

Hogyan segíthet az erdészeti gyakorlat megőrizni a talajfelszíni ragadozó ízeltlábúak diverzitását?

Elek Zoltán¹, Bérces Sándor², Szalkovszki Ottó³ és Ódor Péter⁴

¹MTA-ELTE-MTM Ökológiai Kutatócsoport, Magyar Tudományos Akadémia, és Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet és Magyar Természettudományi Múzeum, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C. E-mail: zoltan.elek2@gmail.com

²Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest, Költő utca 21. E-mail: bercsess@dinpi.hu

³Növényi Diverzitás Központ, Taxonómiai Biokémiai-Kórtani Vizsgálatok Osztálya, 2766 Tápiószéle, Külsőmező út 15. E-mail: szalkovszkio@gmail.com

⁴MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány utca 2–4. E-mail: odor.peter@okologia.mta.hu

A fatermesztési céllal végzett erdőgazdálkodás során leginkább alkalmazott vágásos üzemmód többnyire homogenizálja erdeink fajösszetételét és szerkezetét, táji léptékben pedig az állományok fragmentációját okozza Európában és a világ számos pontján. Az alábbi áttekintésben azt szeretnénk megvizsgálni, hogy az erdőgazdálkodás során alkalmazott beavatkozások hogyan hatnak a talajfelszíni gerinctelen ragadozóakra, mint például a futóbogarakra vagy a pókokra.

1.) A vágásterületeken jelentős mértékben megváltozik az erdei gerinctelen közösség összetétele. A pókok esetében a farkaspókok dominanciája jellemző, vagyis a közösség homogenizálódik. A futóbogár-közösségek esetében általánosságban kimutatható a nagytestű, röpképtelen, erdei specialista fajok eltűnése, valamint a generalista és nyílt területekre jellemző fajok előtérbe kerülése.

2.) A vágásos gazdálkodás során alkalmazott bontóvágások (beleértve az egyenletes és sávos bontásokat) esetében kimutatták, hogy a bontások után, viszonylag rövid idő múlva (0,5–3 év) a futóbogarak egyedszáma csökkenő tendenciát mutat és eltűnnek a nagytestű futóbogarak. A beavatkozások után 15–20 évvel a futóbogár-együttesek szerkezete a kezeletlen erdőkben jellemző együttes szerkezetére kezd hasonlítani.

3.) A vágásterületeken kialakított hagyásfa-csoportok hatásának megítélése a legnehezebb, hiszen a feltételek és korának hatása még nem teljesen tisztázott. Ugyanakkor ismert az a tény, hogy az erdei fajok száma és abundanciája alacsonyabb a hagyásfa-csoportokban, mint a zárt állományokban, viszont a generalisták és a nyílt területre jellemző fajok száma is alacsonyabb a hagyásfa-csoportokban, mint a vágásterületen.

4.) A szálaló és átalakító üzemmódban alkalmazott lékes felújítás esetén kimutatták, hogy ez a felújítási mód elősegítette az erdei futóbogár- és pókegyüttesek fennmaradását, hiszen a generalista és a nyílt területekre jellemző fajok inkább a nagyméretű vágásterületeken fordultak elő, mint a lékekben. A lékek szegélyzónájában található futóbogár-együttesek továbbá hasonlóak voltak az erdei együttesekhez. Az 1–1,5 szerez fmagasságnál kisebb szélességű elnyújtott lécek szintén elősegíthetik az erdei fajok megőrzését.

Általánosságban elmondható, hogy fatermesztési céllal végzett erdészeti beavatkozások többnyire fajvesztéssel járnak a kezeletlen (természetes) állományokhoz képest (például a hálózó pókok és nagytestű, röpképtelen futóbogarak visszaszorulnak). A gazdálkodással érintett erdőkben a faállomány szerkezeti diverzitásának és kontinuitásának fenntartása vagy elősegítése rendkívül fontos lehet az erdei pók- és futóbogár-együttesek biodiverzitásának megőrzésében.

Kulcsszavak: erdőgazdálkodás; futóbogarak; pókok; vágásos üzemmód; hagyásfa-csoport; szálaló üzemmód

Bevezetés

Az európai természetszerű erdők nagy része átalakult a változó intenzitású erdészeti beavatkozások hatására (VANBERGEN és mtsai 2005). Ma már a természetes erdők kevesebb, mint egy százalékban borítják az európai kontinenst, míg Kanadában az erdők közel 52%-a, az USA nyugati partvidékén pedig azok 13%-a természetes (PAILLET és mtsai 2010). Az alapvetően fatermesztési célú erdőgazdálkodás erősen veszélyezteti a fajokat és azok élőhelyeit. Így tehát a természetes erdők egyfajta referencia pontként is értelmezhetők

a fenntartható erdőgazdálkodás szempontjából. „Természetes erdőknek az adott termőhelyen a bolygatlan erdők természetes összetételét, szerkezetét és dinamikáját mutató erdők tekinthetők, ahol a faállomány természetes úton jött létre, és ahol idegenhonos, erdészeti tájidegen fafaj csak szálanként fordul elő” (az erdőkről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. törvény). A természetes erdőkben az esetenkénti, nagy léptékű bolygatások (pl. erdőtüzek, széldöntés) és a gyakori, kis léptékű bolygatások (faegyedek összeroskadásával nyíló lécek) hatására regenerációs folyamatok figyelhetők meg táji- és

állomány léptékben egyaránt, mozaikos szerkezetet alakítva ki. Az így létrejövő változatos mikroélőhelyek nagyban hozzájárulnak az erdei biodiverzitás fenntartásához (BENGTSSON és mtsai 2000). Az „öserdők”, valamint a hosszú ideje természetes folyamatok által alakított természetszerű erdők egyik legfontosabb jellemzője a holtfa magas aránya, amelyek kidőlt fák, gyökértányérok, és álló facsonkok és faegyedek formájában lehetnek jelen. Az európai erdészeti gyakorlat évszázados hagyományai azonban drasztikusan átformálták az erdőkről kialakult képet. A napjainkban általánosan elterjedt vágásos gazdálkodás alapvetően egykorú, homogén vertikális és horizontális szerkezetű, magas záródású állományokat alakított ki. A biológiai sokféleség megőrzése nem csak a gazdálkodás alól kivont erdőkben, hanem a fatermesztési rendeltetéssel (is) bíró állományokban is fontos a természetes életközösségek és azok ökoszisztéma funkcióinak fenntartása szempontjából. Az utóbbi években számos kezdeményezés történt az erdészeti beavatkozások biodiverzitásra gyakorolt hatásának vizsgálatára (NIEMELÄ 2001, NIEMELÄ és mtsai 2007). Az erdészeti kezelések gyakran vezetnek az élőhelyek fragmentációjához, azaz összefüggő élőhelyek kisebb, gyakran izolált foltokká történő darabolódásához, részleges vagy teljes megsemmisüléséhez (például DEBINSKI és HOLT 2000, SAUNDERS és mtsai 1991).

A biológiai sokféleséget fenntartó erdőgazdálkodás megítéléséhez olyan izeltlábú indikátorokra van szükség, amelyek jól ismételhetően, költséghatékonyan gyűjthetők, ökológiailag jól magyarázható az előfordulásuk, és egyszerűen vizsgálhatók az erdészek és a nem ökológus szakemberek számára is (FERRIS és HUMPHREY 1999). Az erdőgazdálkodók számára is fontos, hogy a választott indikátorok jól mutassák a területhasználata hatását a biodiverzitásra, azonosíthatók legyenek a biológiai sokféleség szempontjából értékes területek is, és ezek összeegyeztethetők legyenek az erdészeti gyakorlattal (FORESTRY COMMISSION 2004). Azokon a területeken, ahol a magas biodiverzitásra utaló indikátorok jelen vannak, olyan erdőgazdálkodást kell(ene) folytatni, ami ezeknek az indikátoroknak a fennmaradását lehetővé teszi. Az erdészeti beavatkozások tervezésénél az erdei biodiverzitás indikátorok akár regionális (élőhelyek közötti) vagy akár táji szinten is használhatók lehetnek, de közvetlen gyakorlati jelentősége elsősorban az állomány szintű indikátoroknak van, mivel a legtöbb erdészeti beavatkozás ezen a szinten valósul meg (OERTLI és mtsai 2005, SIMILA és mtsai 2006, WILLIAMS és mtsai 2006).

Az erdőszerkezetnek néhány fontosabb eleme különösen jó indikátorként is szolgálhat, beleértve a fák méret szerinti megoszlását, a záródásviszonyokat, valamint a holtfa mennyiségi és minőségi jellemzőit (NOSS 1990, SPIES 1998). Az állomány szerkezet egyes elemei potenciálisan jó biodiverzitás indikátorok is lehetnek, különösen azokban az esetekben, ahol az állománystruktúra a környezeti adottságok és az erd-

szeti beavatkozások együttes eredményeként alakul ki, és közvetlen hatással van a biodiverzitásra és az ökoszisztéma funkciókra (SPIES 1998). A gazdálkodással érintett és a természetes erdők összehasonlításakor kimutatták, hogy a faanyagtermelést szolgáló erdőkben gyakran hiányzik néhány olyan, a biodiverzitás megőrzése szempontjából is fontos szerkezeti elem, amely az idős, természetes erdőkre jellemző, mint például a nagy és idős fák jelenléte, a faállomány összetett szintezettsége, a változatos záródásviszonyok és a magas fajdiverzitás (HALPERN és mtsai 1999, HODGE és PETERKEN 1998, HUMPHREY 2005). Egyes vizsgálatok szerint az állomány szerkezet is fontos eleme az erdei biodiverzitásnak (például FERRIS és mtsai 2000, HUMPHREY és mtsai 1999, 2002, PITKÄNEN 1997), azonban annak sokrétű volta miatt kvantifikálása rendkívül nehéz (MCELHINNY és mtsai 2005).

E fejezetben az erdőgazdálkodás két érzékeny élőlénycsoport, a pók- és a futóbogár-közösség, diverzitására gyakorolt hatásait kívánjuk áttekinteni a palearktikus régióban, elsősorban Európában. Az erdőgazdálkodás állomány léptékben érvényesülő közvetlen hatásain kívül külön figyelmet fordítunk a táji léptékben érvényesülő jelenségekre, mint az erdőállományok fragmentáció hatására bekövetkező izolációjára, az élőhelyek méretének csökkenésére és a szegélyhatás megnövekedett jelentőségére. Megpróbáljuk feltárni az erdészeti beavatkozásokra érzékeny fajokat és fajegyütteseket is. Végül kísérletet teszünk arra, hogy olyan erdőgazdálkodási, illetve erdőkezelési módokat javasoljunk, amelyek csökkentik a már meglévő erdészeti gyakorlat kedvezőtlen hatásait. Így ennek a nem túl terjedelmes áttekintésnek az a célja, hogy választ próbáljon adni az alábbi kérdésekre:

(1) Jó indikátorai-e az erdőgazdálkodásból eredő hatásoknak a választott taxonok, azaz a pókok és a futóbogarak?

(2) Milyen erdészeti beavatkozások segítik a sokféleségük megőrzését?

Indikátorok az erdőkben

Az ökológiai tudomány alaptétele szerint azt vizsgáljuk, hogy az élőlények jelenléte, illetve azok hiánya akár mennyiségi (egyedszám, fajszám), akár minőségi (milyen fajok azok, amelyek jelen vannak vagy hiányoznak?) alapon hogyan magyarázza az adott élőhely, és azok életközösségeinek állapotát, illetve az okokat, amelyek létrehozták az adott állapotot. A fogalmat itt két részre kell választani, mivel az ökológiai indikáció (jelzés) fogalma egy adott indikátor (jelző szervezet) és egy adott indikandum (jelendő/jelzett jelenség) relációjában értelmezhető. Gondoljunk csak a nitrofil gyomokra. Ahogy nevük is mutatja ezeknek a gyomoknak a jelenléte a talaj nitrogén dúsulását jelzi. Azonban be kell vezetnünk egy másik fontos fogalmat is, a fitocönológiában használt karakterfajét. Ez esetben a jelzett

jelenség nem fókuszálható be egy faktorra, hanem az indikátor inkább a jelenségek (esetünkben környezeti tényezők) koegzisztenciáját, egy adott halmazát mutatja, azaz egy karakterisztikus képet ad az adott területről. Az angol ökológiai irodalom nem tesz élesen különbséget a két fogalmi megközelítés között. Mi azonban ebben a fejezetben csupán formai és nyelvi okokból mégis az indikátor kifejezést fogjuk használni, holott az általunk bemutatni kívánt élőlénycsoportok inkább karakterisztikusan, mintsem ökológiai szűk értelemben vett indikátorként viselkednek az erdei élőhelyeken.

Az ökológia centrális hipotézise (JUHÁSZ-NAGY 1993) szerint az élőlények bárhol és bármikor előfordulhatnak. A centrális tény ugyanakkor az, hogy ez nem igaz. Talán kissé távolról indul ez a levezetés, de jól mutatja, hogy az élőlények kiválóan jelzik élőhelyeiket, és az abban bekövetkező változásokat. Ebben a fejezetben elsősorban az erdei élőhelyeken előforduló negatív hatásokat elemezzük (hasonlóan mint LINDENMAYER és mtsai 2006, MALEQUE és mtsai 2006a).

Az ízeltlábúak jó indikátorai a környezeti változásoknak és az élőhelyek átalakulásának, annak köszönhetően, hogy nagy fajszámúak, kicsi a testméretük és rövid generációs idővel rendelkeznek (KREMEN és mtsai 1993). Ezentúl kifejezetten érzékenyek környezetük mikroklimatikus paramétereiben bekövetkező változásokra (LÖVEI és SUNDERLAND 1996, RAINIO és NIEMELÄ 2003). Ezek az említett tulajdonságok megfelelő indikátor szervezetekké teszik őket az erdészeti ökológiai vizsgálatokban is (ANDORKÓ és mtsai 2003, MALEQUE és mtsai 2006a, TOÏGO és mtsai 2013).

A jó indikátor szervezeteknek négy alapvető kritériuma van:

- 1.) egyszerűen és könnyen gyűjthetők;
- 2.) könnyen és megbízhatóan határozhatók;
- 3.) funkcionálisan jól használhatók;
- 4.) konzisztensen reagálnak a zavaró hatásokra.

A pókok és a futóbogarak szemmel láthatóan ezeknek a kritériumoknak megfelelnek. Mindkét taxon gazdaságosan és könnyen gyűjthető, nagy egyedszámban, passzív mintavételi módszerekkel, mint például talajcsapdával.

A pókok (Araneae) ragadozó szervezetekként fontos szabályozószerepet töltenek be a lebontó szervezetek populációiban (CLARKE és GRANT 1968). Nagy biomassájuk kiváló táplálékforrás a nagyobb erdei ragadozó szervezetek számára, mint például szalamandrának, kismélsőknek és madaraknak. A pókok azon potenciális környezeti indikátorok közé tartoznak, amelyek erdészeti ökológiai vizsgálatokban jól alkalmazhatóak, és a futóbogarakhoz hasonlóan ökológiai jellemzőik és taxonómiájuk is jól ismert, továbbá hatékonyan gyűjthetők talajcsapdával (OXBROUGH és mtsai 2005, UETZ 1979). Mindazonáltal a pókok jól ismertek arról, hogy rendkívül érzékenyen reagálnak az emberi hatásokra (MALEQUE és mtsai 2009, PEARCE és VENIER 2006) és kulcsszere-

pük van az erdei táplálékhálózatokban is (CLARKE és GRANT 1968, GUNNARSSON 1983, WISE 2004).

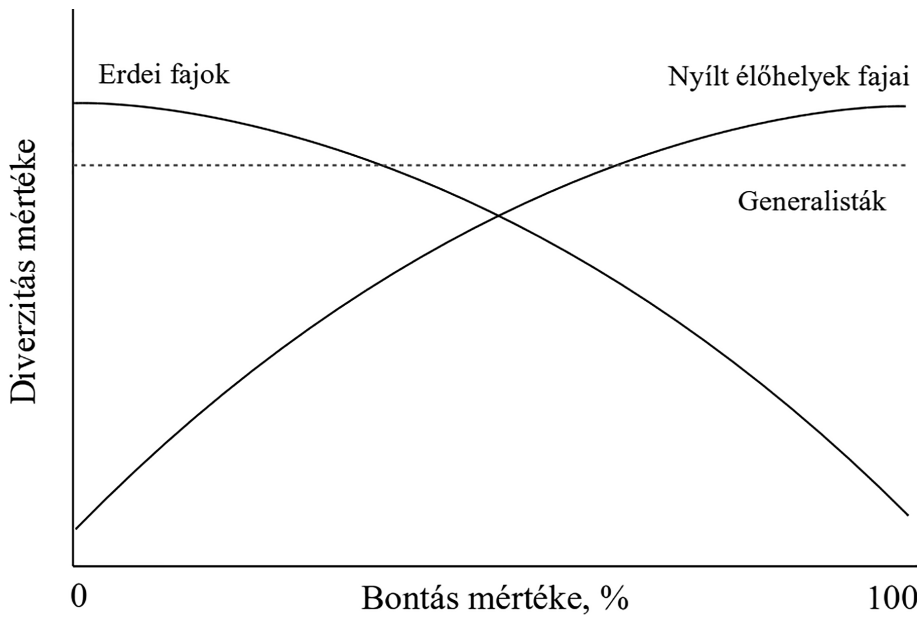
Számos futóbogárfaj ragadozó, és a pókokhoz hasonló szabályozó szerepet tölt be.

A futóbogarakat (Coleoptera: Carabidae) gyakran alkalmazzák erdei biodiverzitás kutatásokban, mivel ökológiájuk és taxonómiájuk jól ismert, és hatékonyan gyűjthetők talajcsapdával. Mindezek mellett széles elterjedésük miatt kiváló indikátor szervezetek, valamint számos élőhelytípusban is előfordulnak. Érzékenyen reagálnak a környezeti változásokra. Mind specialista, mind generalista fajaik jól ismeretek, amely jól tükrözi azt a változatosságot, ami más gerinctelen taxonoknál is megtalálható (CAMERON és LEATHER 2012, KOTZE és mtsai 2011, MCGEOCH 1998.). A futóbogarakat sokan tanulmányozták lombos erdőkben (ANDORKÓ és KÁDÁR 2009, NEGRO és mtsai 2014) és fenyőerdőkben egyaránt (FULLER és mtsai 2008, JUKES és mtsai 2001, MAGURA és mtsai 2002, NIEMELÄ és mtsai 1992). A futóbogarak csoportja elterjedt a palearktikus régióban. Jól ismert taxonómiájuk és kiváló morfológiai határozóbélyegeik révén fajismeretük könnyen tanulható, ellentétben a pókokkal, ahol a fajszintű határozás jóval nagyobb felkészültséget igényel.

Az erdészeti beavatkozások hatása talajfelszínlakó ragadozó ízeltlábúakra

Az erdők és erdei élőhelyek átalakulása, fragmentálódása, degradációja

Mielőtt a konkrét erdészeti beavatkozások hatásáról beszélünk, ejtsünk pár szót az ember erdőket érintő általános tájtalakító tevékenységéről. Az emberiség fejlődése során az egykori erdős tájat folyamatosan érték az erdőirtások, emiatt az egykori erdők területének jelentős részén ma szántókat, gyepeket, emberi létesítményeket találunk. A jelenlegi erdők legnagyobb része nem az egykori erdők maradványa, hanem másodlagosan, jelentős emberi hatás alatt kialakult, illetve kialakított faállomány. Annak a megértése azonban, hogy az élőhely átalakításának melyek az ökológiai kockázatai nagyon is fontos. Az ízeltlábúak, elsősorban a rovarok élőhely specialista mivolta nagyon jól mutatja az élőhelyek átalakításának hatásait. MAETO és SATO (2004) Japánban és ELEK és mtsai (2001) Magyarországon kimutatták, hogy az erdei specialista fajok az idős erdőkben dominánsak, míg a fiatal fenyőültetvényekben és nyílt területeken az élőhely-generalista és nyílt területekre jellemző fajok fordulnak elő nagy számban. A fakitermelés hatása sokszor kevésbé drasztikus, mint az erdei élőhely(ek) átalakítása más élőhellyé (pl.: szántóvá vagy gyepekké). Ugyanis ez utóbbiak erősebben befolyásolják a hangyák, madarak



1. ábra. A várt diverzitási profilok pókokra és futóbogarakra, és azok különböző ökológiai csoportjaira (erdei, nyílt területek fajai és generalisták) a bontás mértékét tekintve egy tarvágástól az erdő felé haladva

vagy lepkék fajszaámát (DUNN 2004, MALEQUE és mtsai 2009), mint a fakitermelés maga. Azaz az erdőállományok erdőirtásból származó fragmentációja sokkal nagyobb negatív hatással van az erdei életközösségre, mint az erdők vágásos üzemmódú gyakorlata, amelyet mindig erdőfelújítás követ. A fragmentáció ökológiai következményeivel számos vizsgálat foglalkozott. Az elsősorban rovarokon végzett vizsgálatok arra is alkalmasak, hogy az ökoszisztéma pusztulásának mértékét megbecsüljük. CARVALHO és VASCONCELOS (1999) eredményei szerint a braziliai esőerdőkben a kiterjedt, összefüggő erdőségek nagyobb hangyaboly-denzitást mutattak, mint a feldarabolódott, kisebb foltok. JENNINGS és TALLAMY (2006) kimutatták, hogy az izolált erdőfoltokban kevesebb nagy testű, röpképtelen futóbogár fordult elő, mint az összefüggő nagy erdőségekben (1. ábra). Fontos kiemelni azt is, hogy a szegélyzónától való távolság is nagy szerepet játszik az erdei életközösségek szerkezetében (PINZON és mtsai 2012). FUJITA és mtsai (2008) azt találták, hogy a futóbogarak fajgazdagsága a városi, izolált erdőfoltokban erős pozitív összefüggést mutatott a foltmérettel. A futóbogarak fajgazdagsága a városi, izolált erdőfoltokban azonban nem változott a növekvő izolációs távolsággal a természetes erdőfoltokhoz képest. Fontos ugyanakkor kiemelni, hogy a táji léptékű élőhelymintázatok (mátrix) sokféle növényzeti típus jelenlétét támogathatják, ami nagy hatással van a futóbogarak előfordulására, közösség szerkezetére és diverzitására is (NIEMELÄ 2001).

Az erdészeti beavatkozások/kezelések hagyományok és lehetőségek

Az erdőgazdálkodás állomány léptékű hatásait alapvetően három csoport szerint tárgyaljuk. Az első esetben a gazdálkodás során vágásterület jön létre, ide tartoznak a vágásos üzemmód különböző formái. A második esetben állomány léptékben a vegyeskorú erdő fenn-

tartása folyamatos, ide tartozik a szálaló üzemmód, és (bár átmeneti jellegű) az átalakító üzemmód keretében zajló fahasználatok is. Ide sorolódnak azok a természetvédelmi erdőkezelések is, ahol a beavatkozásoknak nem célja a faanyagtermelés, a kezelések elsősorban a faállomány heterogenitásának növelését, mikrohabitatok létrehozását szolgálják. Bár klasszikus értelemben nem tartozik az erdőgazdálkodási módokhoz, az erdei biodiverzitás szempontjából mégis nagy jelentősége van az erdőgazdálkodáshoz kapcsolódó állandósított területhasználati elemeknek, mint az erdei úthálózat, rakodók, nyiladékok, közelítő nyomok. Az alábbiakban e három kategória szerint tekintjük át az erdőgazdálkodás pók- és futóbogár-közösségekre gyakorolt hatását. Meg kell jegyezni, hogy a vonatkozó szakirodalom jelentős része a boreális régióból (Kanada, USA északi része, Skandinávia) származik, emiatt az itt kapott eredményeket nagyon nehéz a magyarországi viszonyokra vonatkoztatni, részben a funkcionálisan nagyon eltérő élőhely és faállomány, részben a sokkal nagyobb térbeli léptékben zajló erdőkezelések miatt.

Vágásos gazdálkodás

A vágásos gazdálkodás jellemzője, hogy a véghasználat során vágásterület keletkezik. Ez létrejöhet egyetlen fakitermelési beavatkozás során végrehajtott tarvágással, amelyhez többnyire mesterséges felújítás társul, illetve időben elnyújtott, több bontó és egy végvágásból álló fokozatos felújító vágás, illetve szálalóvágás során, amely lehetőséget teremt az erdő mag eredetű természetes felújítására. A boreális régióban a vágásterületek szinte kizárólag tarvágással keletkeznek, míg a fokozatos felújító vágás és a szálalóvágás elsősorban a lombos erdők zónájára jellemző. A két vizsgált élőlénycsoport szempontjából e különböző kezelési elemekből (ápolások, tisztítások, gyérítések, illetve felújítási időszak) álló ciklus egyik legkritikusabb eleme a vágásterület

időszaka, amelyet az erdei mikroklíma megszűnése, nyílt talajfelszínnek megjelenése, a talaj vízháztartásának megváltozása, valamint a lágyszárúak dominanciája jellemez. Ez az egyik legdrasztikusabb negatív következményekkel járó állapot mind az élőhely, mind az ott található életközösségek szempontjából, így az ízeltlábúak diverzitása és ökoszisztéma funkciója szempontjából is (NICHOLS és mtsai 2007, PAWSON és mtsai 2006, SIIRA-PIETIKÄINEN és mtsai 2003). Ebben a fázisban az erdei specialista fajok helyét nyílt területekre jellemző fajok, vagy generalisták foglalják el (1. ábra és BUDDLE és mtsai 2000, KOIVULA 2002a, KOIVULA és mtsai 2002). Meg kell említenünk azonban, hogy a vágásterületen keletkező átmeneti nyílt élőhelyek, vágásnövényzet és fiatal erdőállományok jelentősen növelhetik a nappali lepkék diverzitását és tömegességét (INOUE 2003, MALEQUE és mtsai 2009). A vágásterületek megítélésében ugyanakkor óvatosságnak kell lennünk, hiszen az ezeken végzett vizsgálatok kimutatták, hogy a rovarok fajszáma és egyedszáma akár nagyobb is lehet, mint a természeteszerű erdőben, vagy a kapcsolódó szegélyzónában (ELEK és mtsai 2001, HELIOLÄ és mtsai 2001). Mindig figyelembe kell vennünk, hogy ez a faj- és egyedszám növekedés a nyílt területekre jellemző és generalista fajok megjelenésével magyarázható. Ezzel ellentétben a nagy testű, erdei specialisták eltűnnek, vagy jelentősen visszaszorulnak (ELEK és mtsai 2001). Ez az átrendeződés a biodiverzitás-megőrzés és az erdei ökológiai rendszerek szempontjából nem előnyös, hiszen egy fontos gerinctelen ragadozó csoport szerkezete alakul át, amely jelentős szabályozó szerepet tölt be az erdei ökoszisztémában is (GRAY 1987, 1989). Így ezen élőlény csoport bármilyen visszaszorulása akár előnyhöz is juttathatja az erdei (farontó) fogyasztókat.

Hasonlóan a futóbogarakhoz, a pókok esetén is kimutatták (LARRIVÉE és mtsai 2005), hogy a vágásterületeken talált pókegyüttesek inkább egy száraz, nyílt terület együttesére hasonlítanak, mintsem egy zárt erdei közösségre. BUDDLE és SHORTHOUSE (2008) szerint a farkaspókok dominanciája a vágásterületeken egyértelmű bizonyíték arra, hogy ez a fahasználati mód homogenizálja az együtteseket. Ha azonban nem történik talaj-előkészítés, akkor az erdei fajok túlélése jelentősen javul (MAGURA és mtsai 2001, PIHLAJA és mtsai 2006).

A vágásos gazdálkodás másik hatása az, hogy megnöveli a szegélyzónákat, az állományok határát, amely a fajok közötti interakciókra lehet hatással (EWERS és DIDHAM 2005). Továbbá a teljes talaj-előkészítéssel olyan élőhelyi változások is bekövetkezhetnek, ami miatt a helyi életközösségek regenerációja akár több száz évig is eltarthat (DESENDER és mtsai 1999).

A vágásos gazdálkodás során elsősorban a lombos erdők zónájában a vágásterületek nem tarvágással keletkeznek, hanem akár több évtizedre elnyújtott felújítási időszak során bontóvágások sorozatával, majd végvágással jönnek létre. Míg Európában ez többnyire 5–15 ha-os állományok léptékében zajlik, addig Észak-Amerikában jóval durvább térbeli léptékben

valósul meg. Az időben elnyújtott bontóvágások egyik kedvező hatása, hogy itt az aljnövényzet és a talajfelszínlakó rovargyüttesek jobban tudnak regenerálódni, mint a tarvágásokban (ISHII és mtsai 2008, MALEQUE és mtsai 2006b, 2007a, 2007b). OHSAWA (2004) kimutatta, hogy a cincérek fajgazdagsága nagyobb volt a bontott vörösfenyő ültetvényekben (*Larix kaempferi*), mint a zárt állományokban. Korábbi vizsgálatok alapján a bontott állomány képes jól megőrizni az eredetihez közeli hasonló pók- és futóbogár-együtteseket (HUBER és mtsai 2007, HUHTA 1965, KOIVULA 2002b, MOORE és mtsai 2004,), azonban ez nem minden esetben igaz (WILLETT 2001). WERNER és RAFFA (2000), valamint SCHOWALTER és mtsai (2003) szerint a két indikátor csoport szerkezete különbözik a zárt és a bontott állományok között. VANCE és NOL (2003) eredményei alapján bontást követő 3 évben a futóbogarak egyedszámának csökkenése és a nagy testű futóbogarak eltűnése figyelhető meg, azonban 15–20 év múlva a futóbogár-együttesek szerkezete kezd hasonlítani a zárt erdőkre jellemző közösségszerkezetre.

A vágásos üzemmód során létrejött idősebb (81–100 éves) erdőkben is a pókközösség elszegényedése figyelhető meg a természetes erdőkhöz képest, ami leginkább az állományok szerkezetének egyszerűsödésével magyarázható (WILLETT 2001).

A vágásos üzemmód keretében elterjedt gyakorlat, hogy a gazdálkodó visszahagyja a vágásterületeken az eredeti állomány kisebb-nagyobb foltjait, hagyásfa-csoportokat alakít ki. Ezek célja, hogy biztosítsák a zárterdei életközösségek túlélését, megteremtve e fajok kolonizációjának lehetőségét a felújított állományokban. A hagyásfa-csoportok térbeli léptéke azonban szintén eltér a különböző régiók között. Míg Közép-Európában ezek általában az 5–15 ha-os vágásterületeken belül visszahagyott 30–1000 m²-es foltokat jelentenek (amely többnyire maximum a terület 5%-át éri el), addig a boreális zónában hagyásfa-csoportnak tekintik a jóval kiterjedtebb vágásterületeken visszahagyott akár több hektár kiterjedésű állományokat is.

A hagyásfa-csoportok egyik előnye, hogy búvóhelyel és táplálékkal szolgál az erdei fajok számára. MARTIKAINEN és mtsai (2006) azt találták, hogy a hagyásfa-csoportok létrehozásával a futóbogár-együttesek fajszáma emelkedett a megnövekedett számú elérhető táplálékforrásnak köszönhetően. MATVEINEN-HUJU és mtsai (2006) szerint minél nagyobb a hagyásfa-csoport a területen, annál több erdei pókfaj marad fenn. Az egyedszám és fajsám azonban mind a futóbogarak mind a pókok esetében is megváltozott a hagyásfa-csoport méretével (0,09–0,55 ha). GANDHI és mtsai (2004) nem találtak eltérést az egy hektár alatti (0,2–0,5 ha), valamint a két hektár kiterjedésű hagyásfa-csoportok esetében a futóbogarak abundanciája között. A nagyobb erdőfragmentumokban (~ 43 ha) ugyanakkor azt találták, hogy az erdei futóbogarak faj- és egyedszáma nőtt a fragmentum méretével (BURKE és GOULET 1998). Így tehát fontos kutatási kérdés a

hagyásfa-csoport minimálisan szükséges méretének megállapítása. A kisméretű hagyásfa-csoportok (0,01–0,02 ha) nem igazán segítik elő az erdei pókfaajok fennmaradását (MATVEINEN-HUJU és mtsai 2006), míg a nagyobb méretűek (0,09–0,55 ha) hozzájárulhatnak az erdei pók és futóbogár-együttesek túléléséhez (KOIVULA 2002a, MATVEINEN-HUJU és mtsai 2006, MATVEINEN-HUJU 2007). LEMIEUX és LINDGREN (2004) azt mutatták ki, hogy a tipikusnak mondható hagyásfa-csoportokban (0,1–2 ha) a pók- és futóbogár-együttesek hasonlóak voltak az erdei és a szegélyzóna együtteseihez, de köztes állapotot jelentenek a vágásterület és az erdőgazdálkodással nem érintett erdők között.

MATVEINEN-HUJU (2004, 2007) eredményei szerint a nyílt területekre jellemző pókok aránya a hagyásfa-csoporton belül egyenes arányban növekedett a tarvágás óta eltelt idővel, ami azt sugallhatja, hogy a hagyásfa-csoportok sem ideális túlélőszigetek. Mindezt további tanulmányok is megerősítették (ld. KOIVULA 2002a – futóbogarak esetében, MERRILL és mtsai 1998 – madarak esetében, NORTH és mtsai 1996 – növények esetében és PEARCE és mtsai 2005 – pókok és futóbogarak esetében). Fontos azonban megjegyezni, hogy a nyílt területekre jellemző pókok nem özönlötték el a hagyásfa-csoportokat, vagyis ezek, ha korlátozott mértékben is, de biztosították a zárt erdőkhöz kötődő fajok túlélését (HELIÖLÄ és mtsai 2001, OXBROUGH és mtsai 2006).

Egy fontos kérdés maradt még hátra. Mekkora hagyásfa-csoportra is van szükség? A skandináv erdészeti gyakorlat 100–300 m²/ha mértékű hagyásfa-csoportot javasol (RAIVIO és mtsai 2001), azonban ezek a hagyásfa-csoport méretek túl kicsinek bizonyultak a zárterdei futóbogarak (KOIVULA 2002a), pókok (MATVEINEN-HUJU és KOIVULA 2008), talajlakó ízeltlábúak (SIIRA-PIETIKÄINEN és mtsai 2003) és a hajtásos növények túlélése számára (JALONEN és VANHA-MAJAMAA 2001). Az USA-ban alkalmazott (az európai viszonyoknál nagyobb) 0,2–1 ha méretű hagyásfa-csoportok is kicsinek bizonyultak ahhoz, hogy elkerüljék a szegélyhatást (HALPERN és mtsai 1999). MADER (1984) szerint a félhektáros vagy annál kisebb erdőfoltok teljes mértékben szegélyzónának tekinthetők, tehát az erdei fajok jobb megőrzése érdekében 2–5 ha méretű erdőfoltokat javasolt a futóbogarak, míg 10 ha méretűt a cserkelő pók fajok megőrzéséhez. MIYASHITA és mtsai (1998) kevesebb hálósövény pókot találtak a kis erdő-fragmentumokban, és azok aránya jelentősen csökkent ott, ahol a fragmentumok mérete kisebb, mint 1 ha. Korábbi tanulmányok ugyanis igazolták, hogy ezek a pókfajok általában zárterdei élőhelyen fordulnak elő (pl. BUDDLE és mtsai 2000, COYLE 1981, HUHTA 1971, LARRIVÉE és mtsai 2005, MCIVER és mtsai 1992, PAJUNEN és mtsai 1995, VÄISÄNEN és BISTRÖM 1990). DIDHAM (1997) azt állítja, hogy a 100 hektár méretű erdőfolt sem elegendő ahhoz, hogy az erdei bogárfauna érintetlen maradjon. Összefoglalva elmondhat-

juk, hogy az egyes vizsgálatok által javasolt foltméretek nem elégségesek ahhoz, hogy az erdei ízeltlábú együttes fennmaradjon. A döntően boreális zónában végzett kutatások eredményeiből arra következtethetünk, hogy a hagyásfa-csoport minimum méretének legalább néhány hektárnak kellene lennie (FEDROWITZ és mtsai 2014), azonban ez a hazai erdészeti gyakorlatban nem megvalósítható, mivel a vágásterületek mérete is általában néhány hektár, így a hagyásfa-csoport méretének ehhez kell igazodnia.

Szálaló és átalakító üzemmód

A vágásos üzemmóddhoz képest a szálaló és átalakító üzemmód egy sokkal heterogénebb faállományt alakít ki (BARTHA és mtsai 2014, FRANK 2000, VARGA 2013), ide sorolhatók a természetvédelmi erdőkezelés során alkalmazott beavatkozások is, amelyek célja elsősorban az erdei mikroélethelyek létrehozása és heterogén faállomány viszonyok kialakítása (FRANK és SZMORAD 2014). Elsősorban a boreális régióban végzett vizsgálatok alapján általánosan megállapítható, hogy a szálalás kedvezőnek bizonyult az erdei pók- és futóbogár együttesek fennmaradása szempontjából (HUBER és mtsai 2007, HUHTA 1965, KOIVULA 2002b, MATVEINEN-HUJU 2004, 2007, MOORE és mtsai 2004, VANCE és NOL 2003, WILLET 2001).

Magyarországon mindkét üzemmód esetében a felújítás többnyire mesterséges lékekben zajlik, az erdő természetes újulatára alapozva, amely a nemzetközi fogalomrendszerekhez viszonyítva leginkább a „csoportos szálalásnak” (group selection) feleltethető meg (MATTHEWS 1991). A két üzemmód esetében az eltérést elsősorban a felújítási időszak hossza eredményezi. A szálalás esetében ez nem értelmezett, a beavatkozások és az ehhez kapcsolódó felújulás egy egységes folyamatot alkot (ROTH 1935). Az átalakító üzemmód elsődleges célja a vágásos üzemmódról a szálaló üzemmódra történő áttérés és szerkezet átalakítás, ennek során az eredeti faállomány kb. 50–100 év alatt letermelésre kerül (BARTHA és mtsai 2014). A folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodás során az alkalmazott lékek mérete, alakja, a beavatkozások visszatérési ideje rendkívül változatos lehet, egyaránt meghatározzák az erdőállomány természeti adottságai, valamint az erdőgazdálkodó. Leggyakrabban a gazdálkodó 0,5–1,5 famagasság átmérőjű, kör alakú lékeket alakít ki, ahol a felújulás természetes módon történik, talaj-előkészítést, illetve mesterséges felújítást nem alkalmaznak (BARTHA és mtsai 2014, KOIVULA és NIEMELÄ 2003). A lékes felújítás elősegítheti az árnyékkedvelő erdei aljnövényzet gyors regenerációját, illetve a természetes erdőújulást. Ez a beavatkozás szintén jelentős változásokkal jár az aljnövényzet szerkezetében is (JALONEN és VANHA-MAJAMAA 2001) és ezen keresztül nagymértékű hatása lehet a mikroklimára, majd a rovar együttesek szerkezetére (KOIVULA és NIEMELÄ 2003, SIIRA-PIETIKÄINEN és mtsai 2001). Futóbogarak

esetén kimutatták, hogy a lékes felújítás segítette elő leginkább az erdei futóbogár-együttesek fennmaradását, mivel a generalista és a nyílt területekre jellemző fajok inkább a nagyméretű tarvágásokban fordultak elő, mint ezekben a lékekben (KOIVULA 2002b). A lékes felújítással összefüggésben (KOIVULA és NIEMELÄ 2003) megállapították, hogy a lékek kialakítását követően pár hónapon belül megjelennek a nyílt területekre jellemző fajok, míg a generalista fajok száma nem emelkedik jelentősen. Így elmondható, hogy a lékes felújítás a biodiverzitás-megőrzés szempontjából kedvezőbb erdőgazdálkodási mód, mint a nagy területen történő tarvágás. Hasonlóan a vágásterületekhez, a farkaspókok dominanciája a lékekben egyértelmű bizonyíték arra, hogy ez az erdőhasználati mód is homogenizálja a pókegyütteseket (BUDDLE és SHORTHOUSE 2008). MATVEINEN-HUJU (2007) eredményei szerint a 0,16 és 1 ha-os lékekben (40 m × 40 m vagy 32 m × 50 m) a pókok átlagos egyedszáma alacsony volt, míg a nyílt területekre jellemző pókfajok számára ez a változás kedvezőnek adódott, és tömegesen fordultak elő a nagyobb nyiladékokban. OXBROUGH és mtsai (2006) munkája alapján a léknek legalább 15 méter szélesnek kell lennie (a famagasság 1–1,5-szerese), hogy a nyílt területekre jellemző pókfajok nagy tömegben megjelenjenek. Azt azonban nem mutatták ki, hogy a 15 méternél kisebb lékekben az erdei pókfajok nagyobb számban fordulnak-e elő. ULYSHEN és mtsai (2006) vizsgálatai szerint a lékek szegélyzónájában megtalálható futóbogár-együttesek hasonlóak voltak a zárt erdei együttesekhez. Munkájuk eredményeként hangsúlyozták továbbá azt is, hogy az 1–1,5-szeres famagasságnál kisebb lékek elősegíthetik az erdei fajok megőrzését. SHURE és PHILLIPS (1991) azonban a közepes méretű lékekben (0,08–0,4 ha) kevesebb pókot találtak, mint a kisebb (0,016 ha) lékekben, vagy a vágásterületeken (2–10 ha), habár ők a habitat affinitási csoportokat nem vizsgálták. Arra következtettek, hogy az erdei pókfajok a lékeket, míg a nyílt területre jellemző fajok a vágásterületeket kedvelték, azonban a közepes méretű lékeket egyik fajegyüttes sem preferálta. KLIMASZEWSKI és mtsai (2005) szerint a kis lékek (0,06–0,13 ha) az ott található futóbogár-együttesek vonatkozásában különböznek a nagyobbaktól (0,25 ha), azonban az összes lék együttese különböztek a kontroll állományokétól. A kis lékek szerepe az erdei pók- és futóbogár-együttesek megőrzésében azonban még mindig kérdéses és további kutatásokat igényel. Általánosságban elmondható, hogy a lékek jobban elősegítik az erdei pókegyüttesek fennmaradását, mint a vágásterületek; bár fajvesztés az erdei együttesekhez képest itt is fennáll. MATVEINEN-HUJU (2007) eredményei alapján három egymáshoz közeli 0,16 ha lékben jóval alacsonyabb volt a nyílt területekre jellemző pókfajok egyedszáma, mint a vágásterületeken. Ugyanezen a területen dolgozva KOIVULA és NIEMELÄ (2003) kimutatták, hogy a futóbogarak nem tettek különbséget a zárt állományok és a lékek között, míg a tarvágásokat a

nyílt területekre jellemző futóbogarak uralták. OSAWA és mtsai (2005) azt találták, hogy a lékekben csökkent a nagytestű futóbogarak egyedszáma a zárt állományhoz képest. ULYSHEN és mtsai (2006) eredményei fajösszetételbeli különbségeket mutattak az elnyújtott lékek (0,13; 0,26 és 0,50 ha) és a vágással nem érintett erdők között, azonban a lékek felújulása során a futóbogarak egyed- és fajszáma egyre jobban hasonlított a környező zárt állományhoz. Tehát a lékek kora szintén további vizsgálatokat igénylő kérdés maradt.

Erdei utak

Az erdészeti beavatkozások egyik legfontosabb velejárója a különféle erdei utak létrehozása, hiszen a beavatkozással érintett területek megközelítése és a kitermelt faanyag elszállítása is fontos feladat. Azonban ezek hatásaival nagyon kevés tanulmány foglalkozik (ANDREWS 1990, KOIVULA 2005, YAMADA és mtsai 2010). A legtöbb vizsgálat fő szempontja az, hogy tájképi szinten értelmezze az utak szerepét. A kérdés az, hogy az utak korridorok (folyosók), vagy barrierék (akadályok/gátak) lehetnek-e a gerinctelenek diszperziója során. VERMELUEN (1995) kimutatta, hogy Hollandiában az utak szegélyei hozzájárulhatnak a nyílt területeket kedvelő futóbogárfajok terjedéséhez. Míg KOIVULA (2002c) szerint a boreális erdőségek földútjai elősegítik a tarvágott területek és a felújítások benépesülését, de közben akadályként hatnak az erdei specialista fajok számára. Ez a hatás erősödik, ha az út egyben a faállomány típus határa is. YAMADA és mtsai (2010) is hasonló következtetésre jutottak, azaz a keskeny erdei utak is barrierék az erdei specialisták számára. Az út szélességének a növekedésével és a pormentesített burkolat jelenlétével ez a negatív hatás erősödik. Ezért is javasolták az erdőkben előforduló úthálózat fejlesztésének minimalizálását.

Konklúzió

Az indikátorok használhatóságának megítélése

Talán nem szükséges elmondani, de ha egy adott taxonról sok az irodalmi adat, az talán jól mutatja, hogy az adott csoport jól használható ökológiai értelemben vett indikátorként. A mi esetünkben is ez a helyzet. Mindkét csoportról (pókok és futóbogarak) sok irodalmi forrás mutatja, hogy van létjogosultságuk az ökológiai vizsgálatokban, mint indikátor taxonok. Itt talán meg is állhatna a gondolatmenet, azonban vigyük egy kicsit tovább, és nézzük meg, hogy az indikátorok mely tulajdonságaik révén lettek jó jelzőcsoportok. Nem nehéz ezen írás tükrében belátni, hogy a futóbogarak és a pókok nem az egyes fajok, és az erdészeti beavatkozásokra adott válaszaik miatt jó indikátorok, hanem az adott csoportról meglévő viszonylag részletes és pontos ökológiai tudás az, ami kiemeli őket. Hiszen

mind a pókok, mind a futóbogarak esetében többnyire az élőhely specifitásuk, vagy annak hiánya az, ami jól mutatja a kezelések hatásait. Tehát nem a faji identitás az, ami őket jó indikátor szervezetté teszi, hanem az a képesség, ami az élőhelyhez való affinitásukat mutatja. Emiatt alakultak ki olyan, akár viselkedési tulajdonságok, amelyek alapján egyértelműen beazonosíthatók egy adott ökológiai csoport tagjaiként (pl. erdei specialista fajok). Ezért is fontosak azok a kutatások, amelyek hogyha nem is hoznak új eredményeket, de hozzájárulnak a meglévő ökológiai tudás gyarapításához, azaz a jövőben a rendelkezésre álló adatok gyarapodásával kvantitatív szemléletű áttekintő elemzéseket is lehetővé tesznek. Talán az egyik legnehezebben megfogható eleme az ökológiának, hogy sokszor indirekt hatásokat vizsgálunk, vagy következtetünk a mögöttük álló jelenségekre.

Az erdészeti kezelések főbb hatásai és kutatási lehetőségei

Mielőtt összefoglalnánk a vizsgált erdészeti beavatkozások főbb hatásait a vizsgált indikátorokra, ki kell emelnünk, hogy ez az irodalmi áttekintés – mint minden ilyen jellegű megközelítés – nem tud teljes igazságot tenni, hiszen vannak torzító hatások, amelyek árnyalják a főbb eredményeket. Az itt feldolgozott irodalom nagy része a boreális régióból származik, kevés olyan irodalmi adat van, amely a mérsékelt övi lombos erdőkben vizsgálja az erdőkezelések hatását. Így tehát a jövő kutatásainak egyik fontos feladata ezen hiányosság orvoslása. Azonban egyértelműen megállapítható a feldolgozott irodalmak alapján, hogy a vágásterület jelentős együttes-átalakító hatását igazolja a farkaspókok dominanciája ezeken a területeken. A vágásos üzemmód homogenizálja leginkább a pókegyütteseket. Futóbogarak esetében általános jelenség, hogy a vágásos üzemmód hatására (elsősorban a vágásterület hosszan tartó hatása miatt) a nagytestű, röpképtelen, erdei specialista fajok visszaszorulnak, valamint a generalista és nyílt területekre jellemző fajok terjednek el. A lékes felújítás esetén kimutatták, hogy ez a kezelési mód elősegítette az erdei futóbogár- és pókegyüttesek fennmaradását, hiszen a generalista és a nyílt területekre jellemző fajok inkább a nagyméretű vágásterületeken fordultak elő, mint a lékekben. A lékek szegélyzónájában megtalálható futóbogár-együttesek pedig hasonlóak voltak az erdei együttesekhez. Az 1–1,5-szeres famagasságnál kisebb lékek elősegítik az erdei fajok megőrzését. Ezek alapján elmondható, hogy a kis lékek szerepe az erdei pók- és futóbogár-együttesek megőrzésében még mindig kérdéses és további kutatásokat igényel. Az erdei pókegyüttesek esetében általánosságban elmondható, hogy a lékek jobban elősegítik azok fennmaradását, mint a vágásterületek. A hagyásfa-csoportok hatásának megítélése a legnehezebb, hiszen a hagyásfa-csoportok méretének és korának hatása még nem teljesen tisztázott. Azon-

ban elmondható, hogy az erdei fajok száma és abundanciája a hagyásfa-csoportokban alacsonyabb, mint a zárt erdőkben, viszont a generalisták és a nyílt területre jellemző fajok száma kisebb, mint a vágásterületeken.

Lehetséges gazdálkodási/kezelési alternatívák

Az erdei biodiverzitás megőrzéséhez elengedhetetlen, hogy legyenek olyan állományok, amelyek rendelkezése a biodiverzitás megőrzése; fatermesztési célokat nem szolgálnak. Hazánkban az őshonos fafajú erdők jelentős része egyszerre elégíti ki a faanyagtermelés, a természetvédelem és a rekreáció igényeit. Számos olyan ajánlás tehető, amely a faanyagtermelés és a természetvédelem harmóniáját szolgálja, és biztosítja a biodiverzitás minél hatékonyabb megőrzését a faanyagtermelés biztosítása mellett.

- Az első ilyen szempont a beavatkozások időzítése. A vegetációs időszakon kívül végzett erdészeti beavatkozásoknak sokkal kisebb az élővilágra gyakorolt közvetlen hatása, hiszen az élőlények nagy része diapauzában van.
- Fontos szempont az erdőgazdálkodáshoz kapcsolódó járulékos területhasználatok (ideiglenes rakodók, átmeneti közelítő nyomok) beavatkozások utáni terület helyreállítása. Ezek is gátjai lehetnek az erdei életközösségek diszperziójának, elsősorban a specialista fajok esetében, valamint a szegélyzónák által elősegíthetik az inváziós növények terjedését.
- Az előző szempontoz kapcsolódik az erdészeti eszközök, gépek tisztítása, amelyek szintén passzív módon terjeszthetik az özönnövényeket vagy egyéb gyomnövényeket.
- Az erdészeti beavatkozások térbeli tervezése során (főleg a végvágások esetében) figyelembe kéne venni az élőhelyek táji-léptékben megjelenő hálózatát, biztosítva a felújítások későbbi kolonizációját a zárt erdőkhez kötődő, korlátozott terjedőképességű fajok esetében is.
- Növelni kellene a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodási módok területi arányát kedvező ökológiai hatásuk miatt.
- A kezelésnek adaptívnak kell lennie, azaz a tapasztalatok alapján biztosítani kell azok folyamatos változtatását, alakítását, hogy minél jobban megfeleljenek az előzetesen megfogalmazott gazdálkodási és természetvédelmi céloknak (FEDROWITZ és mtsai 2014).

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetet mondanak dr. Andorkó Ritának és Korda Márton szerkesztőnek a kézirat korábbi változatain tett észrevételeikért és tanácsaikért. A szerzők nagy tisztelettel mondanak köszönetet Prof. dr. Bartha Dénesnek és dr. Varga Zoltán Profesz-szor Emeritusnak a kéziratra adott rendkívül alapos és részletes szakmai bírálataikért. A könyvfejezet az „Erdészeti fahasználatok termőhelyekre, felújításra és biodiverzitásra gyakorolt hatásának kísérletes vizsgálata” című OTKA (K111887) pályázat részleges támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- ANDORKÓ, R. és KÁDÁR, F. (2009): Life-history characteristics of the ground beetle *Carabus scheidleri* (Coleoptera: Carabidae) in Hungary. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **55**(4): 381–393.
- ANDORKÓ, R., KÁDÁR, F. és SZEKERES, D. (2003): Reproductive characteristics of *Carabus scheidleri* (Coleoptera: Carabidae) in Hungary. – *In European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting DIAS Proceedings* **114**: 9–16.
- ANDREWS, A. (1990): Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. – *Australian Journal of Zoology* **26**(3–4): 130–141.
- BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.) (2014): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai. Silva naturalis Vol. 4.* – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 272 pp.
- BENGTSSON, J., NILSSON, S. G., FRANCO, A. és MENOZZI, P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. – *Forest Ecology and Management* **132**: 39–50.
- BUDDLE, C. M. és SHORTHOUSE, D. P. (2008): Effects of experimental harvesting on spider (Araneae) assemblages in boreal deciduous forests. – *The Canadian Entomologist* **140**(4): 437–452.
- BUDDLE, C. M., SPENCE, J. R. és LANGOR, D. W. (2000): Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. – *Ecography* **23**: 424–436.
- BURKE, D. és GOULET, H. (1998): Landscape and area effects on beetle assemblages in Ontario. – *Ecography* **21**: 472–479.
- CAMERON, K. H. és LEATHER, S. R. (2012): How good are carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of invertebrate abundance and order richness? – *Biodiversity and Conservation* **21**: 763–779.
- CARVALHO, K. S. és VASCONCELOS H. L. (1999): Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litterdwelling ants. – *Biological Conservation* **91**: 151–157.
- CLARKE, R. D. és GRANT, P. R. (1968): An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. Part 1. – *Ecology* **49**: 1152–1154.
- COYLE, F. A. (1981): Effects of clearcutting on the spider community of a southern Appalachian forest. – *Journal of Arachnology* **9**: 285–298.
- DEBINSKI, D. M. és HOLT, R. D. (2000): A survey and overview of habitat fragmentation experiments. – *Conservation Biology* **14**: 342–355.
- DESENDER, K., ERYNCK, A. és TACK, G. (1999): Beetle diversity and historical ecology of woodlands in Flanders. – *The Belgian Journal of Zoology* **129**: 139–155.
- DIDHAM, R. K. (1997): *An overview of invertebrate responses to forest fragmentation.* – In: WATT, A. D., STORK, N. E. és HUNTER, M. D. (szerk.): *Forests and insects.* Chapman & Hall, London, pp. 303–320.
- DUNN, R. R. (2004): Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and Lepidoptera. – *Forest Ecology and Management* **191**: 215–224.
- ELEK, Z., MAGURA, T. és TÓTHMÉRÉSZ, T. (2001): Impacts of non-native Norway spruce plantation on abundance and species richness of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Web Ecology* **2**(1): 32–37.
- EWERS, R. M. és DIDHAM, R. K. (2005): Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. – *Biological Reviews* **81**: 117–142.
- FEDROWITZ, K., KORICHEVA, J., BAKER, S. C., LINDENMAYER, D. B., PALIK, B., ROSENVALD, R. és GUSTAFSSON, L. (2014): Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. – *Journal of Applied Ecology* **51**: 1669–1679.
- FERRIS, R. és HUMPHREY, J. W. (1999): A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. – *Forestry* **72**: 313–328.
- FERRIS, R., PEACE, A. J. és HUMPHREY, J. W. (2000): Relationships between vegetation, site type and stand structure in coniferous plantations in Britain. – *Forest Ecology and Management* **136**: 35–51.
- FRANK, T. (szerk.) (2000): *Természet-Erdő-Gazdálkodás.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, 189 pp.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2.* – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 167 pp.
- FULLER, R. J., OLIVER, T. H. és LEATHER, S. R. (2008): Forest management effects on Carabid beetle communities in coniferous and broadleaved forests: implications for conservation. – *Insect Conservation and Diversity* **1**: 242–252.
- FORESTRY COMMISSION (2004): *The UK forestry standard.* Forestry Commission, Edinburgh, 116 pp.
- FUJITA, A., MAETO, K., KAGAWA, Y. és ITO, N. (2008): Effects of forest fragmentation on species richness and composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae and Brachinidae) in urban landscapes. – *Entomological Science* **11**: 39–48.
- GANDHI, K. J. K., SPENCE, J. R., LANGOR, D. W., MORGANTINI, L. E. és CRYER, K. J. (2004): Harvest retention patches are insufficient as stand analogues of fire residuals for litter-dwelling beetles in northern coniferous forests. – *The Canadian Journal of Forest Research* **34**: 1319–1331.
- GRAY, J. S. (1987): *Species-abundance patterns.* – In: GEE J. H. R. és GILLER P. S. (szerk.): *Organization of Communities, Past and Present.* Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, pp. 53–67.
- GRAY, J. S. (1989): Effects of environmental stress on species rich assemblages. – *The Biological Journal of Linnean Society* **37**: 19–32.
- GUNNARSSON, B. (1983): Winter mortality of spruce-living spiders: effect of spider interactions and bird predation. – *Oikos* **40**: 226–233.
- HALPERN, C. B., EVANS, S. A., NELSON, C. R., MCKENZIE, D., LIGUORI, D. A., HIBBS, D. E. és HALAJ, M. G. (1999): Response of forest vegetation to varying levels and patterns of green-tree retention: an overview of a long-term experiment. – *Northwest Science* **73**: 27–44.
- HELIÖLÄ, J., KOIVULA, M. és NIEMELÄ, J. (2001): Distribution of carabid beetles (Coleoptera, Curculionidae) across a boreal forest-clearcut ecotone. – *Conservation Biology* **15**(2): 370–377.
- HODGE, J. S. és PETERKEN, G. F. (1998): Deadwood in British forests: priorities and a strategy. – *Forestry* **71**(2): 99–112.
- HUBER, C., SCHULZE, C. és BAUMGARTEN, M. (2007): The effect of femel- and small scale clear-cutting on ground dwelling spider communities in a Norway spruce forest in Southern Germany. – *Biodiversity and Conservation* **16**: 3653–3680.
- HUHTA, V. (1965): Ecology of spiders in the soil and litter of Finnish forests. – *Annales Zoologici Fennici* **2**: 260–308.
- HUHTA, V. (1971): Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. – *Annales Zoologici Fennici* **8**: 483–542.
- HUMPHREY, J. W. (2005): Benefits to biodiversity from developing old-growth conditions in British upland spruce plantations: A review and recommendations. – *Forestry* **78**: 33–53.

- HUMPHREY, J. W., DAVEY, S. és PEACE, A. J. (2002): Lichens and bryophyte communities of planted and seminatural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. – *Biological Conservation* **107**: 165–180.
- HUMPHREY, J. W., HAWES, C. és PEACE, A. J. (1999): Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. – *Forest Ecology Management* **113**: 11–21.
- INOUE, T. (2003): Chronosequential change in a butterfly community after clear-cutting of deciduous forests in a cool temperate region of central Japan. – *Entomological Science* **6**: 151–163.
- ISHII, H. T., MALEQUE, M. A. és TANIGUCHI S. (2008): Line thinning promotes stand growth and understory diversity in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don.) plantations. – *Journal of Forest Research* **13**: 73–78.
- JALONEN, J. és VANHA-MAJAMAA, I. (2001): Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. – *Forest Ecology Management* **146**: 25–34.
- JENNINGS, V. H. és TALLAMY, D. W. (2006): Composition and abundance of ground-dwelling Coleoptera in a fragmented and a continuous forest. – *Environmental Entomology* **35**: 1550–1560.
- JUHÁSZ-NAGY P. (1993): *Az eltűnő sokféleség (A bioszféra-kutatás egy központi kérdése)*. – Scientia kiadó, Budapest, 148 pp.
- JUKES, M. R., PEACE, A. J. és FERRIS, R. (2001): Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: the influence of site, ground vegetation and stand structure. – *Forest Ecology Management* **148**: 271–286.
- KLIMASZEWSKI, J., LANGOR, D. W., WORK, T. T., PELLETIER, G., HAMMOND, H. E. J. és GERMAIN, C. (2005): The effects of patch harvesting and site preparation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in yellow birch dominated forests of southeastern Quebec. – *The Canadian Journal of Forest Research* **35**: 2616–2628.
- KOIVULA, M. (2002a): Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). – *Forest Ecology Management* **167**: 103–121.
- KOIVULA, M. (2002b): Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages in thinned unevenaged and clear-cut spruce stands. – *Annales Zoologici Fennici* **39**: 131–149.
- KOIVULA, M. (2002c): *The forest road network – a landscape element affecting the distribution of boreal carabids beetles (Coleoptera: Carabidae)*. – In: SZYSZKO, J., DEN BOER, P. J. és BAUER, T. (szerk.): How to protect or what we know about Carabid Beetles. – University Press, Warsaw, pp. 287–299.
- KOIVULA, M. J. (2005): Effects of forest roads on spatial distribution of boreal carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Coleopterists Bulletin* **59**(4): 465–487.
- KOIVULA, M., KUKKONEN, J. és NIEMELÄ, J. (2002) Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. – *Biodiversity and Conservation* **11**: 1269–1288.
- KOIVULA, M. J. és NIEMELÄ, J. (2003): Gap feeling as a forest harvesting method in Boreal Forests: Responses of carabids beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Ecography* **26**(1): 179–187.
- KOTZE, J., BRANDMAYR, P., CASALE, A., DAUFFY-RICHARD, E., DEKONINCK, W., KOIVULA, M. és ZETTO-BRANDMAYR, T. (2011): Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. – *ZooKeys* **100**: 55–148.
- KREMEN, C., COLWELL, R. K., ERWIN, T. L., MURPHY, D. D., NOSS R. F. és SANJANYAN M. A. (1993): Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. – *Conservation Biology* **7**: 796–808.
- LARRIVÉE, M., FAHRIG, L. és DRAPEAU, P. (2005): Effects of a recent wildfire and clearcuts on ground-dwelling boreal forest spider assemblages. – *The Canadian Journal of Forest Research* **35**: 2575–2588.
- LEMIEUX, J. P. és LINDGREN, B. S. (2004): Ground beetle responses to patch retention harvesting in high elevation forests of British Columbia. – *Ecography* **27**: 557–566.
- LINDENMAYER, D. B., FRANKLIN J. F. és FISHER, J. (2006): General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. – *Biological Conservation* **131**: 433–445.
- LÖVEI, G. L. és SUNDERLAND, K. D. (1996): Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Annual Review of Entomology* **41**: 231–256.
- MADER, H.-J. (1984): Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. – *Biological Conservation* **29**: 81–96.
- MAETO, K. és SATO, S. (2004): Impacts of forestry on ant species richness and composition in warm-temperate forests of Japan. – *Forest Ecology and Management* **187**: 213–223.
- MAGURA, T., BOKOR, Zs. és KÖDÖBÖCZ, V. (2001): Effects of Forestry Practices on Carabids (Coleoptera: Carabidae) – Implication for Nature Management. – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* **36**: 179–188.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. és ELEK, Z. (2002): Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. – *European Journal of Soil Biology* **38**: 291–295.
- MALEQUE, M. A., ISHII H. T. és MAETO K. (2006a): The use of arthropods as indicators of ecosystem integrity in forest management. – *Journal of Forestry* **104**: 113–117.
- MALEQUE, M. A., ISHII H. T., MAETO K. és TANIGUCHI S. (2006b): Management of insect biodiversity by line thinning in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations, central Japan. – *Eurasian Journal of Forest Research* **9**(1): 29–36.
- MALEQUE, M. A., ISHII, H. T., MAETO, K. és TANIGUCHI, S. (2007a) Line thinning fosters the abundance and diversity of understory Hymenoptera (Insecta) in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations. – *Journal of Forest Research* **12**: 14–23.
- MALEQUE, M. A., ISHII, H. T., MAETO, K. és TANIGUCHI, S. (2007b): Line thinning enhances diversity of Coleoptera in overstocked *Cryptomeria japonica* plantations in central Japan. – *Arthropod-Plant Interactions* **1**: 175–185.
- MALEQUE, M. A., MAETO, K. és ISHII, H. T. (2009): Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. – *Applied Entomology and Zoology* **44**(1): 1–11.
- MARTIKAINEN, P., KOUKI, J. és HEIKKALA, O. (2006): The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests. – *Ecography* **29**: 659–670.
- MATTHEWS, J. D. (1991): *Silvicultural systems*. – Oxford University Press, New York, N.Y., 289 pp.
- MATVEINEN-HUJU, K. (2004): Habitat affinities of 228 boreal Finnish spiders: a literature review. – *Entomologica Fennica* **15**: 149–192.
- MATVEINEN-HUJU, K. (2007): *Short-term effects of variable retention on epigeic spiders and carabid beetles in Finland*. – University of Helsinki, Yliopistopaino, Helsinki, Finland. 39 pp.
- MATVEINEN-HUJU, K. és KOIVULA, M. (2008): Effects of alternative harvesting methods on boreal forest spider assemblages. – *The Canadian Journal of Forest Research* **38**(4): 782–794.
- MATVEINEN-HUJU, K., NIEMELÄ, J., RITA, H. és O'HARA, R. B. (2006): Retention-tree groups in clear-cuts: Do they constitute “life-boats” for spiders and carabids? – *Forest Ecology and Management* **230**(1–3): 119–135.
- MCELHINNY, C., GIBBONS, P. és BRACK, C. (2005): Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. – *Forest Ecology and Management* **218**: 1–24.

- McGEOCH, M. (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. – *Biological Reviews* **73**: 181–201.
- McIVER, J. D., PARSONS, G. L. és MOLDENKE, A. R. (1992): Litter spider succession after clear-cutting in a western coniferous forest. – *The Canadian Journal of Forest Research* **22**: 984–992.
- MERRILL, S. B., CUTHBERT, F. J. és OEHLERT, G. (1998): Residual patches and their contribution to forest-bird diversity on northern Minnesota aspen clearcuts. – *Conservation Biology* **12**(1): 190–199.
- MIYASHITA, T., SHIKAI, A. és CHIDA, T. (1988): The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. – *Biological Conservation* **86**: 357–364.
- MOORE, J.-D., OUMET, R., HOULE, D. és CAMIRÉ, C. (2004): Effects of two silvicultural practices on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a northern hardwood forest, Québec, Canada. – *The Canadian Journal of Forest Research* **34**: 959–968.
- NEGRO, M., VACCHIANO, G., BERRETTI, R., CHAMBERLAIN, D. E., PALESTRINI, C., MOTTA, R. és ROLANDO, A. (2014): Effects of forest management on ground beetle diversity in alpine beech (*Fagus sylvatica* L.) stands. – *Forest Ecology and Management* **328**: 300–309.
- NICHOLS, E., LARSEN, T., SPECTOR, S., DAVIS, A. L., ESCOBAR, F., FAVILA, M. és VULINEC, K. (2007): Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. – *Biological Conservation* **137**: 1–19.
- NIEMELÄ, J. (2001): Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. – *European Journal of Entomology* **98**: 127–132.
- NIEMELÄ, J., KOIVULA, M. és KOTZE, D. J. (2007): The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. – *Journal of Insect Conservation* **11**(1): 5–18.
- NIEMELÄ, J., SPENCE, J. R. és SPENCE D. H. (1992): Habitat associations and seasonal activity of ground-beetles (Coleoptera, Ground beetle) in Central Alberta. – *The Canadian Entomologist* **124**: 521–540.
- NORTH, M., CHEN, J., SMITH, G., KRAKOWIAK, L. és FRANKLIN, J. (1996): Initial response of understory plant diversity and overstory tree diameter growth to a green tree retention harvest. – *Northwest Science* **70**(1): 24–35.
- NOSS, R. F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. – *Conservation Biology* **4**: 355–364.
- OERTLI, S., MÜLLER, A. és STEINER, D. (2005): Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape. – *Biological Conservation* **126**: 195–205.
- OHSAWA, M. (2004): Species richness of Cerambycidae in larch plantations and natural broad-leaved forests of the central mountainous region of Japan. – *Forest Ecology and Management* **189**: 375–385.
- OSAWA, N., TERAJ, A., HIRATA, K., NAKANISHI, A., MAKINO, A., SAKAI, S. és SIBATA S. (2005): Logging impacts on forest carabid assemblages in Japan. – *The Canadian Journal of Forest Research* **35**: 2698–2708.
- OXBROUGH, A., GITTINGS, T., O'HALLORAN, J., GILLER, P. S. és SMITH, G. F. (2005): Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. – *Forest Ecology and Management* **212**: 171–183.
- OXBROUGH, A. G., GITTINGS, T., O'HALLORAN, J., GILLER, P. S. és KELLY, T. C. (2006): The influence of open space on ground-dwelling spider assemblages within plantation forests. – *Forest Ecology and Management* **237**: 404–417.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HALTÉN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BIJLSMA, R. J., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S., MAGURA, T., MATESANZ, S., MÉSZÁROS, I., SEBASTIAN, M. T., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K. és VIRTANEN, R. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. – *Conservation Biology* **24**: 101–112.
- PAJUNEN, T., HAILA, Y., HALME, E., NIEMELÄ, J. és PUNTTILA, P. (1995): Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. – *Ecography* **18**: 62–72.
- PAWSON, S. M., BROCKERHOFF, E. G., NORTON, D. A. és DIDHAM, R. K. (2006): Clear-fell harvest impacts on biodiversity: past research and the search for harvest size thresholds. – *The Canadian Journal of Forest Research* **36**: 1035–1046.
- PEARCE, J. L. és VENIER, L. A. (2006): The use of beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. – *Ecological Indicators* **6**: 780–793.
- PEARCE, J. L., VENIER, L. A., ECCLES, G., PEDLAR, J. és MCKENNEY, D. (2005): Habitat islands, forest edge and spring-active invertebrate assemblages. – *Biodiversity and Conservation* **14**: 2949–2969.
- PIHLAJA, M., KOIVULA, M. és NIEMELÄ, J. (2006): Responses of boreal carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) to clear-cutting and top-soil preparation. – *Forest Ecology and Management* **222**(1–3): 182–190.
- PINZON, J., SPENCE, J. R. és LANGOR, D. W. (2012): Responses of ground-dwelling spiders (Araneae) to variable retention harvesting practices in the boreal forest. – *Forest Ecology and Management* **266**: 42–53.
- PITKÄNEN, S. (1997): Correlation between stand structure and ground vegetation: an analytical approach. – *Plant Ecology* **131**: 109–126.
- RAINIO, J. és NIEMELÄ, J. (2003): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. – *Biodiversity and Conservation* **12**: 487–506.
- RAIVIO, S., NORMARK, E., PETERSSON, B. és SALPAKIVI-SALOMAA, P. (2001): Science and the management of boreal forest biodiversity – forest industries' views. – *Scandinavian Journal of Forest Research* **3**: 99–104.
- ROTH, GY. (1935): *Erdműveléstan I-II*. – Röttig-Romwlater, Sopron 971 pp.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. és MARGULES, C. R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. – *Conservation Biology* **5**: 18–32.
- SCHOWALTER, T. D., ZHANG, Y. L. és RYKKEN, J. J. (2003): Litter invertebrate responses to variable density thinning in Western Washington forest. – *Ecological Applications* **13**(5): 1204–1211.
- SHURE, D. J. és PHILLIPS, D. L. (1991): Patch size of forest openings and arthropod populations. – *Oecologia* **86**: 325–334.
- SIIRA-PIETIKÄINEN, A., PIETIKÄINEN, J., FRITZE, H. és HAIMI, J. (2001): Short-term responses of soil decomposer communities to forest management: clear felling versus alternative forest harvesting methods. – *The Canadian Journal of Forest Research* **31**(1): 88–99.
- SIIRA-PIETIKÄINEN, A., HAIMI, J. és SIITONEN, J. (2003): Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. – *Forest Ecology and Management* **172**: 339–353.
- SIMILA, M., KOUKI, J., MÖNKKÖNEN, M., SIPPOLA, A. és HUHTA, E. (2006): Covariation and indicators of species diversity: can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests? – *Ecological Indicators* **6**: 686–700.
- SPIES, T. A. (1998): Forest structure: a key to the ecosystem. – *Northwest Science* **72**: 34–39.
- TOÏGO, M., PAILLET, Y., NOBLECOURT, T., SOLDATI, F., GOSSELIN, F. és DAUFFY-RICHARD, E. (2013): Does forest management

- abandonment matter more than habitat characteristics for ground beetles? – *Biological Conservation* **157**: 215–224.
- UETZ, G. (1979): The influence of variation in litter habitats on spider communities. – *Oecologia* **40**: 29–42.
- ULYSHEN, M. D., HANULA, J. L., HORN, S., KILGO, J. C. és MOORMAN, C. E. (2006): The response of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) to selection cutting in a South Carolina bottomland hardwood forest. – *Biodiversity and Conservation* **15**: 261–274.
- YAMADA, Y., SASAKI, H. és HARAUCHI, Y. (2010): Effects of narrow roads on the movement of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in Nopporo Forest Park, Hokkaido. – *Journal of Insect Conservation* **14**(2): 151–157.
- VANBERGEN, A. J., WOODCOCK, B. A., WATT, A. D. és NIEMELÄ, J. (2005): Effect of land-use heterogeneity on carabid communities at the landscape scale. – *Ecography* **28**: 3–16.
- VANCE, C. C. és NOL, E. (2003): Temporal effects of selection logging on ground beetle communities in northern hardwood forests of eastern Canada. – *Ecoscience* **10**(1): 49–56.
- VARGA, B. (szerk.) (2013): *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai. Silva naturalis Vol. 1.* – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 254 pp.
- VÄISÄNEN, R. és BISTRÖM, O. (1990): Boreal forest spiders and the preservation of biotic diversity: results from Finnish primeval forests. – *Acta Zoologica Fennica* **190**: 373–378.
- VERMEULEN, H. J. W. (1995): *Road-side verges: habitat and corridor for carabid beetles of poor sandy and open areas*. Ph.D. Thesis, University of Wageningen.
- WERNER, S. H. és RAFFA, K. F. (2000): Effects of forest management practices on the diversity of ground-occurring beetles in mixed northern hardwood forests of the Great Lakes Region. – *Forest Ecology and Management* **139**: 135–155.
- WILLIAMS, P., FAITH, D., MANNE, L., SECHREST, W. és PRESTON, C. (2006): Complementarity analysis: Mapping the performance of surrogates for biodiversity. – *Biological Conservation* **128**: 253–264.
- WILLETT, T. R. (2001): Spiders and other arthropods as indicators in old-growth versus logged Redwood stands. – *Restoration Ecology* **9**(4): 410–420.
- WISE, D. H. (2004): Wandering spiders limit densities of a major microbi-detritivore in the forest-floor food web. – *Pedobiologia* **48**: 181–188.

How the forest management practices can support the diversity of ground-dwelling predatory arthropods?

Zoltán Elek¹, Sándor Bérces², Ottó Szalkovszki³ & Péter Ódor⁴

¹MTA-ELTE-MTM Ecology Research Group, c/o Biological Institute, Eötvös Lóránd University, Budapest, Hungary and Hungarian Natural History Museum, Pázmány Péter sétány 1/C, H–1117 Budapest, Hungary. E-mail: zoltan.elek2@gmail.com

²Duna–Ipoly National Park Directorate, Költő utca 21, H–1121 Budapest, Hungary. E-mail: bercess@dinpi.hu

³Department of Taxonomy and Biochemistry-Pathology Investigations, Center for Plant Diversity, Külsőmező út 15, H–2766 Tápíószele, Hungary. E-mail: szalkovszkio@gmail.com

⁴Institute of Ecology and Botany, Centre for Ecological Research, Alkotmány utca 2–4, H–2163 Vácrátót, Hungary. E-mail: odor.peter@okologia.mta.hu

Forest management practices may simplify the structure and diversity of forests in Europe and worldwide. In this narrative review, we attempt to demonstrate how forest management practices may influence the diversity of two ground-dwelling predatory taxa, spiders and carabids.

1. Clear-cutting causes the most dramatic changes in the spider assemblages and leads to their homogenisation, which is illustrated by the dominance of wolf spiders. The most sensitive part of ground beetle assemblages consists of flightless large forest specialists; they mostly disappear from clear-cuts. Meanwhile, open-habitat and generalist species occur mostly in clear-cut areas.

2. Selective cutting and gap creation may promote the presence of forest spiders and carabids, because the abundance and species richness of open-habitat and generalist species are low as compared to clear-cuts. The carabid species composition of the edge of the gaps resemble more to that of the forest than to that of the clear-cut. A gap width less than 1–1.5 tree heights may promote the presence of forest specialist of both taxa.

3. Thinning causes the loss of ground beetle abundance within a short period of time (0.5–3 years), especially for forest specialists. The carabid assemblages of older thinned stands (15–20 years) show some similarities with unmanaged forests.

4. The most difficult task is to justify the effect of retention tree groups for both taxa. It has been shown that the abundance and species richness of forest specialist, open-habitat and generalist species are higher in the retention tree groups than in the clear-cuts. However, the retention cuts have some negative impact on some of the forest specialists which do not survive in these retention cuts.

It is well known that all kinds of forest management practices cause species loss in the studied ground-dwelling predatory taxa, especially for web-building spiders and flightless large forest carabids in comparisons with unmanaged forests. However, the maintenance of structural heterogeneity in the forest may promote the diversity of forest fauna and flora.

Key words: forest management; ground beetles; spiders; logging; retention tree; selective cutting