Erdészettudományi Közlemények 13. évfolyam 1. szám 2023

DOI: https://doi.org/10.17164/EK.2023.04

55–73. oldal

AZ ERDEI VADHATÁS ÉS A TERMÉSZETES ÚJULAT TÉRSÉGI SZINTŰ VIZSGÁLATA AZ ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉGBEN

Szmorad Ferenc és Standovár Tibor

Eötvös Loránd Tudományegyetem, TTK, Biológiai Intézet, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék

Kivonat

Jelen tanulmány az erdei vadhatás és az újulat-jellemzők összefüggéseit vizsgálja az Északi-középhegység három tájegységében (Börzsöny, Mátra, Aggteleki-karszt), mintegy 50 000 hektáron. A közel 60 000 mintapont felmérése alapján végzett elemzések aktív gazdálkodással nem érintett erdőterületekre is kiterjednek, s az erdészeti gyakorlatban használt alapvető mutatókon (borítás, rágottság) túl az újulathiány mértékének és okának témakörét is érintik. Az eredmények mindhárom tájegységben a csülkösvad fajok erős, az újulat életképességét és mennyiségi reprezentáltságát jelentősen csökkentő hatását mutatják. Erős újulat-rágottságot a minták 58,17–76,23%-ánál tapasztaltunk, ezzel párhuzamosan az alacsony (0–0,5 m) újulatnál 46,59–54,23%, míg a magas (0,5-2,5 m) újulatnál 61,31–83,91% volt azon minták aránya, ahol a borítás az 1%-ot sem érte el. Nem paraméteres korreláció elemzéssel negatív, szignifikáns kapcsolatot találtunk a nagyvad által okozott talajbolygatás mértéke és az újulatborítás között. A vadhatás csökkentése a vágásos erdők sikeres felújítása mellett a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodás elterjedése és a faanyagtermeléssel nem érintett erdők hosszú távú fenntartása szempontjából is elengedhetetlen

Kulcsszavak: erdei vadhatás, csülkösvad, középhegységi erdők, újulat rágottság, újulat mennyiség

REGIONAL ANALYSIS OF WILD GAME EFFECTS ON NATURAL REGENERATION IN THE NORTH HUNGARIAN MOUNTAINS

Abstract

This study investigates the relationship between wild ungulates impact and regeneration characteristics in three landscape units of the North Hungarian Mountains (Börzsöny, Mátra, Aggtelek Karst), covering an area of about 50 000 ha. The analyses, based on forest condition surveys of nearly 60 000 points, also cover forest areas not under active management and, in addition to the basic indicators used in forestry practice (cover, browsing), also address the extent of and causes for lack of regeneration. The results show the strong impact of ungulate species in all three landscape units, significantly reducing the viability and amount of regeneration. Heavy browsing was observed in 58.17–76.23% of the samples, while the proportion of samples with less than 1% cover was 46.59–54.23% in the low (0–0.5 m) and 61.31–83.91% in the high (0.5–2.5 m) regeneration. Nonparametric correlation analysis revealed a negative significant relationship between the amount of soil disturbance caused by wild game and regeneration cover. The reduction of wild ungulates impact is essential not only for successful regeneration in age-class forestry, but also for the expansion of continuous cover forestry and the long-term survival of forests not affected by timber production.

Keywords: wild game effects, ungulates, submontane forests, browsing, regeneration amount

Levelező szerző/Correspondence:
Standovár Tibor, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, standy@caesar.elte.hu

BEVEZETÉS

A mérsékelt égövi erdőkben élő nagy testű csülkösvad fajok az erdei életközösségek meghatározó komponensei. Elsősorban biomassza-fogyasztók, így táplálkozásuk révén az erdők talajszintjét, illetve gyep-, cserje- és újulati szintjét egyaránt befolyásolják, alakítják. Táplálkozásuk és egyéb élőhelyhasználati aktivitásuk során kifejtett hatásaikat együttesen vadhatásnak nevezi a szakirodalom (vö. Velamazán et al. 2018, Ramirez et al. 2019, Nopp-Mayr et al. 2020). Az élőhelyek szempontjából a vadhatást általában negatív előjellel (fékező, akadályozó, destruktív vonatkozásban) értelmezzük, de kisebb számban kedvező ökológiai hatásokra – így például magterjesztésben betöltött pozitív szerepre (Schmidt et al. 2004, Mráz et al. 2016) – is találunk példát. Amennyiben az erdőgazdálkodás alatt álló területeken a negatívan értelmezett vadhatás egy bizonyos mértéket meghalad, és a gazdálkodás szempontjából mennyiségi és/vagy minőségi vonatkozásban egyértelmű gazdálkodási korlátként jelentkezik, vadkárról beszélünk (vö. Reimoser et al. 1999, Caudullo et al. 2003, Katona et al. 2011, Felton et al. 2022).

A vadvédelmi intézkedések, a vadászati tevékenység szabályozása, valamint a tudatos vadgazdálkodási tevékenység erősödése miatt a II. világháborút követő időszaktól kezdve Európában a csülkösvad fajok populációmérete szinte mindenhol látványos növekedésnek indult (Reimoser & Putman 2011, Beguin et al. 2016, Carpio et al. 2020). Mindez együtt járt az egyes vadfajok elterjedési területének növekedésével, s ezt a jelenséget egyes nem őshonos fajok (pl. Közép-Európában a dám és a muflon) újabb helyszínekre történő mesterséges betelepítése, illetve azok spontán terjeszkedése még tovább erősítette.

A csülkösvad fajok populációnövekedése alól nem kivétel Magyarország sem. Az itt előforduló 5 jelentősebb csülkösvad faj a gímszarvas *(Cervus elaphus),* a dám *(Dama dama),* az őz *(Capreolus capreolus),* a muflon *(Ovis aries musimon)* és a vaddisznó *(Sus scrofa).* Az állománybecslési adatok alapján az 1960-as évektől kezdve mindegyik faj állománya drasztikusan emelkedett (OVA 1960–2020). A növekedés gímszarvas esetében 8× (14,0 edb vs. 119,1 edb), dám esetében 45× (!) (0,9 edb vs. 40,9 edb), őz esetében 5× (68,8 edb vs. 375,5 edb), muflon esetében 9× (1,4 edb vs. 12,8 edb), míg vaddisznó esetében 10× (8,3 edb vs. 83,0 edb). A vaddisznó létszámadat kapcsán megjegyzendő, hogy a 2010 és 2015 közötti időszakban a becsült országos állománylétszám 105 edb felett is volt, de az Észak-Magyarországon 2018-tól fellángolt (Olasz et al. 2019) afrikai sertéspestis-járvány (ASP) miatt jelentős (több mint 20%-os) visszaesés következett be.

A becsült populációméretre vonatkozó adatok mellett a lelövések adatai is látványosan növekedtek (OVA 1960–2020). Gímszarvas esetében 17× (!) (3,8 edb vs. 65,6 edb), dám esetében (1970 és 2020 között) 24× (!) (0,7 edb vs. 16,9 edb), őz esetében 29× (!) (3,7 edb vs. 108,7 edb), muflon esetében (1970 és 2020 között) 18× (!) (0,2 edb vs. 3,6 edb), vaddisznó esetében pedig 27× (!) (3,9 edb vs. 181,1 edb) annyi egyedet lőttek, mint 6 (dám és muflon esetében 5) évtizeddel korábban!

A fenti adatok teljes körű országos statisztikákból származnak, így kiegészítésképpen ezekhez hozzá kell fűznünk, hogy azok a szabad területen és zárt területen (vadaskertekben) élő állományokra együttesen vonatkoznak. A vadaskertben élő populációk aránya a 2020. évi adatok alapján (OVA 2020) gímszarvasnál 4,0%-ot, dámnál 18,2%-ot, muflonnál 31,5%-ot, vaddisznónál pedig 10,2%-ot tett ki. Utóbbi arányoktól függetlenül a szabad területi állományok magas denzitása vitathatatlan, így Magyarországon a természetközeli állapotú élőhelyekre (köztük az erdőkre) láthatóan nagyon intenzív “vadnyomás” nehezedik.

Az említett csülkösvad fajok elsősorban taposás (valamennyi faj), trágyázás (valamennyi faj), túrás (vaddisznó), makkfelszedés (vaddisznó, gímszarvas, dám, muflon), dörzsölés (gímszarvas, dám, őz), hántás (gímszarvas, dám) és hajtásrágás (gímszarvas, dám, őz, muflon, ritkábban vaddisznó) útján fejtik ki (jellemzően negatív) hatásukat az erdei életközösségre (Reimoser 2003, Pellerin et al. 2010, Ramirez et al. 2018). Ezen felül utalhatunk még a lokálisan jelentkező dagonyázásra, amely azonban csak a gímszarvas és a vaddisznó vonatkozásában releváns.

A vadhatás különböző formái az erdei életközösségek fajösszetételét, vertikális és horizontális szerkezetét, valamint dinamikáját egyaránt markánsan alakíthatják. Különösen meghatározó a természetes újulatra kifejtett hatás, hiszen az újulat az erdők hosszú távú önmegújításának "eszköze", mind a természetes erdődinamika, mind az erdőgazdálkodás aspektusából. A csülkösvad fajok populációi ugyanakkor (különösen nagy denzitás esetén) az újulat megtelepedését, fafajösszetételét, növekedését, egészségi állapotát jelentős mértékben befolyásolhatják (Ramirez et al. 2018, 2019). Szélsőséges esetben az újulat vadhatás (főleg hajtásrágás) miatti tartós károsodása, illetve elpusztulása is jelentkezhet, ahogyan az is előfordulhat, hogy az újulat a drasztikus vadhatás (főleg makkfelszedés és taposás) miatt nem, vagy csak korlátozottan, mérsékelt mennyiségi reprezentáltsággal tud megjelenni (Côté et al. 2004, Katona et al. 2015, Nagy 2020).

A növekvő vadlétszám és az újulat kiemelt erdőgazdálkodási jelentősége miatt Magyarországon az erdőgazdálkodás szempontjából releváns vadkár mennyiségi és minőségi mutatóinak vizsgálata (részben gazdálkodási-finanszírozási, részben erdészeti hatósági okok miatt) több évtizedes múltra tekint vissza (korai publikációk: Bencze 1952, 1960, Holdampf 1962). Az erdészeti ágazat ugyanakkor ezzel a kérdéssel szinte kizárólag az aktív gazdálkodással érintett erdőterületekre, azon belül is főként a természetes erdőfelújítással érintett idős erdőkre, azok természetes újulatára, valamint az erdősítések (erdőtelepítések és mesterséges erdőfelújítások) fiatal állományaira koncentrál (lásd például Kovács et al. 2009). A jelenleg érvényben levő „Erdei vadkárfelvételi és értékelési útmutató" is elsősorban az erdőfelújításokat, erdősítéseket ért károk feldolgozásához ad támpontokat, míg az egyéb kártípusokat (makkfelszedés, talajtaposás, törzshántás) jóval kisebb súllyal, speciális esetként kezeli (Nagy 2020).

A középkorú állományokra és az aktív gazdálkodás hatókörén kívül eső területekre (pl. véderdőkre, rezervátumokra) a vadhatás-vadkár kérdéskör nyomon követése tehát csak kivételes esetekben (pl. drasztikus hántáskár esetén) terjed ki, ezeken a területeken leginkább csak tudományos érdeklődés vagy természetvédelmi kutatások okán fordulnak elő részletesebb vizsgálatok. Magyarországon az erdei vadkárral kapcsolatos felmérések tehát alapvetően gazdálkodáshoz kötöttek, újulat-központúak, s szinte minden esetben csak a meglevő újulat attribútumait (borítás, magasság, fafajok, elegyarányok, rágottság, minőségi jellemzők stb.) rögzítik. Ennek megfelelően természetes felújítás/felújulás során (a makkfelszedés kérdését leszámítva) általában nem nyomozzák az újulat megtelepedésének/megmaradásának lehetőségeit, az újulat-borítás megfelelőségét.

Utóbbi helyzetre kivételként csak a hosszú-távú, vadkizárásos kísérletek említhetők, ahol egy kerített és egy kerítetlen kontroll-parcella adatait hasonlítják össze. Erre számos nemzetközi példát is találhatunk (vö. Cutini et al. 2014, Ramirez et al. 2019, Petersson et al. 2020), de egészen korán, az 1990-es évek elején indítottak ilyen kutatásokat Magyarországon is, a Bükk-hegységben (Less 1991). Emellett ezzel a koncepcióval rövid ideig (2002–2008), közel 300 helyszínen egy országos monitoring-hálózat (vadállomány okozta élőhely-változás monitoring; VÉV) is létezett (Simon 2009).

A vadkizárásos kísérletek országosan csekély területi reprezentáltságuk ellenére összességében látványos eredményeket produkáltak, s ráirányították a figyelmet a magas nagyvadlétszám melletti újulathiány (és aljnövényzet-hiány) jelentős (akár térségi szintű) problémakörére.

Az újulat megfelelőségével, illetve az esetleges újulathiány témakörével kapcsolatos, nagy területeket érintő, tájegységi szintű összefüggéseket firtató vadhatás-vizsgálatok ugyanakkor mindeddig nem folytak Magyarországon, s ilyen léptékű kutatásokról Európa más területéről sem találtunk érdemi adatot. E felismerés vezetett bennünket arra, hogy egy közel 50 000 ha területet érintő, Magyarországon három középhegységi tájegységet lefedő, térben intenzív, nagy minta elemszámmal dolgozó, tematikusan sokoldalú erdőállapot-felmérés (Standovár et al. 2016, 2017a) adatain keresztül megpróbáljuk megvizsgálni a vadhatás és az erdők kapcsolatrendszerét.

A vizsgálható részletkérdések közül ebben a munkában a természetes újulat rágottságának, illetve az újulat mennyiségi (borítási) viszonyainak alakulására fókuszálunk, függetlenül attól, hogy az egyes területek gazdálkodás, erdőfelújítás szempontjából mennyire állnak középpontban. Egyúttal kiemelt hangsúlyt helyezünk annak nyomozására, hogy a csülkösvad fajok által okozott vadhatás az újulatborítás csökkenését, illetve az újulathiány kialakulását milyen mértékben okozhatja.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati területek

A vadhatás-elemzésekhez használt terepi adatok felvételezése Magyarország északkeleti részének három tájegységében történt. A vizsgált területek (Börzsöny, Mátra, Aggteleki-karszt) középhegységi jellegű, magas erdősültségű, zárt erdőtömbök, természetföldrajzi, faállomány- és gazdálkodási jellemzőket tekintve kisebb-nagyobb mértékű különbségekkel (Standovár et al. 2017b, OEA 2016).

A Börzsöny zömmel vulkanikus kőzetekből felépülő, 150–939 m tszf. magasságú, tömbös hegység, erősen tagolt felszínnel, markáns sziklaalakzatokkal. A meghatározó faállománytípus-főcsoportok közül a bükkösök 25,64%, a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek 20,70%, a kocsánytalan tölgyesek 20,08%, míg a cseresek 16,99% részesedést mutatnak. A fiatal (40 év alatti) erdők 25,90%, az idős és öreg (80 év feletti) erdők 38,59% részaránnyal rendelkeznek. A domináns vágásos üzemmód mellett relatíve magas az átmeneti és örökerdő üzemmódba sorolt erdők aránya (együtt 19,99%), a faanyagtermelést nem szolgáló erdők részesedése 10,14%. Az elmúlt 2–3 évtizedben az erdőtakarót több alkalommal (legutóbb 2014-ben) érintették erőteljes, kiterjedt természetes bolygatások (széldöntések, jégtörések). A terület jelentős része 1978 óta tájvédelmi körzet, majd 1997-től nemzeti park, az itt folyó erdőgazdálkodási tevékenység ennek ellenére viszonylag intenzív (a gazdálkodással 30 évnél régebb óta nem érintett erdők aránya 16,08%). A tájegységben szinte a teljes hegységterület (29 101,06 ha) felmérésre került.

A Mátra 150–1014 m tszf. magasságú vonulata geológiai felépítés és geomorfológiai jellemzők tekintetében a Börzsönyhöz rendkívül hasonló képet mutat. A hegység felmért részén meghatározó faállománytípus-csoportok közül a bükkösök 40,92%, a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek 21,77%, a kocsánytalan tölgyesek 18,08%, míg a cseresek 7,84% részesedést mutatnak (a Börzsönyhöz képest nagyobb mértékben a bükkösök és cseresek aránya különbözik). A fiatal (40 év alatti) erdők 19,00%, az idős és öreg (80 év feletti) erdők 44,26% részaránnyal rendelkeznek. A domináns

vágásos üzemmód mellett az átmeneti és örökerdő üzemmódba sorolt erdők aránya relatíve alacsony (együtt 11,89%), a faanyagtermelést nem szolgáló erdők részesedése a Börzsönyhöz hasonló (12,16%). Az elmúlt évtizedekben a tájegységben csak közepes volumenű, kisebb foltokat érintő természetes bolygatások történtek. A Magas-Mátra (két részterülettel) 1986 óta tájvédelmi körzet, az erdőgazdálkodás ennek ellenére itt is viszonylag intenzív (a gazdálkodással 30 évnél régebb óta nem érintett erdők aránya 15,64%). A hegységben csak a magasabb régiók (a tájvédelmi körzet) területén (11 190,94 ha) történt adatgyűjtés.

A három tájegységből leginkább egyedi karakterrel a 200–605 m tszf. magasságú Aggtelek-karszt rendelkezik. Itt az alapkőzetet különböző típusú mészkövek és dolomit alkotják, a felszíni morfológia pedig többös karsztfennsíkokkal, meredek lejtőkkel, helyenként szűk szurdokvölgyekkel jellemezhető. A felmért részterületen meghatározó faállománytípus-csoportok közül a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek 35,57%, a gyertyánosok 21,84%, a molyhostölgyesek 14,65%, a bükkösök pedig 13,26% részesedést mutatnak. A fiatal (40 év alatti) erdők mindössze 5,13%, az idős és öreg (80 év feletti) erdők ellenben 59,41% részaránnyal rendelkeznek. A domináns vágásos üzemmód mellett átmeneti és örökerdő üzemmódba sorolt erdők gyakorlatilag nincsenek, a faanyagtermelést nem szolgáló erdők részesedése ugyanakkor kifejezetten magas (29,26%). Az elmúlt időszakban természetes bolygatások csak szórványosan, csekély kiterjedéssel jelentkeztek. A domborzati és termőhelyi adottságok, illetve az 1978-ban létrehozott tájvédelmi körzet (1985-től nemzeti park) miatt az erdőgazdálkodás intenzitása igen mérsékelt, extenzív jellegű (a gazdálkodással 30 évnél régebb óta nem érintett erdők aránya országos szinten is kiemelkedően magas érték: 51,68%!). A részletesen felmért erdőtömb a karsztvidéknek csak kisebb részterülete (7 672,14 ha).

A vizsgálati területek nagyvadállománya sok tekintetben hasonló, vadlétszám és erdei élőhelyhasználat szempontjából mindhárom tájegységben a gímszarvas *(Cervus elaphus),* vaddisznó (*Sus scrofa*), illetve kisebb arányban a muflon *(Ovis aries musimon)* és az őz *(Capreolus capreolus)* a meghatározó vadfaj. Állományaik a 4–6 évtizeddel korábban becsült állománylétszámokhoz képest jelentősen megnövekedtek, az észak-magyarországi régióban (Pest, Nógrád, Heves és Borsod-Abaúj-Zemplén megyék területén) az 1960. évi létszámadatokhoz képest 2020-ban gímszarvas, vaddisznó és őz esetében hét-nyolcszoros, muflon esetében több mint tízszeres populációmérettel lehet számolni (OVA 1960–2020). Ennek megfelelően mindhárom tájegységben évtizedek óta igen erős vadhatás tapasztalható, a csülkösvad fajok a terepi tapasztalatok szerint jelentős mértékben befolyásolják az erdei életközösségek állapotát és dinamikáját, s ezeken keresztül az erdőgazdálkodás keretfeltételeit (főként a felújulási-felújítási lehetőségeket és az erdők egészségi állapotát). A vaddisznóállomány vonatkozásában megjegyzendő, hogy a jelen tanulmány alapjául szolgáló felmérések még az afrikai sertéspestis-járványt (ASP) megelőző időszakot érintik.

Az adatgyűjtés és adatfeldolgozás módszertana

Az elemzéshez használt adatokat az „Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban” című, SH/4/13 azonosítójú, Svájci-Magyar Együttműködési Program által támogatott, 2014–2016 között lebonyolított projekt keretében gyűjtöttük. Az alkalmazott (a projekt során célirányosan kifejlesztett) erdőállapot-leíró módszer finom térléptékű (nagy mintaszámú, az erdőrészleten belüli változatosság kimutatására is alkalmas) és gazdag tematikájú (az

Országos Erdőállomány Adattárban szereplő adatokat kiegészítő, nagyszámú állapotleíró változóra kiterjedő) adatfelvételt tett lehetővé (Standovár et al. 2016, 2017a).

A mintavételezés szisztematikus térbeli ponthálón alapult, ennek 100×100 m-es alaphálóját szükség szerint – változatosabb erdőtakarójú vagy kutatási-kezelési kérdések szempontjából exponált részterületeken – tovább sűrítettük (70,71×70,71 m; 50×50 m). A hálópontokhoz kötötten felvett állapotjellemzők térben explicit adatok, a felvételezett mintaterületek száma összesen 59 616 db (1. táblázat).

1. táblázat: *A mintavételezés főbb adatai*
Table 1: *Main data of the sampling*

Terület / Mintaszám	Börzsöny	Mátra	Aggteleki-karszt
Felmért terület (ha)	29 101,06	11 190,94	7 672,14
Plotok száma (db)	35 048	13 513	11 055

Az adatfelvételezés módszertanának (vö. Standovár et al. 2016, 2017a, Szmorad et al. 2021) részleteit ehelyütt nem ismertetjük, azok közül csak a jelen elemzés szempontjából releváns komponenseket mutatjuk be.

Az állományjellemzők leírásának fő helyszíne a mintavételi háló pontjaira elhelyezett 500 m^2-es, kör alakú (R=12,62 m) mintaterület (plot) volt. Az ezen mintavételi egységben rögzített adatok közül jelen elemzésben a faállomány záródását, az őshonos bolygatásjelző lágyszárú fajok arányát (5% összborítás felett), valamint a termőhelyi jellemzők közül a kövesség és a talajbolygatás durva borítás-kategóriákkal (<1%, 1–5%, 6–20%, 21–50%, 51% felett) leírt értékét használtuk fel.

A szubplot a mintavételi háló pontjaira elhelyezett 30 m^2-es, kör alakú (R=3,09 m), a plottal koncentrikus helyzetű mintavételi egység, amely a cserjék és az újulat (a fatermetű fásszárúak 2,5 m magasság alatti egyedei) leírására szolgált. Az itt felvett adatok közül vizsgálataink szempontjából legnagyobb súllyal az újulatra vonatkozó változók rendelkeznek. Az újulat borítását alacsony újulat (0–0,5 m) és magas újulat (0,5–2,5 m) bontásban, ötfokozatú, durva skálával (<1%, 1–5%, 6–20%, 21–50%, 51% felett) becsültük. Felvettük az újulat fafajait, illetve legalább 5% össz-újulatborítás felett max. 3 domináns újulat fafajt is megjelöltünk. Ha az alacsony vagy a magas újulat borítása elérte az 1%-ot, az újulat egészére nézve egy ötfokozatú, részletesen definiált ordinális skála (ép, enyhén rágott, erősen rágott, bonsai, nem megállapítható) segítségével meghatároztuk a jellemző rágottsági kategóriát (2. táblázat). Ezen felül rögzítettük, ha az újulatban jelen levő hajtások több mint 20%-a tuskósarj eredetű volt.

Az alkalmazott erdőállapot-leírás módszertanának koncepciója, részletes leírása, az egyes változók és a leírásukra használt skálák pontos értelmezése külön tanulmányokban (Standovár et al. 2016, 2017a; Szmorad et al. 2021), az elemzések alapjául szolgáló adatbázis az Eötvös Loránd Tudományegyetem (Budapest) archívumában érhető el.

Az elemzésekhez alapesetben az erdőállapot-felmérési projekt adatait használtuk, de a mintaterületekhez esetenként a magyarországi erdők erdőrészlet szintű leíró adatait magába foglaló, Nemzeti Földügyi Központ (Budapest) által gondozott Országos Erdőállomány Adattár (OEA) faállománytípus (FATI) csoport és kor (jellemző állománykor: PLOT_KOR) adatait is hozzárendeltük. A természetes dinamikai folyamatokkal összefüggésbe hozható újulat-jelenlétet elsősorban magtermő

korú faegyedeket is tartalmazó állományokban vártunk, így vadhatás-vizsgálatainkat a középkorú-idős erdő főkategóriába tartozó minták halmazát adó 56 774 mintaterületen (Börzsöny: 33 120 plot; Mátra: 12 872 plot; Aggteleki-karszt: 10 782 plot) végeztük el.

2. táblázat: *Az újulat rágottsági kategóriák értelmezése*
Table 2: *Definition of the browsing categories*

Rágottsági kategória	Értelmezés / Definíció
(1) ép	Az elmúlt 2–3 évi csúcshajtások és oldalhajtások nem rágottak.
(2) enyhén rágott	Jellemzően csak a csúcshajtások rágottak, az oldalhajtások ± épek.
(3) erősen rágott	A csúcs- és oldalhajtások rendszeresen visszarágottak, de az újulat-egyedek hajtásrendszere még nem torzult.
(4) bonsai, életképtelen „csutak”	Az újulat durván visszarágott, az egyedek hajtásrendszere erősen torzult.
(5) nem megállapítható	Ez a kategória csak akkor adható, ha a rágottság mértékének megállapítását valamilyen objektív ok lehetetlenné teszi (pl. nemrégiben erdősítés-ápolási munka folyt és a nem főfafajnak minősülő egyedek hajtásvégeit visszavágták, illetve a szubplot területén kizárólag vagy zömmel csak csíracsemeték vannak).

Az újulatra vonatkozó erdőállapot-leíró adatok viselkedését tájegységi szintű és egyesített (teljes adatbázisra készített) gyakoriság-eloszlásokkal vizsgáltuk, míg az újulat rágottságának és mennyiségi viszonyainak (borításának) más változóktól való függését (az adatok normál eloszlástól eltérő viselkedése okán) nem parametrikus (rang) korrelációs számításokkal nyomoztuk. Egyenetlen beosztású intervallumskálán/arányskálán felvett adataink értékeléséhez a Kendall’s Tau B korrelációs együtthatót (τB) alkalmaztuk, szignifikancia szintnek pedig a 0,1%-ot választottuk ($p < 0{,}001$).

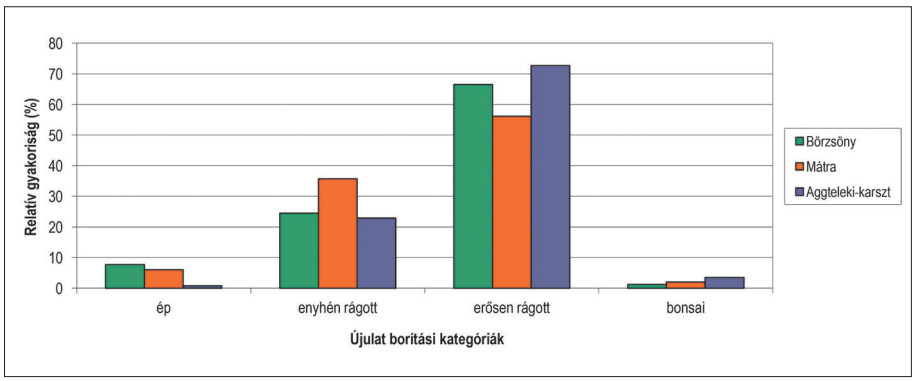
EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Az újulat rágottságának vizsgálata

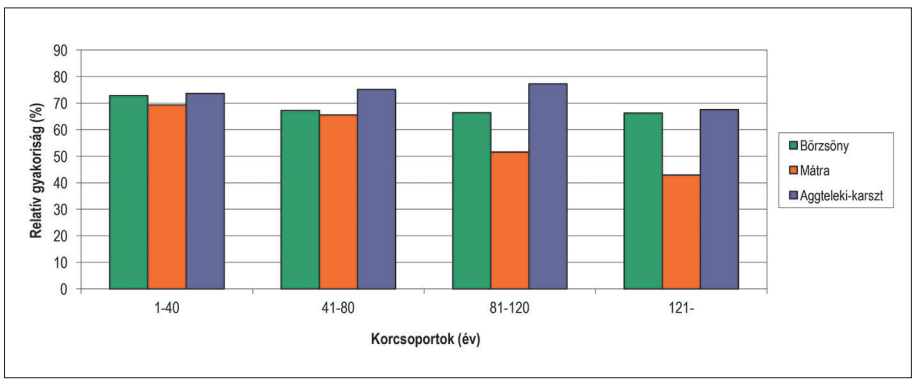
Az újulat rágottságának előzetes vizsgálata kifejezetten erős vadhatás jelenlétét igazolta mindhárom tájegységben (1. ábra). A középkorú-idős erdők főkategóriába tartozó mintaterületek 55,02%-án (31 235 szubplot) vettünk fel vadrágásra vonatkozó adatot, s ezen részhalmazon belül a csúcs- és oldalhajtások erős rágottságát vagy bonsai jellegű torzulását (a 3–4. rágottsági kategória valamelyikének előfordulását) a minták 58,17–76,23%-ánál tapasztaltuk! A vizsgált tájegységek közül – bár a különbségek nem lényegesek – viszonylag kedvezőbb helyzetben van a Mátra, ahol a felvételezés csak a hegység központi, jórészt bükk dominanciájú részét érintette. Közbülső helyzetet foglal el a természetes bolygatásokkal nagyobb területen érintett Börzsöny, végül a legnagyobb mértékű újulat-rágottságot a kifejezetten kedvezőtlen termőhelyi viszonyokkal rendelkező, erdőgazdálkodás alól jórészt mentesülő Aggteleki-karszt területén állapíthattuk meg.

A csúcs- és oldalhajtások erős rágottságának, illetve bonsai jellegű torzulásának korosztályok szerinti vizsgálata során azt tapasztaltuk, hogy az erős vadhatás a fiatal (1–40 éves) és középkorú

(41–80 éves) állományok esetében is egyértelműen fennáll (2. ábra). A 3–4. rágottsági kategória a 80 évnél fiatalabb állománykorral leírt mintaterületek esetében 65,58–75,13%-os gyakorisággal (tájegységek szerint a fentebb már említett sorrend szerinti, kismértékű differenciáltsággal) fordul elő, ami azt jelenti, hogy a csülkösvad fajok által okozott hajtásrágás az idősebb, magtermő (esetleg már véghasználati) korú állományok mellett rendkívül magas hányadban sújtja a már újulattal rendelkező fiatal-középkorú erdőket is. Megjegyzendő, hogy a durván rágott mintaterületek korcsoportokon belüli aránya a 80 év feletti mátrai állományoknál látványosan mérséklődik, ami a tájegység fafajösszetételének sajátosságaira vezethető vissza (lásd később).



1. ábra: *Az újulat rágottsági kategóriák gyakoriság-eloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben (középkorú-idős erdők, minden korosztály, rágottsági adattal rendelkező minták, 31 235 szubplot)*
Figure 1: *Frequency distribution of browsing categories in the forests of the three study regions (mature stands, all ages, samples with browsing data, 31 235 subplots)*



2. ábra: *Az „erősen rágott" vagy „bonsai" rágottsági kategória korcsoportok szerinti gyakorisága a vizsgált tájegységek erdeiben (31 235 szubplot)*
Figure 2: *Relative frequency of „heavily browsed" + „bonsai-like" regeneration within age-classes in the forests of the three study regions (31 235 subplots)*

A csülkösvad (a vizsgált területeken érintett vadfajok közül elsősorban a gímszarvas) hajtásrágás során tanúsított fafajpreferenciái a szakirodalomból és a gyakorlatból egyaránt ismertek (vö. Katona et al. 2009, 2013, Náhlik 2022), ennek ellenére megvizsgáltuk, hogy az egyes tájegységekben meghatározó faállománytípus-csoportok esetén hogyan alakul a rágottsági kategóriák megoszlása.

Az erősen rágott és bonsai jellegű újulattal rendelkező minták együttes számát a rágottsági adattal rendelkező minták összes számához viszonyítva (3. táblázat) azt kaptuk, hogy a tájegységek szerint meghatározó 4–4 FATI-főcsoport közül mindenhol a bükkösök rágottsága a leginkább mérsékelt. Az erősen rágott és bonsai jellegű újulattal rendelkező minták gyakorisága bükkösökben általában 10–30%-kal (egészen pontosan 9,16–38,10% közötti mértékben) alacsonyabb, mint az egyéb (zömmel tölgyes karakterű) állományokban. Mindez rámutat arra a szempontra, hogy a rágottsági adatok tájegységi szintű áttekintő (összehasonlító) értékelésénél a bükkös állományok arányát fokozottan figyelembe kell venni. Különösen igaz esetünkben ez azért is, mert a három vizsgált tájegység között jelentős különbségek adódnak: a Mátra esetében 40,92%, a Börzsönynél 25,64%, míg az Aggteleki-karszt esetében csak 13,26% a bükkösök részesedése a vizsgált területeken (Standovár et al. 2017b). Ez a szempont egyidejűleg mindjárt magyarázhatja is a Mátra esetében fentebb (az összes középkorú-idős erdőre, valamint azok 80 év feletti részhalmazára) megfogalmazott, viszonylag kedvezőbb rágottsági mutatókat.

3. táblázat: *Az „erősen rágott" vagy „bonsai" újulat-rágottsággal leírt mintaterületek relatív gyakorisága az egyes FATI-főcsoportokban*
Table 3: *Relative frequency of „heavily browsed" + „bonsai-like" regeneration within major stand types in the forests of the three study regions*

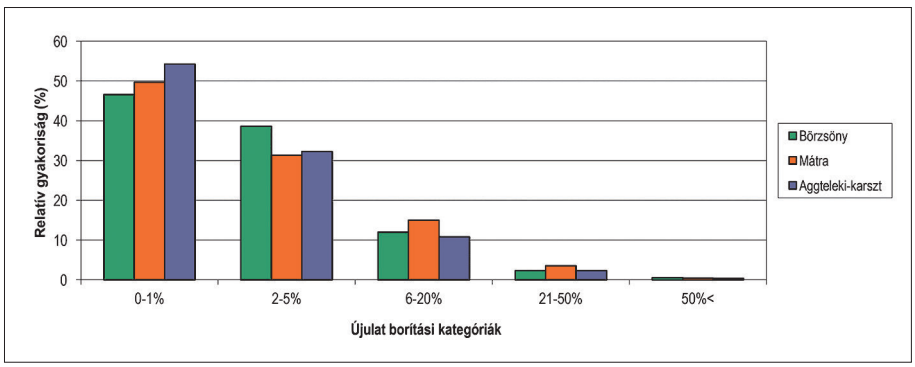
FATI-főcsoport	Börzsöny	Mátra	Aggteleki-karszt
Bükkösök	46,58%	42,73%	60,26%
Gyertyánosok	*n.v.	*n.v.	69,42%
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	74,38%	66,86%	81,05%
Kocsánytalan tölgyesek	77,39%	80,83%	*n.v.
Cseresek	78,09%	79,10%	*n.v.
Molyhos tölgyesek	*n.v.	*n.v.	83,55%

* *A nem vizsgált (= n.v.) esetek az adott tájegységnél nem tartoznak a leggyakoribb faállománytípusok közé, így az alacsony mintaszámok miatt ezeknél nem közöljük a gyakoriság-értékeket.*

A fentiek alapján az elsősorban gímszarvas és muflon által okozott erős vadrágás összességében általános jelenségnek mondható a felvételezett középhegységi erdőtömbökben. Kijelenthető ez annak ellenére is, hogy a középkorú-idős erdők főkategóriába tartozó mintaterületek 44,98%-áról (25 539 szubplot) nincs rágottsági adatunk, mivel ezeken a helyszíneken az újulatborítás nem érte el az 1%-ot (41,75%), illetve mert a rágottság felvételezése 1% feletti újulatborítás esetén sem volt lehetséges (3,23%). Előbbi esetben az adathiányt a protokoll sajátosságai magyarázzák (rágottságot csak 1% újulatborítás felett kellett becsülni), utóbbi esetben pedig azévi csíracsemeték jelenléte vagy közvetlenül a felmérés előtt elvégzett erdősítés-ápolás miatt nem történt adatrögzítés. Az 1%-nál kisebb újulatborítás kifejezetten magas aránya itt külön figyelmet igényel, mert ezen mintaterületek esetében felmerülhet a gyanú, hogy a fokozott vadhatás már az újulat mennyiségi viszonyainak alakulását is befolyásolja!

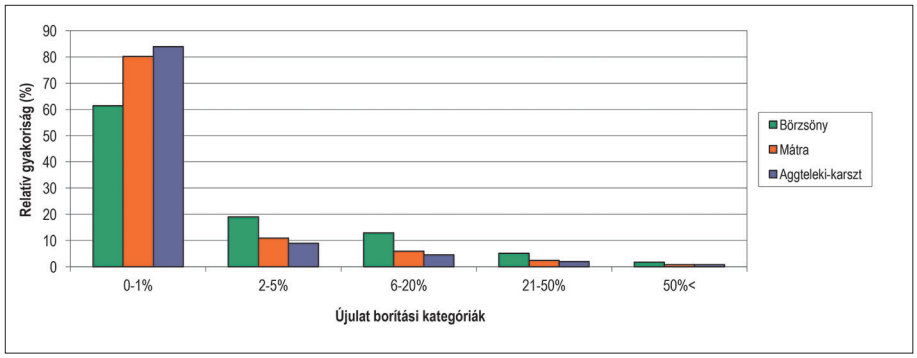
Az újulatborítás vizsgálata

Az újulat-rágottság helyzetének alapszintű áttekintése után az újulat mennyiségi viszonyait (szubploton belüli borítási arányát) elemeztük. A különböző újulatborítás-kategóriák relatív gyakoriság értékei (3. ábra) itt jól mutatják, hogy a középkorú-idős erdők teljes halmazában (56 774 szubplot) az 1%-nál kisebb alacsony (0–0,5 m) újulat borítás (= „újulat alig") gyakorisága meglehetősen magas (46,59–54,23%), míg az 5%-nál magasabb újulatborítás (= „újulat sok") gyakorisága ezzel összefüggésben csak igen mérsékelt (13,51%–19,01%). Még inkább így van ez a magas (0,5–2,5 m) újulat esetében (4. ábra), hiszen az 1%-nál alacsonyabb borítás gyakorisága kiugró értékeket mutat (61,31–83,91% között változik), míg az 5%-nál magasabb borítás gyakorisága kifejezetten alacsony (csak 7,15–19,75% közötti). Az alacsony és magas újulat együttes elemzése további újszerű eredményt nem hoz, a borítási kategóriák gyakoriság-eloszlása az alacsony újulatnál látott képhez közelít. Megemlítendő viszont, hogy a tájegységek közül az összes újulat legkedvezőbb mutatói a Börzsönynél adódnak, ami szorosan összefügghet a korábbi évtizedekben (intenzíven legutóbb 2014-ben) bekövetkezett természetes bolygatásokkal, a sok záródáshiányos, felnyílt lombszintű állomány jelenlétével (Zoltán & Standovár 2018).



3. ábra: *Az alacsony újulat borítási kategóriák gyakoriság-eloszlása (középkorú-idős erdők, minden korosztály, 56 774 szubplot)*
Figure 3: *Relative frequency of cover classes of low regeneration in the forests of the three study regions (mature stands, all ages, 56 774 subplots)*

A középkorú-idős erdőknél az újulat borítási viszonyai nyilvánvaló összefüggésben lehetnek az állománykorral és a lokális záródással. Kor tekintetében itt alapelvárásként fogalmazható meg, hogy a magtermő kornál idősebb (bükk, kocsánytalan tölgy és cser esetében is 70–80 év feletti) állományokban jelenhet meg számottevő újulat, illetve elvileg minél idősebb az erdő, annál nagyobb esélyel fordulhat elő nagyobb borítású újulat. Ezt az elvárást a vizsgált halmaz egésze teljesíti, hiszen (4. táblázat) a mintaterülethez rendelt állománykor (PLOT_KOR) mérsékelt, de szignifikáns ($p < 0{,}001$) összefüggést mutat az alacsony és a magas újulattal is. Az összefüggések iránya ugyanakkor nem egységes. Míg az alacsony újulat esetében az elvárt pozitív összefüggést kaptuk ($\tau B = 0{,}050$), addig a magas újulatnál negatív összefüggés mutatkozott ($\tau B = -0{,}039$). Tájegységi vizsgálatok során a teljes halmazra végzett elemzéshez hasonló eredményeket kaptunk, azzal a kiegészítéssel, hogy a legerősebb összefüggések a Mátrában, míg a leggyengébbek az Aggteleki-karszton mutatkoztak.



4. ábra: *A magas újulat borítási kategóriák gyakoriság-eloszlása*
(középkorú-idős erdők, minden korosztály, 56 774 szubplot)
Figure 4: *Relative frequency of cover classes of high regeneration in the forests of the three study regions (mature stands, all ages, 56 774 subplots)*

Ha az újulatborítás-állománykor összefüggéseket néhány fontosabb FATI-csoportra külön (de tájegységi bontás nélkül) is megnézzük (4. táblázat), a középkorú-idős erdők teljes halmazára, szignifikáns összefüggés ($p < 0,001$) mellett bükkösöknél (17 238 minta alapján) az előzetesen elvárt pozitív kapcsolat mutatkozik az alacsony és a magas újulat esetében is. A gyertyánosoknál és csereseknél (4 797, illetve 5 780 minta alapján) nem mindig szignifikáns kapcsolat mellett, de a teljes halmazhoz hasonló összefüggéseket kaptunk (a magas újulatnál negatív τB értékekkel). Ezzel szemben gyertyános-kocsánytalan tölgyeseknél (13 621 minta alapján) az alacsony és a magas újulatnál is negatív előjelű kapcsolatot tártunk fel, amely alacsony újulat esetében ráadásul szignifikáns is ($p < 0,001$). Vagyis ennél a FATI-csoportnál – úgy tűnik – minél idősebb egy állomány, annál kisebb gyakorisággal/valószínűséggel találunk benne bármiféle újulatot. Az ellentmondást itt viszonylag nehéz interpretálni, még akkor is, ha a magas újulat „rendellenes" viselkedése a bükkösöket leszámítva mindenhol látható. A jelenségben (lényegében az alacsony újulat más FATI-csoportokhoz mérten is szerény borítási mutatóiban) ugyanakkor szerepe lehet az idős állományok zártságának, ami a kocsánytalan tölgy fényigényes újulata szempontjából hatványozottan számít.

Az újulatborítás másik elvárt összefüggése, hogy a nem teljesen zárt állományokban vélhetően nagyobb gyakorisággal, nagyobb valószínűséggel van jelen magasabb borítású újulat. Ennek az előfeltevésnek az ellenőrzése könnyen interpretálható eredményt hozott, hiszen a középkorú-idős erdők teljes halmazára és a főbb FATI-csoportokra egyaránt igaz, hogy az alacsony és a magas újulat is szignifikáns ($p < 0,001$), negatív összefüggést mutat a lokális lombkorona-záródással (4. táblázat). Tájegységi vizsgálatok során a teljes halmazra végzett elemzéshez hasonló eredményeket kaptunk, csekély különbségekkel, de az Aggteleki-karszt esetében legerősebb kapcsolattal. Ezek alapján az újulat mennyiségi reprezentáltsága és a záródáshiány között egyértelmű a kapcsolat, még akkor is, ha az újulat megtelepedése és fejlődése szempontjából kedvezőbb környezetet biztosító, gyérebb (max. 80%-os) záródású minták részhalmazánál (14 769 szubplot) közel azonos gyakoriság-eloszlások mutatkoznak, mint a középkorú-idős erdők teljes halmazánál.

4. táblázat: *Az újulatborítás és állománykor (PLOT_KOR), valamint az újulatborítás-záródás összefüggései nem paraméteres korrelációs elemzés alapján*
Table 4: *Non-parametric correlations between stand age – regeneration cover and canopy closer – regeneration cover*

Összes középkorú-idős erdő		**PLOT_KOR**	**Záródás**
Alacsony újulat	Kendall's Tau B	***0,050	***–0,106
	P-value	< 0,001	< 0,001
	N	56 774	56 774
Magas újulat	Kendall's Tau B	***–0,039	***–0,122
	P-value	< 0,001	< 0,001
	N	56 774	56 774
Bükkösök		**PLOT_KOR**	**Záródás**
Alacsony újulat	Kendall's Tau B	***0,132	***–0,147
	P-value	< 0,001	< 0,001
	N	17 238	17 238
Magas újulat	Kendall's Tau B	***0,056	***–0,137
	P-value	< 0,001	< 0,001
	N	17 238	17 238
Gyertyánosok		**PLOT_KOR**	**Záródás**
Alacsony újulat	Kendall's Tau B	***0,047	***–0,163
	P-value	< 0,001	< 0,001
	N	4 797	4 797
Magas újulat	Kendall's Tau B	***–0,088	***–0,183
	P-value	< 0,001	< 0,001
	N	4 797	4 797
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek		**PLOT_KOR**	**Záródás**
Alacsony újulat	Kendall's Tau B	–0,007	***–0,101
	P-value	0,273	< 0,001
	N	13 621	13 621
Magas újulat	Kendall's Tau B	***–0,091	***–0,135
	P-value	< 0,001	< 0,001
	N	13 621	13 621
Cseresek		**PLOT_KOR**	**Záródás**
Alacsony újulat	Kendall's Tau B	***0,048	***–0,148
	P-value	< 0,001	< 0,001
	N	5 780	5 780
Magas újulat	Kendall's Tau B	–0,010	***–0,109
	P-value	0,322	< 0,001
	N	5 780	5 780

Megjegyzés: * p < 0,05, ** p < 0,01, *** p < 0,001

A nagyvad miatti újulathiány kérdésének vizsgálata

Az újulat durva rágottsága (a csúcs- és oldalhajtások erős rágottságának, illetve bonsai jellegű torzulásának magas gyakoriságértékei), az újulatborítás-kategóriák gyakoriság-eloszlása (az 1%-nál alacsonyabb újulatborítás magas gyakoriságértékei), valamint az állománykorral való összefüggésnél mutatkozó ellentmondások (a magas újulat „rendellenes" viselkedése) alapján indokoltnak tűnt

megvizsgálni, hogy vajon az újulat sok esetben szerény mennyiségi reprezentáltsága (különösen a magas újulat látványos hiánya) nem vezethető-e le a nagyvad fajok élőhelyhasználatából? Másként fogalmazva: a viszonylagos újulathiány (az újulat csekély mennyisége vagy teljes hiánya) mögött indirekt módon kimutatható-e esetleg a nagyvad fajok hatása?

A kérdéskör vizsgálatához olyan, a projektben felvett egyéb változókat kerestünk, melyek viszonylag nagyszámú mintára állnak rendelkezésre, és amelyek közvetlenül, direkt adatként rögzítik (vagy rögzíthetik) a nagyvad hatását.

A változókkal szemben felállított kritériumoknak a plot területén (bináris adatként) felvett hántás/hántottság sajnos nem tett eleget, mert ezt az adatot egyrészt átmérőosztály-függően (csak a 20 cm-nél vékonyabb frakcióra) rögzítettük, másrészt a 2012 db hántással érintett mintaterület az összes középkorú-idős erdőnek csak 3,54%-át teszi ki, így az alacsony mintaszám miatt összefüggések nyomozására kevésbé alkalmas. Más okból (az újulatborításhoz kötött felvételezés miatt) ugyancsak kiesett a lehetséges változók közül az elemzéssel már érintett rágottsági kategória is.

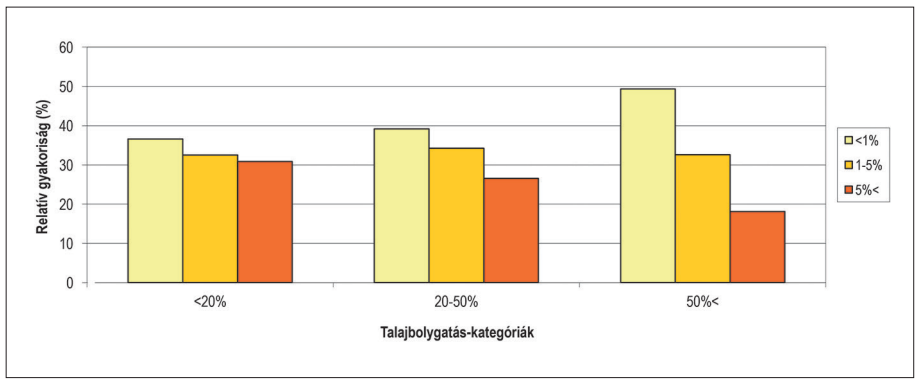
Lehetséges változóként felmerült viszont az összes (56 774 db) középkorú-idős erdő besorolású mintaterületre rendelkezésre álló talajbolygatás-arány, melyhez kiegészítő adatként (összesen 48 798 db mintaterület esetében) azt is felvettük, ha a talajbolygatás meghatározó tényezője a nagyvad taposása és túrása volt. Látókörünkbe került továbbá a nitrofil és bolygatásjelző növények aránya, amely az előzetes tapasztalatok szerint a nagyvad jelenlétére (taposás, talajbolygatás, trágyázás) határozottan reagál. Utóbbi változót ugyan csak 5% gyepszintborítás felett rögzítettük a projektben, a 33 538 mintára rendelkezésre álló adat felhasználása mégis indokoltnak tűnt. A talajbolygatás-arány és a nitrofil-arány adata együtt összesen 28 423 mintaterületre állt rendelkezésre, s a két változó között pozitív és szignifikáns kapcsolat ($\tau B = 0{,}135$; $p < 0{,}001$) is mutatkozott.

Az egyszerűsített újulat borítási kategóriák (<1%, 1-5%, 5%<) összevont talajbolygatás-kategóriák (<20%, 20-50%, 50%<) szerinti gyakoriság-eloszlása a talajbolygatás mértéke és az összes újulat mennyiségi reprezentáltsága között (a középkorú-idős erdők teljes halmazára) mérsékelt erősségű, negatív összefüggést mutat (5. ábra). Az alacsony újulatra elkészített elemzésnél szinte teljesen azonos gyakoriság-eloszlásokat kapunk, de (nyilván eltérő gyakoriságértékek mellett) még a gyengén reprezentált magas újulatnál is megfigyelhető a negatív összefüggés. Az eredmények (alacsony, magas és összes újulatra) kis különbségekkel tájegységi bontásban is közel azonos képet mutatnak. Vagyis a nagyvad által okozott talajbolygatás mértékének növekedésével kisebb gyakorisággal, kisebb valószínűséggel van jelen magasabb borítású újulat a vizsgált területeken.

A nagyvad által okozott talajbolygatás és az újulatborítás közötti korreláció vizsgálata (48 798 mintára) a fentebb már felvázolt összefüggést a középkorú-idős erdő főkategóriájú minták teljes halmazára megerősítette. Az alacsony ($\tau B = -0{,}111$) és a magas ($\tau B = -0{,}077$) újulat esetében is szignifikáns ($p < 0{,}001$), negatív kapcsolatot sikerült kimutatni. A kapcsolat mindhárom tájegységnél, mindkét újulati kategóriára negatív előjelű és szignifikáns. A legerősebb összefüggéseket a Börzsöny esetében kaptuk, míg a Mátra és az Aggteleki-karszt értékei a teljes halmazhoz viszonyítva némileg gyengébbek.

Az egyszerűsített újulat borítási kategóriák (<1%, 1–5%, 5%<) nitrofil és bolygatásjelző arány kategóriák (<20%, 20-50%, 50%<) szerinti gyakoriság-eloszlása a fentebbi, talajbolygatás szerinti eloszláshoz (5. ábra) nagyon hasonló, de gyengébb összefüggést mutat (az ábrát külön nem közöljük). A nitrofil és bolygatásjelző növények gyepszinten belüli relatív borítási aránya és az újulatborítás mértéke közötti korreláció vizsgálata (33 538 mintára) során szintén gyenge összefüggést kaptunk,

de az alacsony (τB = –0,026) és a magas (τB = –0,069) újulat esetében is szignifikáns ($p < 0,001$), negatív kapcsolatot sikerült kimutatni. A kapcsolat a Mátra és az Aggteleki-karszt esetében mindkét újulati kategóriára negatív előjelű és szignifikáns. A Börzsönyben a kapcsolatok szintén negatív előjelűek, de az alacsony újulat esetében ez nem szignifikáns. A Mátra adatsorai a teljes halmazhoz képest jóval erősebb összefüggéseket mutatnak, míg az Aggteleki-karszt τB értékei a teljes halmaz adataival közel megegyezőek. A leggyengébb összefüggéseket a Börzsöny esetében, ott is az alacsony újulatnál (τB = –0,005) kaptuk. Utóbbi jelenség – vagyis hogy az alacsony újulat és a nitrofil és bolygatásjelző növények jelentősebb borítása sok helyütt együtt, egy helyszínen jelentkezik – valószínűleg a már említett természetes bolygatásokkal hozható összefüggésbe.

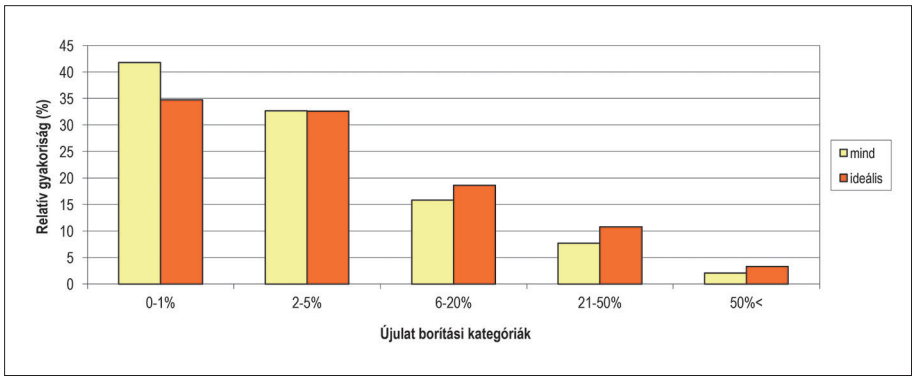


5. ábra: *Az összes (alacsony+magas) újulat borítási kategóriák gyakorisága a talajbolygatás kategóriákon belül (középkorú-idős erdők, minden korosztály, vadtaposott területek, 48 798 plot)*
Figure 5: *Realtionships between regeneration cover (low and high summed) and soil disturbance categories (mature stands, all ages, trampling by by wild game, 48 798 plots)*

Az állománykor (PLOT_KOR) szerinti elemzésnél kapott gyenge összefüggések rávilágítanak, hogy az újulat megtelepedése/jelenléte szempontjából legkedvezőbb helyzetet önmagában az állománykor még nem definiálja. Éppen ezért általános erőökológiai ismeretek alapján, a projektadatokra és a rendelkezésre álló erdészeti adattári adatokra támaszkodva megkíséreltük megfogalmazni azt az állományszerkezeti szituációt, amely mellett az újulatot legnagyobb valószínűséggel várhatjuk.

Az újulat szempontjából ideálisnak vélt helyzetet a középkorú-idős erdők 80 év feletti, 20–90% záródással leírt, 50%-nál kisebb felszíni kövességgel és 50%-nál alacsonyabb cserjeborítással rendelkező állományaival definiáltuk. Ebben a megközelítésben az állománykor és a záródás szempontjainak figyelembevételén túl a szélsőséges termőhelyek és a jelentősebb cserje-konkurencia kizárása is megtörtént. Az így kapott halmaznál (13 201 minta) az alacsony újulat legalább szórványos (de 1% feletti borítást adó) jelenlétét már elvárhatónak ítéltük.

Előzetes várakozásunk ellenére „ideális" esetben az összes újulat gyakoriság-eloszlása a teljes mintához képest alig különbözik (6. ábra). Az idős (magtermő kor feletti), záródáshiányos, szélsőségektől mentes termőhelyen álló, mérsékelten cserjés állományokban nagyobb gyakorisággal/valószínűséggel lehet ugyan magasabb újulatborítás, de az eltérés nem jelentős. Az 5% feletti újulatborítás („újulat sok") gyakorisága csak csekély mértékben emelkedett, az 5%-nál kevesebb újulattal rendelkező minták („újulat alig") ugyanakkor még így is közel 70%-ot tesznek ki.



6. ábra: *Az összes (alacsony+magas) újulat borítási kategóriák gyakorisága a középkorú-idős erdőkben és azok 80 év feletti ideális részhalmazában (minden korosztály, mind = 56 774 szubplot, „ideális" = 13 201 szubplot)*
Figure 6: *Relative frequency of regeneration cover classes (low and high summed) in all mature stands, all ages (56 774 subplots) and in the „ideal" subset (13 201 subplots)*

A csülkösvad fajok hatása tehát az ideálisnak vélt esetben is érvényesül. Ha az újulatborítás vad általi talajbolygatástól való függőségét vizsgáljuk az „ideális" részhalmazon (a vadtaposás jelenlétére utaló adat további szűkítő hatása miatt ez esetben csak 8 392 mintán), negatív, szignifikáns ($p < 0{,}001$) összefüggéseket kapunk. Mindez az alacsony ($\tau B = -0{,}079$) és a magas újulatra ($\tau B = -0{,}066$) is igaz, de fontos megjegyeznünk, hogy a kapcsolatok alig szorosabbak, mint a teljes halmaz esetében.

Az újulatborítás nitrofil aránytól való függősége az „ideális" részhalmaz (13 201 minta) esetében sem változott lényegesen a teljes halmazhoz képest. A nitrofil arány – a nagyvad által okozott talajbolygatás mértékét rögzítő változóval ellentétben – láthatóan kevésbé tűnik alkalmasnak az újulatborítás-viszonyok magyarázatára.

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS KITEKINTÉS

A természetes újulatra felvett minőségi (rágottsági), méretbeni (alacsony és magas újulat arányra vonatkozó), valamint mennyiségi (borítást rögzítő) adatsorai a csülkösvad fajok és az újulat kapcsolatrendszerének számos aspektusára világítanak rá.

A vizsgált területeken egyértelműen magas rágottság jellemzi a középkorú-idős erdők újulatát, s a rágottság mértéke csak a bükkös állományokban (az ottani újulat bükk dominanciája miatt) csökken valamelyest. Természetesen a felújítás alatt álló erdőkben (tájegységenként változó gyakorisággal) jelen levő vadvédelmi kerítések is mérséklik a rágottságot, ezen létesítményeknek ugyanakkor láthatóan nincs érdemi hatásuk az összkép alakítására. A durva rágottság (a csúcs- és oldalhajtások erős rágottsága, illetve bonsai jellegű torzulása) magas gyakoriságértékei (65,58–75,13%) mindhárom tájban meghatározóak, s az ismert vadlétszám (becslés és lelövés) adatokkal együtt értékelve előrevetítik az újulat lassabb növekedését, a felcseperedő fagyedek részben hosszú távon is megmaradó alaki hibáit és potenciálisan kedvezőtlen egészségi állapotát.

Sarkalatos kérdés, hogy a nagyvad közvetlenül vizsgálható hatásain túl kimutatható-e, igazolható-e annak az újulat mennyiségi viszonyaira kifejtett hatása. Azt ugyan pontosan nem tudjuk, hogy a zömmel vágásos gazdálkodással kezelt, relatíve zárt és jellemzően középkorú-idős (tájegységenként 76,72–95,17%-ban 40 év feletti, illetve 34,42–56,07%-ban 80 év feletti) állományokat magukba foglaló erdőtömbökben mi lehet(ne) a reális újulatborítás-elvárás, de a durva rágottsági adatokból arra következtethetünk, hogy a nagyvadállomány miatt valamilyen mértékű újulatborítás-hiány biztosan van. Különösen szembetűnő az 1%-nál alacsonyabb összes újulat borítással rendelkező minták (= „újulat alig") magas aránya (a középkorú-idős erdők teljes halmazán 41,75%, a Börzsönyben 37,61%, a Mátrában 46,01%, az Aggteleki-karszton pedig 49,38%), amely mögött joggal gyaníthatjuk a nagyvad hatását. Tehetjük ezt mindazért, mert az 1%-nál alacsonyabb újulatborítás gyakorisága még a legkedvezőbb faállományszerkezeti jellemzők mellett is jelentős. Az „ideális" esetben ugyanis a középkorú-idős erdők teljes halmazán 34,75%, a Börzsönyben 33,39%, a Mátrában 34,91%, az Aggteleki-karszton pedig 40,21% az „újulat alig" kategória gyakorisága.

Természetesen a már magtermő korú, középkorú-idős erdőkben az újulat szerény mennyiségi reprezentáltságának a nagyvad mellett számos egyéb oka is lehet. A tölgyfajok esetében a rapszodikus, csak 5–8 évente mutatkozó erősebb makktermés, a különböző károsító és fogyasztó szervezetek és a kedvezőtlen időjárási körülmények (leginkább az aszályos periódusok) egyaránt akadályozhatják az újulat megtelepedését, megmaradását. E tényezők nyilván jelen vannak (voltak) a vizsgálati területeken is, de a tájegységi szintű összkép kialakulásában (s ezt a magas mintaszám is megerősíti) csak másodlagos szerepük lehet. A magtermő korú erdők magas aránya mellett ezen hatásoknak ugyanis évtizedeken át, rendszeresen és szisztematikusan kellett volna érvényesülniük ahhoz, hogy a leírt helyzet kialakulhasson. Mivel az újulat megtelepedéséhez időszakonként mindig adódnak kedvezőbb feltételek, a viszonylagos újulathiány jelensége mögött más tényezőt kell sejtenünk, így a figyelem ismételten a nagyvadfajok felé fordul.

A magas újulat alacsony újulathoz képest erősen elmaradó borításértékei, illetve egyéb állapotleíró változókkal való „rendellenes" viselkedése szintén arra utal, hogy a magas újulat mennyiségét szintén valamilyen generális, a vizsgálati területek egészén érvényesülő tényező alakítja. Itt külön fel kell hívni a figyelmet arra, hogy a magas újulat magassági definíciójának alsó határa (0,5 m) a csülkösvad fajok preferált „rágási magasságában" van. Vagyis ahol határozott, erős vadnyomás/vadrágás érvényesül, ott ez óhatatlanul megjelenik a magas újulat borítási adataiban, mivel az alacsony újulat tartósan nem tud a 0,5 m-es magasság fölé nőni (ha ez évközben meg is történik, a csúcshajtást nagy eséllyel vissza fogja rágni a nagyvad az elkövetkező téli időszakban).

A nagyvad újulatborításra kifejtett negatív hatását legmarkánsabban a vadtaposott-bolygatott talajú állományok és az újulat mennyiségi viszonyainak kimutatott összefüggései támasztják alá. Az elemzések során mindhárom tájegységnél és mindkét újulati kategóriára negatív előjelű és szignifikáns kapcsolatot tártunk fel. Vagyis ahol nagyobb mértékű vadjárást regisztráltunk, ott nagyobb valószínűséggel találunk szerény, „újulat alig" kategóriába sorolható újulatborítást. Közvetve szintén igazolta a nagyvad újulatborításra kifejtett hatását a gyepszint nitrofil részesedésének értékelése. Itt az elemzések (mindhárom tájegységre, mindkét újulati kategóriára) szintén negatív, szignifikáns kapcsolatot tártak fel, ez azonban némileg gyengébb volt, mint a vadtaposott-bolygatott talajú állományok viszonylatában. A gyengébb kapcsolat oka a nitrofil elemek vadhatáson túlmutató, egyéb okok (természetes bolygatások, gazdálkodás okozta bolygatások, humán hatások, akác gyomosító hatása stb.) miatti megjelenése lehet.

A fenti, jórészt közvetett érv alapján a viszonylagos újulathiány és a nagyvadállomány közötti kapcsolatot igazoltnak látjuk. Vagyis azt állítjuk, hogy a vizsgált középhegységi tájakban jelentősen alacsonyabb vadlétszám mellett a természetes újulat borítási viszonyai kedvezőbben alakulnának. Jóval alacsonyabb lenne az 1%-nál kevesebb újulattal rendelkező állományok („újulat alig") gyakorisága, illetve jóval magasabb lenne az 5%-nál több újulattal rendelkező állományok („újulat sok") gyakorisága. Ezen felül a legkedvezőbb („ideális") faállományszerkezeti jellemzők mellett az újulatborítás (azon belül a magas újulat borítás) jelentős növekedéséhez is adottak lennének a feltételek.

Az újulatborítás-kategóriák alacsonyabb vadlétszám/vadhatás melletti eloszlására vonatkozóan pontos predikció természetesen nem tehető. Az újulatborítás kérdésével kapcsolatban a teljes igazságot (a tájegységi jellemzők függvényében) ugyanis csak nagyobb területeket érintő vadkizárásos kísérletekkel lehetne feltárni. Ebben az esetben persze a nagyvad felújulásra kifejtett egyéb hatásai (így például a magbeforgatás) is „kiesnének" a rendszerből, viszont az így kapott eredmények alapján vélhetően közelebb jutnánk az erdei életközösséggel harmonizáló vadlétszám melletti újulatjellemzők (fajösszetétel, borítás, mintázat, vertikális tagoltság stb.) megismeréséhez.

Végezetül egyfajta kitekintésként meg kell említenünk, hogy a természetes újulat erős rágottsága és középkorú-idős erdőkben is szerény mennyiségi reprezentáltsága a vizsgált középhegységi erdőkben folytatott gazdálkodás, illetve az erdők egyéb szempontok szerinti fenntartása szempontjából is alapvető szakmai kérdéseket vet fel, melyek közül három hangsúlyosabb témakört külön is kiemelünk:

1. Az erős vadhatás következtében a vágásos üzemmódban kezelt, őshonos fafajú erdők az esetek nagy többségében igen gyenge újulat-ellátottsággal „érkeznek meg" a véghasználati kor határára. Az erdőfelújítást szolgáló beavatkozások (felújítóvágás, szálalóvágás) az újulat megtelepedési feltételeit a záródásviszonyok átalakításán keresztül természetesen (*ab ovo*) javítják, de a magtermő kor elérése óta eltelt 3–5 évtized az újulat szempontjából részben elvesztegetett időszak. Megjegyzendő még, hogy a felújítási célú beavatkozások önmagukban az újulat megmaradását csak kis részben (a tömegességi viszonyok megváltoztatása okán) segítik, az esetek jelentős hányadában (leginkább a Mátra déli, tölgyes régiójában és az Aggteleki-karszton) vadvédelmi kerítés építésére van szükség ahhoz, hogy a felújítási folyamat sikeres legyen. Mindez kiváltható lenne, illetve egy átlagos erdőfelújítás sikeresebb lehetne a vadhatás mérséklésével, az újulat megtelepedésének és megmaradásának magtermő kortól való biztosításával.

2. Fontos kérdés, hogy erős vadhatás mellett milyen eséllyel lehet (vadvédelmi kerítés nélkül) a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás felé elmozdulni. A vizsgált középhegységi tájak közül folyamatos erdőborítás melletti (örökerdő és átmeneti üzemmódban folytatott) gazdálkodás a Börzsöny (20% körüli részesedés) és a Mátra (10% körüli részesedés) területén zajlik. A folyamatos erdőborítást célozva már kezelésbe vont erdőknél, illetve a közeljövőben így kezelendő állományoknál egyaránt nagy előny lenne, ha a felújulás folyamata minél természetesebb keretek között történne, vagyis a nagyvad hatásától jórészt függetlenül kialakult újulati szinten alapulna. Ehhez szintén a nagyvadfajok hatásának markáns csökkentésére lenne szükség.

3. Az aktív erdőgazdálkodás hatósugarán kívül eső, legfeljebb erdőfenntartási munkákkal érintendő, faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba sorolt erdők (véderdők, egyes fokozottan védett erdőterületek, erdőrezervátum-magterületek, természeti övezetbe sorolt erdők) legtöbbje komoly újulathiánnyal küzd. A természetes dinamikai folyamatok közül a felső szintű dinamika (mortalitás,

holtfa képződés) mindenhol működik, azonban a felújulás a nagyvad hatása miatt sok helyütt erősen kontrollált. Márpedig újulat nélkül ezen erdők hosszú távú fennmaradása nem biztosítható. Ennek megfelelően nagyon fontos erdőfenntartási teendő lenne a növényevő nagyvad hatásának csökkentése a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba sorolt állományokban (is).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Az alapadatok felvételezése a Svájci-Magyar Együttműködési Program (SH/4/13) keretében folyt, míg az adatfeldolgozáshoz és az itt közölt eredmények kidolgozásához a Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alap (K135252) biztosított keretet. Köszönet illeti a terepi felmérésben és adatelőkészítésben közreműködő összes felmérőt, kollégát!

FELHASZNÁLT IRODALOM

Beguin J., Tremblay J.-P., Thiffault N., Pothier D. & Côté S. D. 2016: Management of forest regeneration in boreal and temperate deer-forest systems: challenges, guidelines, and research gaps. Ecosphere 7(10): e01488 https://doi.org/10.1002/ecs2.1488

Bencze L. 1952: Vadállományunk és vadkár. Erdőgazdaság 6(16): 13., 6(17): 12.

Bencze L. 1960: Erdőgazdasági vadkárok és a vadkárelhárítás helyzete. Az Erdő 9(5): 161–165.

Carpio A. J., Apollonio M. & Acevedo P. 2020: Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. Mammal Review 51(1) https://doi.org/10.1111/mam.12221

Caudullo G., De Battisti R., Colpi C., Vazzola C. & Da Ronch F. 2003: Ungulate damage and silviculture in the Cansiglio Forest (Veneto Prealps, NE Italy). Journal for Nature Conservation 10(4): 233–241. https://doi.org/10.1078/1617-1381-00023

Côté S., Rooney T. P., Tremblay J-P., Dussault C. & Waller D. M. 2004: Ecological impacts of deer overambudance. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 35: 113–147. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105725

Cutini A., Chianucci F. & Apollonio M. 2014: Wild ungulates and forests in Europe: Insights from long term studies in Central Italy. In: Proceedings of the Second International Congress of Silviculture, Florence, Italy, November 26th–29th, 509–517.

Felton A. M., Hedwall P., Felton A., Widemo F., Wallgren M., Holmström E., Löfmarck E., Malmsten J. & Wam H. K. 2022: Forage availability, supplementary feed and ungulate density: Associations with ungulate damage in pine production forests. Forest Ecology and Management 513: 120187 https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120187

Holdampf Gy. 1962: A vadkárokról. Az Erdő 11(6): 267–272.

Katona K., Fehér Á., Bleier N., Hejel P. & Szemethy L. 2015: Patások erdei élőhelyeken tapasztalható hatásainak felmérése: a vadhatás monitoring. Vadbiológia 17: 1–7.

Katona K., Hajdu M., Farkas A. & Szemethy L. 2013: Hazai bükkösök konzervációja: szálaló üzemmód és szelektív vadrágás. Tájökológiai Lapok 11(2): 223–228.

Katona K., Szemethy L. & Csányi S. 2011: Forest management practices and forest sensitivity to game damage in Hungary. Hungarian Agricultural Research 20(1): 12–16.

Katona K., Szemethy L., Hajdu M. & Csépányi P. 2009: A folyamatos erdőborítás és a vadállomány harmonikus kapcsolata a Pilis-tető bükköseiben. Erdészeti Lapok 144(7–8): 240–242.

Kovács K., Ferenc J. & Kondor I. 2009: Vadállomány által okozott károsítás. Erdészeti Lapok 144(2): 43–44.

Less N. 1991: A természetvédelem és a vadkár kapcsolatáról. Erdészeti Lapok 126(3): 88.

Mráz B., Penksza K. & Katona K. 2016: A vaddisznó (*Sus scrofa*) magterjesztő szerepének ökológiai értékelése. Vadbiológia 18: 44–50.

Nagy I. (ed.) 2020: Erdei vadkárfelvételi és értékelési útmutató. Földművelésügyi Értesítő 70(13): 434–511.

Náhlik A. 2022: Az erdő és nagyvad kapcsolatának hazai kutatásai az elmúlt fél évszázadban. Erdészeti Lapok 157(11): 387–393.

Nopp-Mayr U., Reimoser S., Reimoser F., Sachser F., Obermair L. & Gratzer G. 2020: Analyzing long-term impacts of ungulate herbivory on forest-recruitment dynamics at community and species level contrasting tree densities versus maximum heights. Scientific Reports 10: 20274 https://doi.org/10.1038/s41598-020-76843-3

Olasz F., Mészáros I., Tamás V., Bálint Á., Bruczyńska, M., Wozniakowski, G. & Zádori Z. 2019: Az afrikai sertéspestis járványtana és a védekezés lehetőségei. Magyar Állatorvosok Lapja 141(2): 101–115.

Pellerin M., Said 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

Petersson L. K., Dey D. C., Felton A. M., Gardiner E. S. & Löf M. 2020: Influence of canopy openness, ungulate exclosure, and low-intensity fire for improved oak regeneration in temperate Europe. Ecology and Evolution 10: 2626–2637. https://doi.org/10.1002/ece3.6092

Ramirez J. I., Jansen P. A., Ouden J., Goudzwaard L. & Poorter L. 2019: Long-term effects of wild ungulates on the structure, composition and succession of temperate forests. Forest Ecology and Management 432: 478–488. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.049

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

Reimoser F. 2003: Steering the impacts of ungulates on temperate forests. Journal of Nature Conservation 10: 243–252. https://doi.org/10.1078/1617-1381-00024

Reimoser F., Armstrong H. & Suchant R. 1999: Measuring forest damage of ungulates: what should be considered. Forest Ecology and Management 120(1–3): 47–58. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00542-8

Reimoser F. & Putman R. 2011: Impacts of wild ungulates on vegetation: costs and benefits. In: Putman R., Apollonio M. & Andersen R. (eds.): Ungulate Management in Europe: Problems and Practices. Cambridge University Press, Cambridge, 144–191.

Schmidt M., Sommer K., Kriebitzsch U.-W., Ellenberg H. & Oheimb von G. 2004: Dispersal of vascular plants by game in northern Genmany. Part I: Roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). European Joumal of Forest Research 123: 167–176. https://doi.org/10.1007/s10342-004-0029-3

Simon T. 2009: Vadállomány által okozott élőhely változás. In: Kolozs L. (szerk.): Erdővédelmi Mérő- és Megfigyelő Rendszer (1988–2008). MGSZH Központ Erdészeti Igazgatóság, Budapest, 92–107.

Standovár T., Szmorad F., Kovács B., Kelemen K., Plattner M., Roth T. & Pataki Zs. 2016: A novel forest state assessment methodology to support conservation and forest management planning. Community Ecology 17(2): 167–177. https://doi.org/10.1556/168.2016.17.2.5

Standovár T., Kelemen K., Szmorad F., Kovács B., Kenderes K. & Pataki Zs. 2017a: Az erdőállapot-felmérés módszertana. In: Standovár T., Bán M. & Kézdy P. (szerk.): Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben. (Rosalia 9.) Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 109–187.

Standovár T., Szmorad F., Kelemen K. & Kenderes K. 2017b: Az erdőállapot-felmérés eredményei. In: Standovár T., Bán M. & Kézdy P. (eds.): Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben. (Rosalia 9.) Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 189–439.

Szmorad F., Kelemen K., Kenderes K. & Standovár T. 2021: Északi-középhegységi erdők összetételének, szerkezetének és holtfa-viszonyainak összehasonlító elemzése. Erdészettudományi Közlemények 11(1–2): 5–25.

Velamazán M., San Miguel A., Escribano R. & Perea R. 2018: Compatibility of regeneration silviculture and wild ungulates in a Mediterranean pine forest: implications for tree recruitment and woody plant diversity. Annals of Forest Science 75(35) https://doi.org/10.1007/s13595-018-0715-9

Zoltán L. & Standovár T. 2018: A 2014-es jégtörés tulajdonságai és az azt követő erdészeti fakitermelés hatásai a Börzsöny erdeiben. Természetvédelmi Közlemények 24: 208–216.

Országos Erdőállomány Adattár (2016. január 1-i állapotleíró adatok)

Országos Vadgazdálkodási Adattár (1960–2020. évek adatai) / http://www.ova.info.hu

Érkezett: 2023. július 24.

Közlésre elfogadva: 2023. augusztus 28.