researchgate.net/publication/311993118>
79. Ripple, W. J., & Beschta, R. L. (2012). Large Predators Limit Herbivore Densities in Northern Forest Ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0623-5>
80. Šebeň, V., & Konôpka, B. (2024). Assessing the influence of ruminating ungulates on forest regeneration and young stands in Slovakia: Results from the National Forest Inventory. *Central European Forestry Journal*, 70(4), 222–234. <https://doi.org/10.2478/forj-2024-0015>
81. Shumski, Y., Malazhavski, A., & Yurgel, V. (2017). CONTEMPORARY STATE OF HUNTING INDUSTRY IN THE REPUBLIC OF BELARUS. *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr.-OL PAN*, 14, 112–123.
82. Sinclair, A., Fryxell, J., & Caughley, G. (2006). *Wildlife Ecology, Conservation, and Management* (2nd ed.). Blackwell.
83. Sommer, R. S., Fahlke, J. M., Schmolcke, U., Benecke, N., & Zachos, F. E. (2009). Quaternary history of the European roe deer *Capreolus capreolus*. In *Mammal Review* (Vol. 39, Issue 1, pp. 1–16). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00137.x>
84. Sunde P, Kvam T, Bolstad J, & Bronndal M. (2000). Foraging of Lynxes in a Managed Boreal-Alpine Environment on JSTOR. *Ecography*, 23, 291–298. <https://www.jstor.org/stable/3683099>

85. Suzuki, K. K., Watanabe, Y., Kubota, T., Kuwano, Y., Kawauchi, Y., Yamagawa, H., Yasuda, M., Kondoh, H., Nomiya, H., & Oka, T. (2021). Large-scale spatial distribution of deer browsing damage to young tree plantations. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 14(1), 34. <https://doi.org/10.3832/IFOR3387-013>
86. Szemethy L, Heltal M, Matral M, & Peto Z. (1998). Home ranges and habitat selection of red deer (*Cervus elaphus*) on a lowland area. *Gibierfaunesauvage*, 15, 607–615. https://www.researchgate.net/publication/236000961_Home_ranges_and_habitat_selection_of_red_deer_Cervus_elaphus_on_a_lowland_area
87. Torres, R. T., Miranda, J., Carvalho, J., & Fonseca, C. (2015). Expansion and Current Status of Roe Deer (*Capreolus capreolus*) at the Edge of Its Distribution in Portugal. *Annales Zoologici Fennici*, 52(5–6), 339–352. <https://doi.org/10.5735/086.052.0508>
88. Ueckemann E, & Hansen P. (2002). *Das Damwild* (4th ed.). Kosmos.
89. van Beeck Calkoen, S. T. S., Kuijper, D. P. J., Apollonio, M., Blondel, L., Dormann, C. F., Storch, I., & Heurich, M. (2023). Numerical top-down effects on red deer (*Cervus elaphus*) are mainly shaped by humans rather than large carnivores across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 60(12), 2625–2635. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14526>
90. Vavra, M., Parks, C. G., & Wisdom, M. J. (2007). Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. *Forest Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.051>
91. Vreugdenhil, S. J., Van Breukelen, L., Egbert, S., Wieren, V., & Van Wieren, S. E. (2007). Existing theories do not explain sex ratio variation at birth in monomorphic roe deer (*Capreolus capreolus*). <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2007.00042.x>

CHAPTER 4: INSIGHTS IN MANAGING UNGULATES POPULATION AND FOREST SUSTAINABILITY IN ROMANIA

Rezultatele acestui studiu au fost prezentate în Diversity Journal (Hardalau, D.; Fedorca, M.; Popovici, D.-C.; Ionescu, G.; Fedorca, A.; Mirea, I.; Daniel, I.; Ionescu, O. Insights in Managing Ungulates Population and Forest Sustainability in Romania. *Diversity* 2025, 17, 194. Q2, Impact Factor – 2.1. <https://doi.org/10.3390/d17030194>)

4.1. Introducere

Interacțiunile dintre fauna sălbatică și ecosistemele forestiere sunt esențiale pentru conservarea biodiversității și menținerea sănătății ecosistemului. Ele sprijină gestionarea durabilă a resurselor naturale – atât vânat, cât și lemn – prin îmbunătățirea biodiversității prin dispersarea semințelor, polenizare și diversitatea speciilor; reglarea proceselor ecosistemice prin prădare, erbivorism și reciclarea nutrienților; și menținerea structurii habitatului pentru rezistența pădurilor (Brockhoff et al., 2017; Hunault-Fontbonne & Eyvindson, 2023; Sample, 2006). În unele zone temperate din Europa, ungulatele au crescut în număr în ultimele decenii, creând dezechilibre între conservatori, ecologiști, fermieri, administratorii de animale sălbatice și administratorii de păduri (Apollonio et al., 2010; Carpio et al., 2021; R. Putman et al., 2011, 2011, RJ Putman, 1996).

Schimbările vizibile ale populațiilor de ungulate au coincis cu schimbările climatice și cu progresele în practicile agricole, care au îmbunătățit condițiile de hrănire. Ca urmare, au existat creșteri semnificative atât în populațiile, cât și în aria de distribuție a acestor specii (Malpeli, nd; Myrsetrud & Sæther, 2011). În întreaga Europă, supraabundența ungulatelor a dus la daune sectorului agricol prin producția redusă a mai multor culturi, daune sectorului forestier și preocupărilor legate de siguranța umană care decurg din coliziunile cu vehicule (Gill, 1992c, 1992a). Acest studiu se concentrează în mod special pe daunele din sectorul forestier cauzate de roaderi. Roaderea ungulatelor este reprezentată de consumul de material vegetal, altul decât scoarța de la puiți tineri, care interferează cu dezvoltarea normală a plantei.

Roaderea lujerilor este un subiect bine cercetat în literatură, cu peste 155 de lucrări de cercetare publicate în Europa, dintre care căpriorul (*Capreolus capreolus* L.) este în centrul a 95 de studii, iar cerbul (*Cervus elaphus* L.) este subiectul a 93 de studii (Hardalau și colab., 2024). O tendință în studiul răsfoirii se concentrează asupra daunelor cauzate speciilor de conifere, în special înlocuirea speciilor mai palatibile, cum ar fi bradul (*Abies alba* Mill.) cu altele mai puțin palatibile, cum ar fi pinul silvestris (*Pinus silvestris* L.) și molidul (*Picea abies* L.) în Europa Centrală și de Sud (Bernard; 2017; Heuze et al., 2005; Motta, 1998, RJ Putman, 1996; Reimoser et al., 2022; Unkule et al., 2022). 2015). Acesta este cazul speciilor de stejar (Drexhage & Colin, 2003; Shifley et al., 2006; Vacik et al., 2009), care fac parte din regenerarea mixtă cu specii mai puțin valoroase; cu toate acestea, stejarul servește de

obicei ca un viitor arbore de cultură (Clasen și colab., 2011). Prin urmare, pierderea suferită nu este doar ecologică, ci și economică. Chiar dacă puietii roși supraviețuiesc, s-a demonstrat că sortimentul se depreciază datorită dezvoltării trunchiurilor cu mai multe tulpini și apariției unor boli suplimentare care afectează calitatea lemnului (Weigand et al., 1993).

Acest lucru este evident mai ales în Câmpiile de Vest ale României, unde populațiile de cerb (*Cervus elaphus* L.), cerb lopătar (*Dama dama* L.) și căprior (*Capreolus capreolus* L.) au crescut ca număr. Zona de studiu este caracterizată de o agricultură pe scară largă, intensivă, pe terenuri plate, mărginite de păduri, similar zonelor din Câmpia Panonică (Katona et al., 2013). Ungulatele folosesc câmpurile agricole atât ca zone de hrănire, cât și ca zone de odihnă (Cimino & Lovari, 2003; Lande et al., 2014) aproape tot timpul anului, cu excepția sfârșitului iernii și a primăverii devreme, când culturile sunt recoltate și nu este disponibilă hrană abundentă. În perioada lor de refugiu în păduri, ungulatele supraabundente exploatează toate resursele disponibile. Cu toate acestea, din cauza roaderilor intensive, speciile de arbori se dezvoltă inadecvat sau să supraviețuiască pentru a ajunge la stadiul de arbore matur (Holzer et al., 2024).

Scopul managerilor cinegeticieni este de a menține un nivel de populație la un nivel pe care ecosistemul îl poate susține, prevenind în același timp pierderea diversității genetice, sporind supraviețuirea pe termen lung și reducând daunele cauzate celorlalte sectoare (Saltz & White, 2013). În cele mai multe cazuri, compensația economică trebuie să fie acoperită de gestionarii cinegeticieni (Gren et al., 2018), cu toate acestea, în unele situații, legislația nu oferă suficientă flexibilitate pentru a gestiona eficient populația, întrucât comportamentul speciilor de ungulate s-a schimbat semnificativ, rezultând o creștere naturală anuală crescută (Carpio et al., 2020; König et al., 2019; König et al., 2020). În mod similar, administratorul de pădure trebuie să se asigure că pădurea se va dezvolta corespunzător și să utilizeze măsuri preventive împotriva roaderilor ungulatelor, cum ar fi împrejmuirea sau utilizarea substanțelor repelente (Barančková et al., 2007). Unele practici silvice influențează, de asemenea, nivelurile daunelor, deoarece sistemul silvic utilizează diferite tehnici de regenerare cu densități foarte diferite de puiet (F. Reimoser & Gossow, 1996).

Acest studiu oferă prima evaluare a roaderii ungulatelor în arboretele tinere de stejar din România și evaluează ocuparea ungulatelor în pădurile cu densități mari de ungulate. Analizând exploatarea atât din perspectiva forestieră, cât și din perspectiva managementului faunei sălbatice, își propune să clarifice impactul primar al densității mari de ungulate – exacerbată de agricultura intensivă – și să identifice factori secundari bazați pe practicile silvice locale. O comparație între populațiile de ungulate reale și optime, utilizând pragul de populație sustenabil (SPT), oferă o vizualizare clară a discrepanțelor de densitate. Descoperirile vor echipa managerii faunei sălbatice și forestiere cu informații cruciale pentru a atenua daunele cauzate de navigare.

4.2. Materiale și metode

4.2.1. Zona de studiu

Zona de studiu a fost în nord-vestul României, în Câmpia de Vest, în cadrul pădurilor administrate de Ocolul Silvic Tinca. Locația studiului este la 46° 46' N latitudine și 21° 55' E longitudine. Studiul cuprinde cinci fonduri de vânătoare (HG): HG 25 Boboștea, HG 26 Păușa, HG 30 Peri, HG 31 Goroniște și HG 35 Oșand (Figura 4.1), toate aflate în jurisdicția Gărzii Forestiere Oradea. Aceste fonduri de vânătoare acoperă o suprafață productivă de 43.282 ha, din care 13.562 ha sunt reprezentate de suprafețe împădurite, reprezentând 31,33% din suprafața totală a fondurilor de vânătoare.

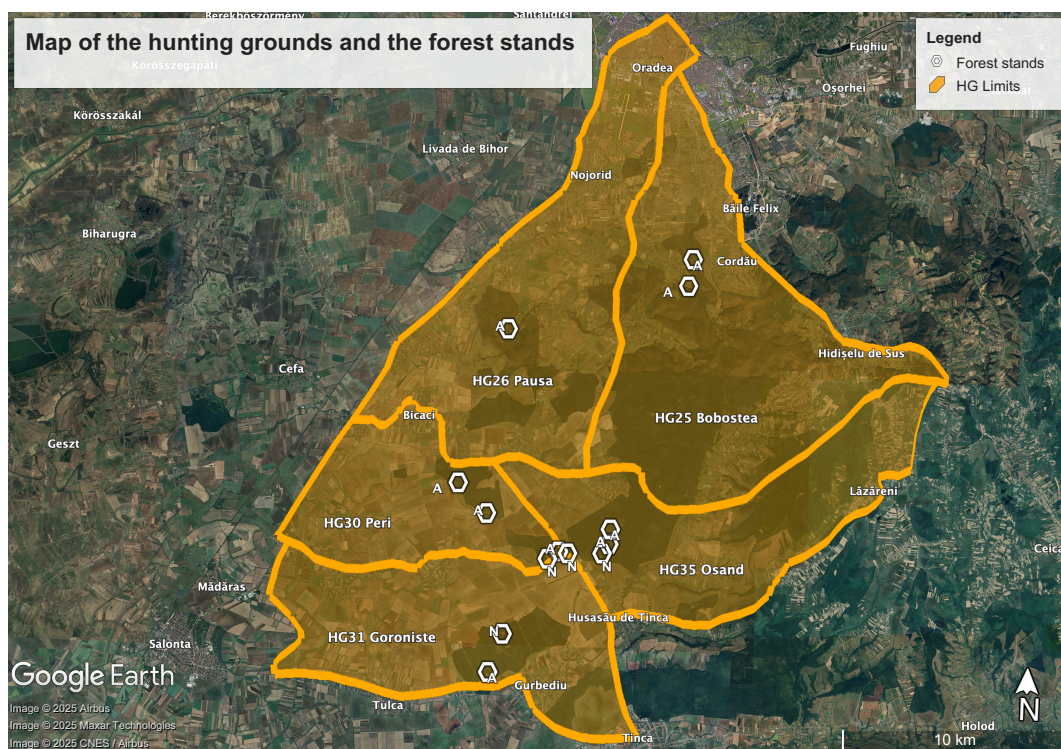


Figure 4.1. Map of the hunting grounds and forest stand included in the study

Au fost selectate 13 arborete forestiere. Arborețele forestiere selectate au acoperit o suprafață totală de 78,57 ha, dintre care nouă arborete au fost regenerare artificial (15,71 ha) și patru arborete au fost regenerare natural (62,86 ha). Toate arboretele studiate s-au caracterizat prin excluderea inadecvată a ungulatelor, inclusiv împrejmuiri inadecvate sau utilizarea parțială a resturilor de exploatare, care nu au ținut speciile de interes cinegetic departe. Zona se caracterizează printr-o densitate mare a următoarelor ungulate: căprior (*Capreolus capreolus* L.), lopătar (*Dama dama* L.) și cerb (*Cervus elaphus* L.). Prezența carnivorelor mari în zona de studiu este limitată, fiind raportate observări rare de lup (*Canis lupus* L.). Zona împădurită este mărginită de câmpuri agricole (54,3%) și pajiști (23,9%), care oferă faunei sălbatice zone esențiale de odihnă și hrănire în timpul sezonului de vegetație. Cu toate acestea, iarna și primăvara devreme, cea mai mare parte a faunei sălbatice (cu

excepția unei părți a populației de căprioare) migrează în pădure, pe măsură ce câmpurile agricole sunt recoltate, iar pajiștile sunt ocupate puternic de animale.

4.2.2. Design experimental

Pentru acest studiu, la sfârșitul iernii anului 2023, a fost stabilită o serie de suprafețe de probă formată din 42 de parcele, fiecare acoperând o suprafață de 100 m². Pentru regenerarea artificială, a fost utilizată o suprafață de probă dreptunghiulară de 10 m pe fiecare parte, cu cinci rânduri de puieți, în conformitate cu schema de plantare adoptată de 2x1 m pentru toate arboretele. Spre deosebire de aceasta, pentru regenerarea naturală, unde distribuția puietului a fost randomizată, s-a folosit o suprafață de probă circulară cu o rază de 5,64 m. Această metodă facilitează măsurătorile și obține erori minime, asigurând că datele colectate pot fi comparate eficient. (Packalen și colab., 2023).

Protocolul de colectare a datelor a fost adoptat pe baza unor abordări similare (Ruprecht et al., 2012; Vacik et al., 2017) efectuate în Europa Centrală. Parametrii principali în timpul măsurătorilor și utilizați au fost reprezentați de prezența roaderilor puieților, fie că a fost pe muguri terminali sau laterali, tipul speciei, diametrul la colet (mm), înălțimea puieților (cm) și vigoarea puietului (3 clase). Au fost înregistrați doar puieți din speciile de interes forestier, în timp ce arbuștii nu au fost luați în considerare. Măsurarea înălțimii maxime pentru puieți a fost de 1,3 m. Pe lângă datele înregistrate de pe teren, datele despre caracteristicile arboretului au fost culese din planurile de gestionare a pădurilor și faunei sălbatice.

În al doilea rând, folosind un concept dezvoltat în 1989 (Almasan, 1989) și în conformitate cu metodologia din Ordinul 393/2002 (Ministerul Mediului, 2002), a fost calculat Pragul Populației Durabile (SPT) pentru zona de studiu. SPT este definită ca fiind densitatea maximă de indivizi la 1000 de hectare pentru o anumită specie, luând în considerare acceptarea economică, ecologică și socială bazată pe cele mai bune și mai rele condiții identificate în habitatele naturale din România.

Calculul se bazează pe un sistem de notare cu patru categorii: factori biotici, abiotici, de management și factori antropici. Acești indicatori iau în considerare factorii climatici, factorii orografici, practicile silvicole, prădarea, impactul agricol și includ particularitățile ecoregiunilor. Pe baza acestor factori a fost determinat numărul optim al fiecărui exemplar pentru o suprafață de 1.000 de hectare. În plus, echivalentele unităților de stoc pentru speciile de vânat au fost calculate pe baza celui mai mare unguat din studiu, cerbul.

4.2.3. Analize statistice

Baza de date și părți din vizualizare și statistici descriptive au fost create folosind Microsoft Excel 16.91. Toate analizele statistice au fost efectuate folosind R, încorporând următoarele pachete:

MASS (Venable & Ripley, 2002), ggplot2 (Hadley, 2016) și jtools (Long, 2024). Box-ploturile au fost dezvoltate pentru a vizualiza mai bine densitatea puietului atât în cazurile de regenerare artificială, cât și naturală, precum și apariția rășfoirii.

Un model de regresie a fost utilizat pentru a examina modelele spațiale și factorii de mediu care afectează incidența roaderilor. Înainte de adaptarea oricăror modele, setul de date a fost verificat cu atenție pentru valori aberante și coliniaritate între variabilele predictoare (Tabelul 4.1). Pentru a asigura comparabilitatea, toate variabilele continue au fost standardizate și armonizate. Densitatea ungulatelor nu a fost inclusă în model, deoarece premisa modelului este identificarea variabilelor secundare care influențează apariția navigării. Prezența navigării a fost tratată ca variabilă dependentă, codificată cu 1 pentru prezența sa și 0 pentru absența acesteia.

Table 4.1. Variables used to model the browsing occurrence, with encoding, type of variable and parametric

Variable	Code	Type	Min.	Max.	Mean
Dependent variable					
Browsing occurrence	BO	Categorical (2 levels): 0 or 1			
Independent variables					
Sapling characteristics					
Species	SP	Categorical (8 levels)			
Sapling vigour	VI	Categorical (3 levels)			
Root collar diameter	RD	Continuous	16	346	83.89
Height	HE	Continuous	10	130	53.70
Environmental characteristics					
Soil	SO	Categorical (10 levels)			
Forest share	DW	Continuous	0.12	0.41	0.33
Forest treatment	RT	Categorical (2 levels): Natural or Artificial			

4.3. Rezultate

4.3.1. Regenerare și caracteristicile roaderilor

S-au înregistrat 3.223 puieti individuali din regenerare atât naturală, cât și artificială. Regenerarea a fost observată în toate cele 42 de parcele de puieti. În parcelele de regenerare artificială au fost înregistrați 1.041 puieti, dintre care 62,4% au fost stejar pedunculat, 17,3% frasin, 11,5% cer, iar 8,8% stejar roșu. În parcelele de regenerare naturală au fost înregistrați 2.182 puieti, 79,8% fiind cer, 12,8% stejar pedunculat și 7,3% frasin european (Figura 2).

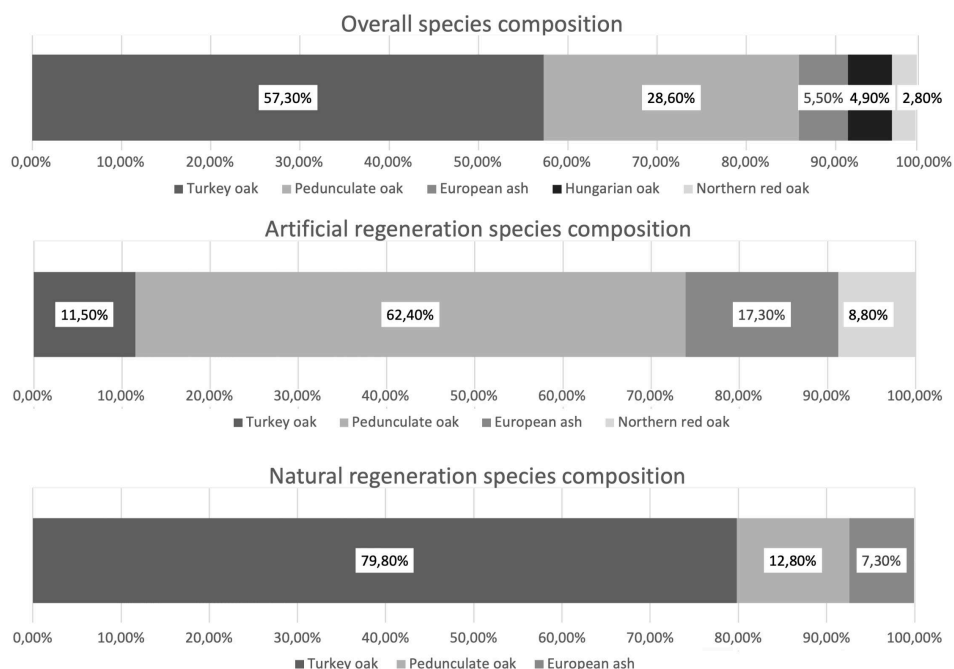


Figure 4.2. Species composition in the study area based on the 3,223 saplings recorded

În cazul tăierilor rase cu regenerare artificială, densitatea maximă a fost de 5.500 de puieti la hectar, în timp ce cea minimă a fost de 4.200 de puieti la hectar (Figura 3). Densitățile pentru regenerarea artificială au fluctuat în primul rând între 4.825 și 5.150 puieti la hectar, cu o medie de 4.980 puieti la hectar. În schimb, pentru tratamentele cu regenerare naturală, densitatea maximă a ajuns la 17.100 puieti la hectar, în timp ce densitatea minimă a fost de 8.400 puieti la hectar. Densitățile pentru regenerarea naturală au fluctuat în principal între 9.600 și 15.650 puieti la hectar, cu o medie de 12.830 puieti la hectar.

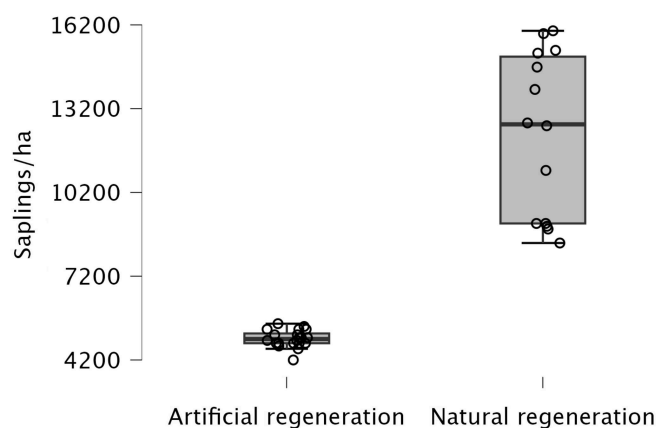


Figure 4.3. Sapling density per ha for artificial and natural regeneration in 2023 based on 3223 saplings recorded

Apariția roaderilor în zona de studiu variază în funcție de tipul de tratament forestier (Figura 4). În cazul tăierilor rase cu regenerare artificială, apariția roaderilor a variat între 42% și 55%, cu o medie de 49,65%. În schimb, pentru tăierile continue cu regenerare naturală, apariția roaderilor a variat între 8% și 17%, cu o medie de 12,8%.

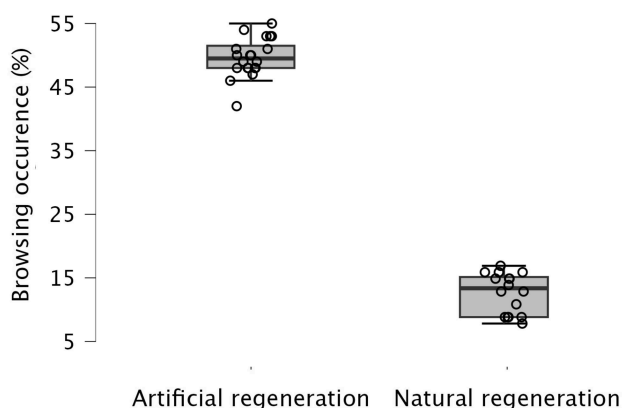


Figure 4.4. Browsing occurrence in artificial and natural regeneration in 2023 based on 3223 saplings recorded

4.3.2. Apariția roaderilor

Din cele șapte variabile independente utilizate în modelul de regresie, doar două s-au dovedit a fi semnificative: ponderea suprafeței pădurii ($p < 0,01$) și tratamentul silvic ($p < 0,01$). S-a stabilit că un procent mai mic de pădure în terenul de vânătoare crește probabilitatea de apariție a roaderilor, întrucât o proporție mai mare a agriculturii duce la condiții de hrănire considerabil mai bune. În ceea ce privește sistemul silvic, s-a observat că tăierile rase, care utilizează o schemă de regenerare

artificială cu o densitate de puieti predeterminată la hectar, au o probabilitate considerabil mai mare de apariție a răsturnării în comparație cu tratamentele silvice continue, care utilizează regenerarea naturală la o densitate semnificativ mai mare.

4.3.3. Suportabilitatea ecosistemului

Toți indicatorii și valorile rezultate din calculele cifrelor optime și efective sunt prezentate în Tabelul 2. Pe baza celor patru categorii de factori, s-a determinat că ecosistemul poate suporta următoarele cifre în zona de studiu: 195 cerbi, 95 cerbi lopătari și 820 căpriori. Numărul populației de ungulate din zona de studiu a fost după cum urmează: 755 de cerbi, 380 de lopătari și 1.422 de căpriori. Conform teoriei echivalentului unității de stoc, unde unitatea de bază din acest studiu este considerată a fi căprioara roșie cu o valoare de 1, cerb este echivalentă cu 0,56 dintr-un lopătar, în timp ce căpriorul este echivalent cu 0,2 dintr-un cerb.

După conversia echivalențelor de unități de stoc și calcularea densității de ungulate la 1.000 de hectare, s-a constatat că încărcarea totală de echivalente de cerb în zona de studiu a fost de 25,39 echivalenți de unități de stoc, în timp ce numărul real de ungulate a fost de 93,38 echivalenți de stoc, depășind suportabilitatea de aproximativ 3,67 ori. Cel mai mare exces de echivalente de unități stoc a fost constatat în cazul cerbului, cu 40,55 unități peste limită, urmat de 14,63 unități pentru căprior și 11,81 unități pentru cerbul lopătar (Tabelul 4.2).

Table 4.2. Sustainable population threshold (SPT) and real number of ungulates in the study area

Indicator	Red deer	Fallow deer	Roe deer	Total
Deer number/total area	755	380	1422	-
SPT number/ total area	195	95	820	-
Stock unit equivalent	1	0,56	0,2	-
SPT equivalent/1000ha	15.12	3.94	6.34	25.39
Real deer unit equivalent/1000ha	55.67	15.74	20.97	92.38
Deer unit equivalent excedent/1000ha	40.55	11.81	14.63	66.99

4.4. Discuții

Acest studiu prezintă prima evaluare a impactului roaderilor ungulatelor în pădurile dominate de stejar din România, deoarece studiile anterioare s-au concentrat în primul rând pe specii de conifere precum molidul și pinul silvestru (Radu V & Popa I, 2007; Vlad, 2007; Vlad și colab., 2011). Acesta include prima cuantificare a supraabundenței de cerb, lopătar și căprior, bazată pe calcule științifice ale Pragului de Populație Durabilă (SPT), care ia în considerare simultan durabilitatea economică, socială și a ecosistemului. Concluziile acestui studiu sunt deosebit de semnificative din perspectiva managementului faunei sălbatice, deoarece cuantifică SPT și densitățile reale ale ungulatelor, oferind dovezi pentru necesitatea unor noi reglementări de vânătoare care pot fi aplicate în scenarii similare.

În acest studiu, specia de arbori nu a influențat procesul de selecție, deoarece densitatea ungulatelor a fost atât de mare în perioada de refugiu încât a apărut o lipsă de hrană, ceea ce a dus la un consum neselectiv. Aceeași lipsă de selectivitate la densități mari a fost identificată și într-un studiu realizat în Italia (Motta, 1998). Vigoarea puietului influențează procesul de selecție a roaderilor (Bergquist et al., 2003; Bergquist & Orlanderă Orlander, 1998), dar în acest studiu, acest factor pare a fi nesemnificativ, demonstrând în continuare că supraabundența duce la un consum neselectiv. Singurii factori considerați semnificativi în acest studiu, cu densități de ungulate de 3,7 ori mai mari decât SPT, sunt acoperirea forestieră și sistemul silvic. Cele cinci terenuri de vânătoare care se suprapuneau cu zona de studiu aveau proporții diferite de păduri și câmpuri agricole. Atunci când ponderea suprafeței de pădure în fondul total de vânătoare a fost sub 20%, probabilitatea de navigare s-a dovedit a fi semnificativ mai mare. Acest lucru poate fi atribuit unei zone de refugiu reduse în perioadele critice ale anului, deoarece multe mai multe animale s-au mutat în păduri după recoltarea culturilor agricole. Tratatamentul silvic joacă un rol vital în fenomenele de roaderi a ungulatelor, probabilitatea de apariție a roaderilor fiind semnificativ mai mare în sistemele de tăieri rase care folosesc regenerare artificială cu densitate scăzută de plantare (Motta, 1998; R. J. Putman, 1996; F. Reimoser & Gossow', 1996; Șnepsts et al., 2018). În cazul tăierilor rase, nu numai schema de plantare este considerabil mai scăzută, dar se creează și un gol, facilitând apariția ierburilor și arbuștilor (Kuijper et al., 2009). În sistemul tăierilor progresive, regenerarea naturală este prioritară, iar golurile create prin tăieturile de îndepărtare sunt semnificativ mai mici decât cele produse de sistemul de tăiere rasă. Într-o situație similară de studiu în Austria, s-a constatat că predispoziția de roadere este mai scăzută în sistemele de adăpost și mai mare în sistemele de tăiere rasă (F. Reimoser & Gossow', 1996). Același studiu admite că în Austria, Liechstein și Elveția o silvicultura mai „apropiată de natură” poate reduce riscul de deteriorare prin scăderea atracției habitatului pentru ungulate și favorizând regenerarea abundentă (Beguina et al., 2009b). Trebuie subliniat că un sistem silvic continuu cu regenerare naturală nu este exceptat de la fenomenele de roadere, dar datorită unei densități mult mai mari de puiți, impactul nu este atât de vizibil și dăunător din punct de vedere economic ca în cazul regenerării artificiale. În acest studiu, roaderea s-a produs în puiți la o medie de 49,65% puiți roși la o densitate medie de 4980 puiți/ha, în timp ce în sistemul de adăpost la o medie de 12,8% puiți roși cu o densitate medie de 12,830 puiți/ha. Chiar dacă

proporția speciilor vătămate este destul de diferită în cele două cazuri, numărul puietilor roși este mai mare în ambele cazuri, cu o medie de 2472 puieti/ha roși în regenerare artificială și 1642 puieti/ha roși în regenerare naturală.

Pentru a atenua pe termen lung daunele cauzate de roaderile unghiatelor, administratorii de pădure ar trebui să își adapteze procesul de management pentru a se adapta la situațiile cauzate de schimbările climatice și de creșterea impresionantă a numărului de unghiate (Loosen et al., 2021), adoptând un sistem silvicol cu densitate mai mare de regenerare și cu compoziție mixtă (Bolibok et al., 2021). Măsuri precum împrejmuirea [61–63], apărătoarele de copaci (Van Lerberghe, 2014), repelenții (Bergquist & Örlander, 1996) și obstacolele naturale (Bergquist și colab., 1999; Grisez T, 1960) sunt soluții pentru a preveni daunele de la roadere, călcarea în picioare și zdrelirea; cu toate acestea, sunt costisitoare și necesită întreținere continuă, ceea ce poate pune o povară asupra administratorilor de păduri (Ersson et al., 2023).

Cel mai mare accent ar trebui pus pe managementul speciilor sălbatice pentru a controla numărul de unghiate. Legislația actuală (Legea 407/2006, 2024) în România reglementează puternic procesele de vânătoare, cu cote determinate prin evaluări anuale ale speciilor de vânat. În zona de studiu, populațiile de unghiate au atins cote alarmante, sugerând că legislația existentă ar putea să nu fie adecvată pentru această situație. La densități de 3,7 ori mai mari decât SPT, densitățile unghiatelor trebuie luate în considerare în supraabundență. În mod similar, în Lituania, legea vânătorii (Ministerul Mediului din Republica Lituania, 2005) stabilește o limită maximă de 28,75 echivalenți de cerb la 1000 ha de foioase și arborete mixte de foioase cu specii de conifere. Cu toate acestea, legislația permite vânărea cervidelor fără o cotă desemnată. În Italia, un sistem echivalent similar a fost utilizat la elaborarea Indexului densității unghiatelor (UDI), unde UDI a fost folosit pentru a cuantifica magnitudinea abundenței unghiatelor (Motta, 1998). În pădurile comerciale din Scoția, pragul tolerabil al cerbului roșu a fost considerat a fi de 4 căpriori la 100 ha (Ratcliffe, 1987). În Germania, densitățile tolerabile pentru căprioare în funcție de calitatea habitatului au fost sugerate la 4 până la 12 căpriori la 100 ha (Raesfeld și colab., 1985). Bazarea pe actualul sistem de cote din legea vânătorii din România (Legea 407/2006, 2024) poate fi considerată depășită în acest caz, indicând faptul că ar putea fi necesare reglementări speciale, ar trebui să se acorde o mai mare flexibilitate managerilor de animale sălbatice și ar trebui adoptate cote mai mari. Cazuri similare au fost identificate în Germania (Heinze et al., 2011b), unde vânătoare neselectivă a fost adoptată pentru a controla numărul de cervide. Un sezon suplimentar de vânătoare ar trebui implementat și pentru cerb, care să permită recoltarea exemplarelor de doi ani care nu participă la reproducere de către vânătorii profesioniști. În populațiile cu densitate mare, în special printre speciile de cervide, indivizii experimentează o reducere a greutatei corporale (Jerina, 2013; Vetter & Arnold, 2018). Pentru a controla eficient daunele cauzate de unghiate ecosistemelor forestiere, un set cuprinzător de reglementări și practici de vânătoare ar trebui implementat în zonele critice de supraabundență. Aceste măsuri ar trebui să urmărească reducerea populațiilor atât de masculi, cât și de femele la niveluri optime, păstrând în același timp diversitatea genetică și menținând sănătatea generală a speciilor de interes cinegetic.

În ceea ce privește gestionarea combinată a faunei sălbatice și a pădurilor, acest studiu poate fi privit ca un efort interdisciplinar care se adresează ambelor sectoare simultan. Cercetările viitoare privind răsfoirea ungulatelor nu ar trebui să prezinte doar densitățile reale de ungulate, ci și să calculeze un SPT. Deoarece termenul „supraabundență” poate fi uneori ambiguu, este esențial să se stabilească un prag clar între cifrele reale și cele optime pentru a determina dacă o zonă se confruntă cu supraabundență de ungulate. Studiile viitoare ar trebui să se concentreze pe soluții viabile pentru a reduce nivelurile de daune în zonele cu densități mari de ungulate, identificând, de asemenea, metode eficiente de control al populațiilor de ungulate.

4.5. Concluzii

Acest studiu oferă o primă evaluare valoroasă a roaderilor ungulatelor la arboretele de stejari din regiunea de câmpie din Vestul României, o regiune lipsită de o densitate normală de carnivore mari pentru a controla numărul de ungulate prin selecție naturală. Supraabundența ungulatelor este identificată ca factorul principal care contribuie la vătămări, în timp ce studiul evidențiază și factorii secundari care influențează apariția răsfoirii.

Rezultatele subliniază importanța unei abordări colaborative între gestionarea faunei sălbatice și a pădurilor pentru a înțelege amploarea daunelor cauzate de ungulate. Aceste descoperiri pot informa silvicultorii, vânătorii și conservatoriștii, servind drept dovezi științifice pentru reformele legislației privind vânătoarea. Mai mult, acest studiu demonstrează că oamenii și fauna sălbatică pot coexista și este esențial să se adopte măsuri adecvate pentru a preveni conflictele între ei.

4.6. Referințe

1. J. Hunault-Fontbonne and K. Eyvindson, “Bridging the gap between forest planning and ecology in biodiversity forecasts: A review,” *Ecol Indic*, vol. 154, p. 110620, Oct. 2023
2. V. A. Sample, “Sustainable forestry and biodiversity conservation toward a new consensus,” *Journal of Sustainable Forestry*, vol. 21, no. 4, pp. 137–150, Apr. 2006
3. E. G. Bockerhoff, L. Barbaro, B. Castagneyrol, D. I. Forrester, B. Gardiner, J. R. González-Olabarria, P. O. B. Lyver, N. Meurisse, A. Oxbrough, H. Taki, I. D. Thompson, F. van der Plas, and H. Jactel, “Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services,” *Biodiversity and Conservation* 2017 26:13, vol. 26, no. 13, pp. 3005–3035, Nov. 2017
4. R. J. Putman, “Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research,” *For Ecol Manage*, vol. 88, pp. 205–214, 1996.
5. R. Putman, M. Apollonio, R. Andersen, and F. Reimoser, “Impacts of wild ungulate on vegetation: cost and benefits,” in *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*, 2011.
6. A. J. Carpio, M. Apollonio, and P. Acevedo, “Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations,” *Mamm Rev*, vol. 51, no. 1, pp. 95–108, Jan. 2021.

7. M. Apollonio, R. Andersen, and R. Putman, *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, 2010.
8. R. Putman, M. Apollonio, and R. Andersen, *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. 2013.
9. K. C. Malpeli, "Ungulate Migration in a Changing Climate—An Initial Assessment of Climate Impacts, Management Priorities, and Science Needs."
10. A. Mysterud and B.-E. Sæther, "Climate change and implications for the future distribution and management of ungulates in Europe," *Ungulate Management in Europe*, pp. 349–375, Jul. 2011.
11. R. M. A. Gill, "A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 3. Impact on Trees and Forests," *Forestry: An International Journal of Forest Research*, vol. 65, no. 4, pp. 363–388, 1992.
12. R. M. A. Gill, "A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 1. Deer," *Forestry: An International Journal of Forest Research*, vol. 65, no. 2, pp. 145–169, 1992.
13. D. Hardalau, C. Codrean, D. Iordache, M. Fedorca, and O. Ionescu, "The Expanding Thread of Ungulate Browsing—A Review of Forest Ecosystem Effects and Management Approaches in Europe," *Forests*, vol. 15, no. 8, p. 1311, Jul. 2024.
14. F. Reimoser, S. Reimoser, and K. Zsak, "Long-term impact of wild ungulates on natural forest regeneration in the Donau-Auen National Park, Austria," *Acta Zoobot Austria*, vol. 158, pp. 97–127, 2022.
15. M. Unkule, C. Piedallu, P. Balandier, and B. Courbaud, "Climate and ungulate browsing impair regeneration dynamics in spruce-fir-beech forests in the French Alps," *Ann For Sci*, vol. 79, no. 1, Dec. 2022.
16. R. Motta, "Wild ungulate browsing, natural regeneration and silviculture in the Italian alps," *Journal of Sustainable Forestry*, vol. 8, no. 2, pp. 35–53, Jun. 1998.
17. M. Bernard, M. Gamelon, V. Boulanger, J.-L. Dupouey, L. Laurent, L. Laurent, P. Montpied, P. Montpied, X. Morin, J. F. Picard, and S. Saïd, "Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase," *For Ecol Manage*, vol. 400, pp. 269–277, 2017.
18. P. Heuze, A. Schnitzler, and F. Klein, "Is browsing the major factor of silver fir decline in the Vosges Mountains of France?," *For Ecol Manage*, vol. 217, no. 2–3, pp. 219–228, Oct. 2005.
19. J. Diaci, "Regeneration dynamics in a Norway spruce plantation on a silver fir-beech forest site in the Slovenian Alps," 2001.
20. D. D'Aprile, G. Vacchiano, G. Vacchiano, F. Meloni, M. Garbarino, R. Motta, V. Ducoli, and P. Partel, "Effects of Twenty Years of Ungulate Browsing on Forest Regeneration at Paneveggio Reserve, Italy," *Forests*, vol. 612, 2020.
21. A. Rozman, J. Diaci, A. Krese, G. Fidej, and D. Rozenbergar, "Forest regeneration dynamics following bark beetle outbreak in Norway spruce stands: Influence of meso-relief, forest edge distance and deer browsing," *For Ecol Manage*, vol. 353, pp. 196–207, Oct. 2015.
22. S. R. Shifley, Z. Fan, J. M. Kabrick, and R. G. Jensen, "Oak mortality risk factors and mortality estimation," *For Ecol Manage*, vol. 229, no. 1–3, pp. 16–26, Jul. 2006.

23. H. Vacik, M. M. Rahman, H. Ruprecht, and G. Frank, "Dynamics and structural changes of an oak dominated Natural forest reserve in Austria," *Botanica Helvetica*, vol. 119, no. 1, pp. 23–29, 2009.
24. M. Drexhage and F. Colin, "Effects of browsing on shoots and roots of naturally regenerated sessile oak seedlings," *Ann For Sci*, vol. 60, no. 2, pp. 173–178, 2003.
25. C. Clasen, V. C. Griess, and T. Knoke, "Financial consequences of losing admixed tree species: A new approach to value increased financial risks by ungulate browsing," *For Policy Econ*, 2011.
26. J. F. Weigand, R. W. Haynes, A. R. Tiedemann, R. A. Riggs, and T. M. Quigley, "Economic assessment of ungulate herbivory in commercial forests of eastern Oregon and Washington, USA," 1993.
27. K. Katona, M. Kiss, N. Bleier, J. Székely, M. Nyeste, V. Kovács, A. Terhes, Á. Fodor, T. Olajos, E. Rasztoivits, and L. Szemethy, "Ungulate browsing shapes climate change impacts on forest biodiversity in Hungary," *Biodivers Conserv*, vol. 22, no. 5, pp. 1167–1180, May 2013.
28. U. S. Lande, L. E. Loe, O. J. Skjærli, E. L. Meisingset, and A. Mysterud, "The effect of agricultural land use practice on habitat selection of red deer," *Eur J Wildl Res*, vol. 60, no. 1, pp. 69–76, Feb. 2014.
29. L. Cimino and S. Lovari, "The effects of food or cover removal on spacing patterns and habitat use in roe deer (*Capreolus capreolus*)," *J Zool*, vol. 261, no. 3, pp. 299–305, Nov. 2003.
30. D. Holzer, K. Bödeker, W. Rammer, and T. Knoke, "Evaluating dynamic tree-species-shifting and height development caused by ungulate browsing in forest regeneration using a process-based modeling approach," *Ecol Modell*, vol. 493, p. 110741, Jul. 2024.
31. D. Saltz and G. C. White, "Wildlife Management," *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition*, pp. 403–407, Jan. 2013.
32. I. M. Gren, T. Häggmark-Svensson, K. Elofsson, and M. Engelmann, "Economics of wildlife management—an overview," *Eur J Wildl Res*, vol. 64, no. 2, pp. 1–16, Apr. 2018.
33. H. J. König, C. Kiffner, S. Kramer-Schadt, C. Fürst, O. Keuling, and A. T. Ford, "Human–wildlife coexistence in a changing world," *Conservation Biology*, vol. 34, no. 4, pp. 786–794, Aug. 2020.
34. M. Barančeková, J. Krojerová-Prokešová, and M. Homolka, "Impact of deer browsing on natural and artificial regeneration in floodplain forest," *Folia Zool.*, vol. 56, no. 4, pp. 354–364, 2007.
35. F. Reimoser and H. Gossow, "Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system," *Forest Ecology and Management*, vol. 88, pp. 107–126, 1996.
36. P. Packalen, J. Strunk, M. Maltamo, and M. Myllymaki, "Circular or square plots in ALS-based forest inventories-does it matter?," *Forestry*, vol. 96, no. 1, pp. 49–61, 2023.
37. H. Ruprecht, H. Vacik, and G. Frank, "ELENA-A methodological approach for the long term monitoring of natural regeneration in natural forest reserves dominated by Norway Spruce (*Vaccinio-Piceetea*)," *Austrian Journal of Forest Science*, vol. 129, no. 2, pp. 67–105, 2012.

38. H. Vacik, H. Steiner, G. Frank, and H. Ruprecht, "Long term monitoring of natural regeneration in natural forest reserves in Austria," 2017.
39. Almasan H., Bonitatea fondurilor de vânătoare și efectivele la principalele specii de vânat. Bucharest: Redacția de propaganda tehnica agricola, 1989.
40. W. and F. Ministry of Enviroments, "Ordin nr. 393/2002 ." MMAP, Bucharest, 2002.
41. W.N. Venable and B.D. Ripley, Modern Applie Statistics with S, Fourth. New York, 2002.
42. W. Hadley, Ggplot2: Elegant graphics for data analysis, 2nd ed. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2016.
43. J. A. Long, "jtools: Analysis and Presentation of Social Scientific Data," J Open Source Softw, vol. 9, no. 101, p. 6610, Sep. 2024.
44. Radu V and Popa I, "The probability of occurrence of deer damage in Norway spruce stands," Revista pădurilor, vol. 1, pp. 57–62, 2007.
45. R. Vlad, "Scientific principles for the ecological reconstruction of the norway spruce stands affected by deer," Proceeding of Romanian Academy, vol. 2, no. Series B, pp. 165–169, 2007.
46. R. Vlad, & Cristian, and G. Sidor, "Amplitude of the deer damage in the norway spruce forest of the eastern carpathian mountains," Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, vol. 6, no. 1, pp. 207–214, 2011.
47. Z. Fuchs, Z. Vacek, S. Vacek, and J. Gallo, "Effect of game browsing on natural regeneration of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Krušné hory Mts. (Czech Republic and Germany)," Central European Forestry Journal, vol. 67, no. 3, pp. 166–180, Sep. 2021.
48. S. Hörnberg, "The relationship between moose (*Alces alces*) browsing utilisation and the occurrence of different forage species in Sweden," For Ecol Manage, vol. 149, pp. 91–102, 2001.
49. Y. Kullberg and R. Bergström, "Winter browsing by large herbivores on planted deciduous seedlings in southern Sweden," Scand J For Res, vol. 16, no. 4, pp. 371–378, 2001.
50. J. Bergquist, G. Orlander, and U. Nilsson, "Interactions among forestry regeneration treatments, plant vigour and browsing damage by deer," New For (Dordr), vol. 25, pp. 25–40, 2003.
51. J. Bergquist and G. Orlanderä Orlander, "Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages: 2. Effect of seedling vigour," For Ecol Manage, vol. 105, pp. 295–302, 1998.
52. G. Šnepsts, Z. Bigac̣a, I. Desaine, J. Jansons, J. Donis, K. Strelnieks, A. Adamovičs, and O. Krišāns, "Characteristics of damages in Norway spruce stands," in Research for Rural Development, 2018, vol. 1, pp. 65–71.
53. D. P. J. Kuijper, J. P. G. M. Cromsigt, M. Churski, B. Adam, B. Jędrzejewska, and W. Jędrzejewski, "Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest," For Ecol Manage, vol. 258, pp. 1528–1535, 2009.
54. W. L. . Mason, Gary. Kerr, and James. Simpson, "What is continuous cover forestry?," p. 8, 1999.
55. Sofletea N and Curtu L, Dendrologie. Brasov: Editura Universitatii Transilvania, 2007.

56. M. Peura, D. Burgas, K. Eyvindson, A. Repo, and M. Mönkkönen, "Continuous cover forestry is a cost-efficient tool to increase multifunctionality of boreal production forests in Fennoscandia," *Biol Conserv*, vol. 217, pp. 104–112, Jan. 2018.
57. J. P. Tremblay, J. Huot, and F. Potvin, "Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests," *Journal of Applied Ecology*, vol. 44, no. 3, pp. 552–562, Jun. 2007.
58. J. Beguin, D. Pothier, and M. Prévost, "Can the impact of deer browsing on tree regeneration be mitigated by shelterwood cutting and strip clearcutting?," *For Ecol Manage*, vol. 257, no. 1, pp. 38–45, Jan. 2009.
59. A. E. Loosen, O. Devineau, C. Skarpe, B. Zimmermann, J. Cromsigt, and K. M. Mathisen, "Ungulate-adapted forestry shows promise for alleviating pine browsing damage," *For Ecol Manage*, vol. 482, Feb. 2021.
60. L. Bolibok, T. Andrzejczyk, H. Szeligowski, and M. Liziniewicz, "New methods of oak planting require modification of tending prescriptions under high browsing pressure – A case study from north-eastern Poland," *For Ecol Manage*, vol. 497, p. 119449, Oct. 2021.
61. D. Bulušek and L. Bílek, "The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir Sustainable forest management based on the harmonization of the individual components of forest ecosystems in the context of the ongoing climate change View project," *Austrian Journal of Forest Science*, vol. 132, no. 1, pp. 81–102, 2015.
62. A. S. Cooke and K. H. Lakhani, "Damage to coppice regrowth by muntjac deer (*Muntiacus reevesi*) and protection with electric fencing," *Biol Conserv*, vol. 75, pp. 231–238, 1996.
63. K. Caboń-Raczyńska, M. Krasińska, Z. Krasiński, and J. Wójcik, "Rhythm of daily activity and behavior of European Bison in the Białowieża Forest in the period without snow cover," *Acta Theriol (Warsz)*, vol. 32, pp. 335–372, May 1987.
64. P. Van Lerberghe, *Protecting trees from wildlife damage-Mesh tree guards*. Paris, 2014.
65. J. Bergquist and G. Örlander, "Browsing deterrent and phytotoxic effects of roe deer repellents on *pinus sylvestris* and *picea abies* seedlings," *Scand J For Res*, vol. 11, no. 1–4, pp. 145–152, 1996.
66. Grisez T, "Slash Helps Protect Seedlings From Deer Browsing," *J For*, vol. 58, no. 5, pp. 385–387, 1960.
67. J. Bergquist, J. Bergquist, G. Örlander, and U. Nilsson, "Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts," *For Ecol Manage*, vol. 115, pp. 171–182, 1999.
68. B. T. Ersson, L. Hansson, J. Manner, P. Sandström, and J. Sonesson, "Forest management in northern Fennoscandia: the need for solutions that mitigate conflicts during forest regeneration and increase the use of continuous cover forestry," *Silva Fennica*, vol. 57, no. 3, 2023.
69. "Legea 407/2006." 2024.
70. Ministry of Environment of the Republic of Lithuania, "Order D1-162," *State Gazette*, 2005-03-26, No. 39-1284. 2005.

71. P. R. Ratcliffe, "The Management of Red Deer in Upland Forests Forestry Commission ARCHIVE," Forestry Commission Bulletin , vol. 71, 1987.
72. Raesfeld F., Neuhaus A.H., and Schaich K., Das Rehwild – Naturgeschichte. Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin: Hege und Jagd, 1985.
73. E. Heinze, S. Boch, M. Fischer, D. Hessenmöller, B. Klenk, J. Müller, D. Prati, E. D. Schulze, C. Seele, S. Socher, and S. Halle, "Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management," For Ecol Manage, vol. 261, no. 2, pp. 288–296, Jan. 2011.
74. S. G. Vetter and W. Arnold, "Effects of population structure and density on calf sex ratio in red deer (*Cervus elaphus*)—implications for management," Eur J Wildl Res, vol. 64, no. 3, pp. 1–12, Jun. 2018.
75. K. Jerina, "The effects of habitat structure on red deer (*Cervus elaphus* L.) body mass," Zbornik gozdartva in lesarstva, vol. 732, pp. 131–151, Mar. 2013.

CHAPTER 5. CONCLUZII. CONTRIBUȚII ORIGINALE. DISEMINAREA REZULTATELOR

5.1. Concluzii

Teza de doctorat prezentată se concentrează pe impactul roaderilor unguțelor asupra ecosistemelor forestiere, examinând cauzele și caracteristicile roaderilor, precum și creșterea populațiilor de unguțate în scenarii specifice, cu scopul de a investiga creșterea și expansiunea acestora și efectele rezultate prin roaderi, dezvăluind o tendință notabilă de creștere a numărului de unguțate în ultimii decenii și intensitatea crescută a studiului primar și în Europa.

Principalele rezultate sunt prezentate mai jos:

1. Răsfoirea unguțelor este un fenomen care a fost cercetat pe larg în 21 de țări europene, cu densitatea mare de unguțate identificată ca fiind principala cauză a pagubelor. În special în țările din Europa de Nord, Centrală și de Est, intensitatea acestui fenomen este relativ mare în scenarii similare: arborete cu regenerare artificială și lipsă de carnivore mari. Deși palatabilitatea molidului este redusă în comparație cu alte specii de foioase, s-a constatat că este cea mai consumată specie din Europa, deoarece este cea mai comună specie utilizată în regenerarea artificială. În România, principalele cauze ale roaderilor sunt practicile silvice, predominant răspândirea monoculturilor de molid pe suprafețe mari și reducerea populațiilor de lupi.
2. Tendința generală în Țările Baltice, Europa Centrală și de Est arată o creștere în creșterea a populațiilor de unguțate pe baza analizei datelor despre sacii de vânătoare. În timp ce creșterea pentru cerbul comun și lopătar este de aproximativ 50%, pentru căprior este de aproximativ 15%. Aceste constatări confirmă aceleași tendințe de creștere identificate în studii anterioare similare.
3. În zona principală de studiu, din cauza densității mari a unguțelor, roaderea are loc fără selectivitate, indicând faptul că ecosistemul forestier este în pericol. Dintre diferitele sisteme silvice, cel care folosește regenerarea artificială prin plantare la o densitate scăzută este cel mai susceptibil. În acest sistem, roaderea a atins o medie de 49,65% la o densitate de puiet de aproximativ 4.900 de puiet la hectar. În schimb, în sistemul de regenerare naturală, deși valoarea de roadere este relativ mai mică la 12,8%, densitatea puietilor este în jur de 13.000 de puiet la hectar. Acest lucru indică faptul că, în timp ce roaderea în zona principală de studiu este ridicată, disponibilitatea diferitelor densități de puiet face ca acest fenomen să fie mai mult sau mai puțin acceptabil pentru practicile de silvicultură.
4. Prin utilizarea Pragului Populației Durabile (SPT) și a Echivalentului Unității de Stoc, s-a constatat că zona principală de studiu are o populație de 3,7 ori mai mare decât numărul optim calculat. Cu valori de aproximativ patru ori mai mari decât pragul, se poate concluziona că populația de unguțate este supraabundentă.

5.2. Contribuții originale

Evaluarea impactului roaderilor ungulatelor și extinderii acestora în Europa de Vest, Nord, Centrală, de Est și de Sud pentru cele mai reprezentative specii de ungulate;

Prezentarea unei evaluări detaliate a caracteristicilor de roadere a ungulatelor, împreună cu soluțiile de management propuse;

Elaborarea unei imagini de ansamblu actualizate a expansiunii numerice a cerbului, a căpriorului și a cerbului lopătar în țările baltice, Europa Centrală și de Est, utilizând recolta de vânătoare ca indicator al creșterii;

Proiecția populației de ungulate în Europa Centrală și de Est, pe baza diferitelor rate de recoltare;

Prima evaluare a roaderilor ungulatelor pe specii de stejar în Câmpia de Vest, precum și în România;

Cuantificarea abundenței ungulatelor este calculată pe baza pragului de populație durabilă și a echivalentului unității de stoc.

5.3. Diseminarea rezultatelor

Rezultatele cercetării efectuate în cadrul acestei teze de doctorat au fost diseminate prin intermediul a trei articole științifice și prezentate la trei conferințe internaționale

Publicații științifice din cadrul tezei:

- **Hardalau, D.**; Codrean, C.; Iordache, D.; Fedorca, M.; Ionescu, O. The Expanding Thread of Ungulate Browsing—A Review of Forest Ecosystem Effects and Management Approaches in Europe. *Forests* 2024, 15, 1311. Q1, Impact Factor – 2.4
- Ionescu, O., **Hardalau, D.***, Bakševičius, M., Manton, M., Popovici, D.-C., Codrean, C., Ionescu, G., & Iordache, D. (2025). Tracking population trends: Insights from deer hunting harvests in the Baltics, Central, and Eastern Europe. *Cent. Eur. For. J.*, 71, Q2, Impact factor – 1.4 .
*-Corresponding author
- **Hardalau, D.**; Fedorca, M.; Popovici, D.-C.; Ionescu, G.; Fedorca, A.; Mirea, I.; Daniel, I.; Ionescu, O. Insights in Managing Ungulates Population and Forest Sustainability in Romania. *Diversity* 2025, 17, 194. Q2, Impact Factor - 2.1.

Participarea la conferințe internaționale:

- **Hardalau D.**; The Expanding Thread of Ungulate Browsing - A Review of Forest Ecosystem Effects and Management Approaches in Europe; DoCo2024, 25-26 June 2024, Brasov Romania
- **Hardalau D.**, Ionescu O.; Ungulate browsing impact in western Romania; 11th International Symposium Forest and Sustainable Development 2024, 17-18 October 2024, Brasov, Romania
- Bakševičius M., **Hardalau D.**, Manton M., Brazaitis G., Šimkevičius K., Kibiša A.; 13th International Conference Of Young Scientists. The Young Scientists For Advance Of Agriculture. Agrisci2024, Vilnius, Lithuania