



Gyepkezelési módszerek hatása gerinctelen közösségekre

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Farkas Roland Tibor

Témavezetők:

Dr. Barta Zoltán

egyetemi tanár

Dr. Bán Miklós

adjunktus

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2025.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Evolúció- és Diverzitásbiológia doktori programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi/műszaki doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából. Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Debrecen, 2025.

.....

Farkas Roland Tibor

Tanúsítom, hogy Farkas Roland Tibor doktorjelölt 2020-2024. között a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Evolúció- és Diverzitásbiológia doktori programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2025.

.....

Dr. Barta Zoltán

Tanúsítom, hogy Farkas Roland Tibor doktorjelölt 2020-2024. között a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Evolúció- és Diverzitásbiológia doktori programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2025.

.....

Dr. Bán Miklós

Gyepkezelési módszerek hatása gerinctelen közösségekre

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a biológiai tudományok tudományágban

Írta: Farkas Roland Tibor okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája
(Evolúció- és Diverzitásbiológiai programja) keretében

Témavezetők: Dr. Barta Zoltán, Dr. Bán Miklós

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2025.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	1
1.1. Általános bevezetés	1
1.2. Általános célkitűzések	10
2. Általános módszertani ismertetés	11
3. Tanulmányok	14
3.1. Első tanulmány: Kaszálás hatása nedves rétek csigaközösségére ...	14
3.1.1. Bevezetés és célkitűzések	14
3.1.2. Módszerek	14
3.1.3. Eredmények	19
3.1.4. Diskusszió	25
3.2. Második tanulmány: Kaszálás és szárzúzás hatása csigaközösségekre: egy nedves réten végzett kísérlet	27
3.2.1. Bevezetés és célkitűzések	27
3.2.2. Módszerek	28
3.2.3. Eredmények	32
3.2.4. Diskusszió	34
3.3. Harmadik tanulmány: Módszertani különbségek hatása szárazföldi csigákon végzett vizsgálatok eredményeire	38
3.3.1. Bevezetés és célkitűzések	38
3.3.2. Módszerek	40
3.3.3. Eredmények	41
3.3.4. Diskusszió	47
3.4. Negyedik tanulmány: Különböző gyepkezelési módszerek természetvédelmi vonatkozásai Közép-Európában	51
3.4.1. Bevezetés és célkitűzések	51
3.4.2. Módszerek	53
3.4.3. Eredmények	57

3.4.3.1. Kezelések közvetlen hatásai	57
3.4.3.2. Kezelések közvetett hatásai	62
3.4.3.3. Kezelések hatásainak összehasonlítása	74
3.4.3.4. Kezelések hatását befolyásoló tényezők	75
3.4.3.5. Kezelések gazdaságossága	84
3.4.4. Kezelési javaslatok	85
3.4.4.1. Kezelt területek funkciójának kiválasztása táji léptékben	85
3.4.4.2. Hasznosítás helyes megválasztása	87
3.4.4.3. Búvósávok kialakítása	89
3.4.4.4. Kezelés időpontjának helyes megválasztása	91
3.4.4.5. Kezelést végző eszközök megválasztása és technikai beállításai	93
3.4.5. Konklúziók	95
4. Összefoglaló	97
Új tudományos eredmények	100
5. Summary	101
Novel scientific findings	104
6. Köszönetnyilvánítás	105
7. Irodalomjegyzék	106
8. Az értekezés alapjául szolgáló tudományos közlemények	125
9. Mellékletek	126

1. Bevezetés

1.1. Általános bevezetés

Gyepekről általában

A gyepek olyan ökoszisztémák, amelyekben lágyszárú növényfajok dominálnak (Coupland 1979). Jellemző rájuk a fűfélék dominanciája, de más egy- és kétszikű fajok is meghatározó szerepet tölthetnek be bennük. A gyepek megjelenése rendkívül változatos: fiziognómiai, florisztikai, ökológiai és biogeográfiai szempontokat figyelembe véve közel ötven általános gyeptípus különíthető el világszerte (Dixon et al. 2014), amelyek további hierarchikus osztályozásával a megkülönböztethető gyeptípusok száma ennek sokszorosát éri el. A szárazföldek több mint 40 %-át borítják, melyek számos, az élőhelyhez alkalmazkodva kialakult és endemikus faj otthonául szolgálnak (Petermann & Buzhdygan 2021). Magas ökológiai értékük mellett kiemelkedő jelentőségük van az emberiség fenntartásában is. A mezőgazdasági területeken belül, azok megközelítőleg kétharmada, 3,2 milliárd hektár az állattartás célját szolgáló rétek és legelők kiterjedése (FAO 2021). A gyepek kulcsszerepet játszhatnak az üvegházhatást okozó gázok mennyiségének csökkentésében, a globális szén-tárolás és a további szénmegkötési lehetőségek terén is (O'Mara 2012).

A nedves rétek olyan élőhelyek, ahol legalább a növekedési időszak egy részében a talaj vízzel telített állapotban van. Az egyedi hidrológiai körülmények miatt a nedves rétek rendkívül érzékenyek a környezeti változásokra, mind az éghajlati változások, mind a mezőgazdasági tevékenységek negatívan érinthetik őket (Joyce et al. 2016). Ennek köszönhetően kiterjedésük világszerte, és az Európai Unió területén egyaránt csökken, az élőhelyek veszélyeztetettségét kategorizáló „European Red List of Habitats” jegyzékben veszélyeztetett besorolást kaptak (Jansen et al. 2016). Napjainkban a nedves rétek nagy része mezőgazdasági hasznosítás alatt áll, ezért fennmaradásuk a megfelelő, fenntartható kezelési technikáktól függ. Még a zavartalan nedves réteknek is szüksége lehet időnként beavatkozásokra, különösen mivel ezek az élőhelyek kiemelten érzékenyek az inváziós fajok terjedésére (Zedler & Kercher 2004).

Gyepkezelések története

Az emberi kultúra megjelenése szorosan összekapcsolódott a gyepek használatával, kezdetben a nomád állattartás, majd a helyhez kötött állattartás és az ehhez szükséges takarmány előállítás révén (Squires et al. 2018). Az ember mezőgazdasági tevékenységének megjelenése előtt a gyepek Európában

kis kiterjedésben fordultak elő. Elsősorban ott tudtak kialakulni és fennmaradni, ahol abiotikus tényezők akadályozták az erdők megtelepedését. Legnagyobb kiterjedésben valószínűleg az ártereken voltak elterjedtek (Isselstein et al. 2005). A gyepek kiterjedése ezt követően az emberi tevékenységeket követve változott. A bronzkor idején kezdett ez a hatás erősödni, a legeltetés megindulásával, de a legintenzívebb gyepeképződés – a jelentős mennyiségű erdőirtásnak köszönhetően – a középkorban következett be Európában (Poschlod & WallisDeVries 2002). Az ipari, technikai fejlődés egyre korszerűbb mezőgazdasági módszerek alkalmazásával járt, az intenzifikáció hatására a meglévő területeken hatékonyabban lehetett a termelést megvalósítani. A magasabb takarmányhozamot úgy lehetett egységnyi területen elérni, ha növelték a terület tápanyag-ellátottságát. Szerves és műtrágyák adagolásával egy területen az éves kaszálások számát is növelni tudták (Hudewenz et al. 2012). A növekvő területi igények és hatékonyabb módszerek hatására nemcsak a másodlagosan létrehozott gyepeken lett intenzívebb a gazdálkodás, de az eredeti gyepek is jelentős mértékben átalakultak (Hejzman et al. 2013), az érintetlen gyepek kiterjedése visszaszorult.

A gyepek terjedésének üteme a XX. század első részében lelassult, szinte meg is állt. Az intenzívebb gazdálkodás hatékonyságának köszönhetően kevesebb gyepterület is elegendő lett a szükséges javak megtermeléséhez. Azokon a területeken, ahol a gyepegazdálkodás hosszú távon elmaradt, a természetes szukcessziós folyamatok nyertek teret. A becserjésedés és erdősödés a gyepek eltűnéséhez vezet, ami ugyancsak negatív hatással jár a területek életközösségeire (Moog et al. 2002).

A gyepegazdálkodásban bekövetkező változások a XX. század második felében felgyorsultak. Az 1800-as években elterjedt birkatartás az 1900-as évekre jelentősen visszaesett, az állatállomány tartási módja helyhez kötött lett (Poschlod & WallisDeVries 2002), a legelők kiterjedése csökkent. A helyhez kötöttség miatt megnőtt az igény az egyre táplálódóbb takarmánynövények termesztésére, ami ugyancsak a gyepek kiterjedésének csökkenéséhez vezetett. Utóbbi miatt az Európai Közösség területén 1975 és 1995 között a gyepterületek kiterjedése 12%-kal csökkent (Gibon 2005). Közép- és Kelet Európában az állatállományok az 1990-es évek elején kezdtek el látványosan csökkenni (Stoate et al. 2009). Az 1990-es évek végén a felhagyott területek kiterjedése helyenként elérte a gyepek összterületének 84%-át, a felhagyott területek egy részét pedig több helyen elkezdték erdősíteni is (Kuemmerle et al. 2008, Halada et al. 2017). Nemcsak a gyepterületek kiterjedése csökkent, de a területekre mesterségesen kijuttatott tápanyagpótlók mennyisége is (Stoate et al. 2009). Az állatállományok csökkenése Európában a 2000-es évek

elején sem állt le. Piipponen és munkatársai (2022) eredményei szerint 2001 és 2015 között a potenciálisan eltartható állományhoz képest tartott állatok mennyisége a gyepek 27%-án csökkent globálisan, elsősorban Európában és Brazíliában (ugyanakkor a Száhel-övezetben és Dél-Amerika egyes részein 15%-kal nőtt).

Az egyre intenzívebb gyepgazdálkodás, illetve a területfelhagyások kedvezőtlen hatásainak ismeretében az első természetvédelmi jellegű gyepkezelések az 1970-es években indultak be Európában (Poschlod & WallisDeVries 2002). A történelmi idők nem vagy alig átalakított gyepein élő fajok egy része képes volt alkalmazkodni a gazdálkodás okozta változásokhoz és mielőtt eredeti élőhelyeik teljesen eltűntek volna, meghódították a kezelt élőhelyeket. A megfelelő módon kezelt gyepek ma a biodiverzitás megőrzése és a gazdálkodás számára egyaránt fontosak, ezért fenntartásuk fontosabb érdek, minthogy hagyjuk őket újra beerdősülni (Petermann & Buzhdygan 2021).

Gyepkezelési módszerek

Európában a legelterjedtebb gyepgazdálkodási módszerek a legeltetés és a kaszálás. Legeltetés során a területen tartott haszonállatok közvetlenül a gyep növényzetéből táplálkoznak. A kaszálás célja a megfelelő mennyiségű és minőségű takarmány előállítása a haszonállatok számára.

Egy terjedőben levő gyepkezelési módszer a szárazzás, amelyet elsősorban a legeltetett vagy kaszált területeken megjelenő fás, cserjés vegetáció visszaszorítására használnak. A módszer célja eredetileg a gyepek helyreállítása (Liira et al. 2009), ezért természetvédelmi kezelések során kiemelt jelentősége lehet.

A gyepek kontrollált égetése Észak-Amerikában elterjedt gyepkezelési módszer. Ugyanakkor Európában ritka, rendszeres alkalmazása nem jellemző, elsősorban természetvédelmi célú kezelésként jön szóba. Gyepekre gyakorolt hatásuk a régiókban kevésbé ismert, egyes kutatások szerint a vegetációra és gerinctelen közösségekre is hatással lehetnek (Valkó et al. 2013, Hamřík & Košulič 2021).

A tápanyagpótlás, trágyázás nem önálló gyepkezelési módszer. Nagyobb hozamot biztosít, ezért intenzívebb legeltetést vagy kaszálást tesz lehetővé. Hatása nem függetleníthető a mellette végzett kezelés hatásától (Lepš 2014).

A gyepek felhagyása legfeljebb akkor nevezhető kezelésnek, ha nem végleges és a gazdálkodó tudatosan, tervezetten hajtja végre, valamilyen gazdasági haszon érdekében. Akár tervezett, akár nem, jelentős hatása van az élővilágára. A kezeletlen állapot hosszú távú fennmaradása a gyepek teljes átalakulását (pl. avarfelhalmozódás, kompetitor fajok előretörése) vagy cserjésedését majd

erdősödését vonja maga után (Moog et al. 2002). A gyepek helyén kialakuló másodlagos erdők fajgazdagsága alacsonyabb, a specialista fajok száma is alacsonyabb (Cremene et al. 2005).

Gyepkezelések hatásai

A gyepkezelések hatásainak kutatása fontos, gyakorlati jelentőséggel bíró feladat. A hatások többnyire nem általánosak, az alkalmazott kezelési módszer, a vizsgált élőhely, érintett csoportok egyaránt befolyásolhatják (Oelman et al. 2009).

Megkülönböztethetünk közvetlen (direkt) és közvetett (indirekt) hatásokat. Direkt hatások esetében a kezelés kivitelezése során bekövetkező változásokról beszélünk, míg közvetett hatások esetén a kezelés megtörténte után az élőhely megváltozásából fakadó hatásokról. A kezelést végző gépek a mozgásukból fakadó taposással, a vágó, zúzó eszközök által okozott mechanikus behatásokkal, a legelő állatok pedig taposással váltanak ki direkt hatásokat. A legtöbb direkt hatást kaszálás során vizsgálták (pl. Humbert et al. 2009, 2010a, 2010b, von Berg et al. 2023, 2024). Szárazzás kapcsán lényegesen kevesebb a tanulmányok száma (Steidle et al. 2022, Haas-Renninger et al. 2023). A legeltetés hiába az egyik legelterjedtebb kezelési módszer, a legelő állatok által a gerinctelen közösségekre gyakorolt direkt hatás (Denmead et al. 2015) jóformán ismeretlen.

A közvetlen hatásokat lényegesen ritkábban vizsgálták, mint a közvetett hatásokat. A közvetlen hatások vizsgálata a kezelés után egy meghatározott időszakban az élőhely fizikai, kémiai tulajdonságaiban, az élőhelyek, életközösségek szerkezetében és bizonyos csoportok egyedszámában, diverzitásában bekövetkezett változásokra fókuszálnak. A kezelések hatását befolyásolhatja annak időzítése vagy intenzitásának megváltoztatása is. Még ugyanazon az élőhelyen, ugyanazon csoportok esetében is megmutatkozhatnak az ebből fakadó különbségek (pl. Humbert et al. 2009, Georgi et al. 2023).

Az indirekt hatásokat befolyásolhatja a területen végzett kezelés módja. Ha a növényzetet lekaszálják és elszállítják, a napsugárzás mélyebbre, akár a talaj felszínéig is lehatol. Ez magasabb hőmérsékletet és erősebb vízvesztést, párologtatást okoz a növényzettel borított területeken tapasztaltakhoz képest (Gardiner & Hassal 2009, Hesslerová et al. 2013). Ha a levágott biomassa helyben marad – például szárazzás esetén – a kaszált területekhez képest alacsonyabb hőmérséklet (Dudás et al. 2016) és magasabb talajnedvesség mérhető (Shirish et al. 2013). A kaszáláshoz, szárazzáshoz képest a legeltetés kevésbé szélsőséges hatásokkal jár. A legelő állatok aktivitása a gépekhez képest térben és időben is változatosabb. Hagyományos legeltetés esetén a legelőkön különböző mértékben érintett, változatosabb növényzeti foltok

alakulnak ki, amelyhez az ott élő fajok könnyebben tudnak alkalmazkodni (Jerrentrup et al. 2014).

A kezelések kémiai változásokat is generálhatnak, amelyek elsősorban a talajban vagy a növényzetben fejtik ki hatásukat. A különböző gyepterkezelési módszerek eltérően hathatnak a talajban élő mikroorganizmusokra, ezáltal a lebontási folyamatok és a tápanyag felhalmozódása is különböző módon alakulhatnak (Kaštovská et al. 2005, Pavlů et al. 2016, Horan et al. 2018).

A kezelésekkal foglalkozó kutatások nagy része arról szól, hogyan változik meg hatásukra a növénytársulások faji összetétele, vagy meghatározott csoportok fajszáma, tömegessége, diverzitására. A gyepterkezelések során jóval kevesebb zoológiai tapasztalatunk van, a gerinctelenek pedig az állatokon belül is kifejezetten alulreprezentált csoportot képviselnek a vizsgálatok során (Grodsky et al. 2015). Szembetűnő, hogy míg a növényekre a különböző kezelések általában kedvező hatást gyakorolnak (pl. Moog et al. 2002, Gaisler et al. 2004, Doležal et al. 2011, Klimeš et al. 2013), addig a gerinctelenek esetében inkább negatív hatásokról számolnak be a kutatók (pl. Cattin et al. 2003, Pech et al. 2015, Chisté et al. 2016, Georgi et al. 2022, 2023, Farkas et al. 2024).

Egy-egy gerinctelen csoport vizsgálata fontos eredményekkel járul hozzá a kezelések hatásáról alkotott ismereteinkhez. Olyan csoportok vizsgálata javasolt, amelyek jól jelzik a változásokat és gyors választ adnak a különböző kezelési módszerekre (Plantureux et al. 2005). A kezelések hatásának megértése érdekében azonban fontos lenne minél több csoport vizsgálata (pl. Kormann et al. 2015). A gerinctelen csoportok változatossága miatt, egy adott kezelés egyesekre kedvezően, másokra kedvezőtlenül hathat (Pižl & Starý 2001, Cizek et al. 2012).

A csigák, mint vizsgálati alanyok

A talaj felszínét borító avarréteg rendkívül fontos része a gyepeknek, mert az itt zajló folyamatok kiemelkedő jelentőségűek a tápanyagok körforgása szempontjából. Ez az a része az élőhelynek, ahol a lebontó szervezetek a pusztuló növényi biomasszát olyan mértékben lebontják fizikai módon, hogy a talaj felszínén vagy a talajban élő mikroorganizmusok utána hatékonyan tudják őket újra felvehető szerves anyaggá alakítani. A csigák a gyepek jellegzetes gerinctelen csoportját képezik, legösszetettebb közösségeiket általában a nedves réteken találhatjuk meg (Welter-Schultes 2012). Többségük élete nagy részét az avarréteg szintjében éli le, ezért a lebontó folyamatokban is jelentős szerepük van (Newell 1967). Az elhaló növényi anyag aprításával, székletképzésükkel és nyálkakibocsátásukkal kedvező körülményeket

biztosítanak lebontásban részt vevő mikroorganizmusoknak (Theenhaus & Scheu 1996).

Testük magas víztartalma, lassú mozgásuk és korlátozott terjedőképességük miatt a csigaközösségek különösen érzékenyek a környezetükben bekövetkező változásokra. Ennek köszönhetően jelezhetik az élőhelyen bekövetkező változásoknak (Pech et al. 2015, Wehner et al. 2019). Számos kutatás igazolta, hogy a nedves rétek csigaközösségeit jelentősen befolyásolják a környezeti tényezők, mint a nedvesség, a talaj kémhatása vagy mésztartalma (Martin & Sommer 2004a, Cernohorsky et al. 2010, Hettenbergerová et al. 2013, Horsák et al. 2014, Wehner et al. 2019). A csigaközösségekre a különböző gyepgazdálkodási módok ugyancsak jelentős hatást gyakorolhatnak, ezért alkalmasak arra, hogy a gyepkezelések hatásainak kimutatását segítsék (Labaune & Magnin 2002, Ausden et al. 2005, Farkas et al. 2024). Kaszálás és legeltetés hatásainak vizsgálata kapcsán olykor találkozhatunk a csigákkal, mint vizsgálati alanyokkal (pl. Ausden et al. 2005., Boschi & Baur 2007, Wehner et al. 2019). Ugyanakkor a szárazzás esetében a csigaközösségekre gyakorolt hatások még szinte ismeretlenek.

A héj és a létállapotok jelentősége a csigákkal kapcsolatos vizsgálatok során
Egy élőhelyen zajló folyamatok jelentős változásokat idézhetnek elő az ott élő gerinctelen fajok életében. Ezek a hatások gyakran mérhetők az állományok méretének változásán keresztül. Egy faj adott területen élő összes egyedének megszámlálására ritkán van lehetőség, de reprezentatív mintavétel segítségével az egyedszám többnyire megfelelően becsülhető. A mintavétel módja változatos lehet. Ma sem rendelkezünk átfogó ismerettel arra vonatkozóan, hogy hányféle módszer létezik a gerinctelen csoportok terepi mintázására. Egy azonban közös bennük: az állományok méretének becslése során élő egyedeket vesznek számításba. Kivételért azonban nem kell messzire mennünk, elég, ha megvizsgáljuk a csigákat.

A csigáknak van egy olyan tulajdonságuk, amely a szárazföldi élőhelyeken élő többi gerinctelen csoporthoz képest egyedivé teszi őket, – a meztelen csigákat leszámítva – meszes külső vázuk (héjuk) van. A héj az egyed halála után bizonyos ideig továbbra is fennmaradhat az élőhelyen, megfelelő körülmények között akár évtizedekig is (Pearce 2008). Ezért egy adott időpillanatban és adott helyen élő egyedek és – akár huzamosabb ideje elpusztult egyedektől származó – üres héjak is fellelhetők. A legelterjedtebb malakológiai módszerek segítségével élő egyedek és üres héjak legtöbbször vegyesen is gyűjthetők (Cameron & Pokryszko 2005).

Azon kívül, hogy az üres héjak nem feltétlenül ugyanazt az időpillanatot képviselik, mint az élő egyedek, további mintavételi problémákat is felvetnek.

A csigák detektálható fajsza ma magasabb lehet, ha az élő egyedek mellett az üres héjakat is figyelembe veszük (Albano et al. 2104). Az üres héjak értékelése során az is előfordulhat, hogy olyan fajokat is figyelembe vesznek, amelyek már nem élnek a területen (Cameron & Pokryszko 2005, Cernohorsky et al. 2010). Ez alapján érthető, hogy az üres héjak figyelembevétele befolyásolhatja a vizsgálatok végeredményét (Boschi & Baur 2008, Dvoráková et al. 2014).

Az üres héjak lebomlási sebességének ismerete sokat segíthetne annak eldöntésében, hogy egy vizsgálat során felhasználhatók-e vagy sem. Ennek eldöntése azonban nem egyszerű. Az élőhely jellemzői nemcsak az élő csigaközösségre hatnak, de a meszes héjak lebomlását is befolyásolják. A talaj kémhatásának kiemelt szerepe van: meszes közegben többnyire nagyobb a fajgazdagság és az abundancia (Wäreborn 1969) és a héjak lebomlási sebessége is lassabb. Savanyú kémhatású élőhelyekhez általában kevesebb faj képes alkalmazkodni és a héjak is gyorsabban bomlanak le (Juříčková et al. 2008, Albano 2014). Nedves élőhelyeken gyorsabb a héjak lebomlása, mint száraz területeken (Rundell & Cowie 2003, Říhová et al. 2018). A direkt napsugárzás ugyancsak gyorsíthatja a héjak lebomlását (Menez 2002). Nem elhanyagolható az a tény sem, hogy az üres héjak az élő egyedek számára kalcium-forrásként szolgálhatnak; a héjak lebomlásának akár 10%-áért is felelhetnek a saját kalcium-szükségletüket így pótló csigák (Cadée 1999). A lebomlást a héjak mérete is befolyásolhatja. A kisebb méretű héjak rendszerint gyorsabban bomlanak, mint a nagyobbak (Menez 2002, Pearce 2008, Říhová et al. 2018). A csigák eloszlása olykor egészen kis léptékben is változhat, mert a számukra kedvező mikrohéköhelyeken feldúsulhatnak (Myšák et al. 2013), ez az üres héjak felhalmozódására is igaz (Sólymos et al. 2009). Fenti tapasztalatok arra mutatnak rá, hogy azokat az élőhelyeket nem célszerű összehasonlítani, amelyek esetében egyes környezeti tényezők jelentősen különböznek egymástól (pl. meszes- és savanyú talajok, száraz és nedves élőhelyek) (Dvoráková et al. 2014).

Általánosan megfigyelt jelenség, hogy a mintázott egyedszám emelkedésével, lassuló ütemben bár, de együtt nő a megtalált fajok száma (Fisher et al. 1943, Gotelli & Graves 1996). A csigaközösségek esetében sincs ez másképpen (Cernohorsky et al. 2010): minél több mintát veszünk fel, annál nagyobb az esélye, hogy a területen élő valamennyi csigafaj előkerül (Cameron & Pokryszko 2005). Egy adott területen élő csigafajok számának becslése során fontos lehet tudni, mekkora az a minimális mintaméret vagy mintaelemszám, amivel a becslés megbízhatóan megadható. Ezzel megelőzhető az indokolatlanul sok minta felvételével járó felesleges ráfordítás is. Egy határ felett a minta mérete már nem befolyásolja jelentősen a megtalált fajok számát (Cernohorsky et al. 2010, Myšák et al. 2013). Annak megállapítása, hogy a

teljes fajlista mekkora részének megtalálása tekinthető megbízhatónak, kevésbé ismert. Clergeau & Fontaine (2011) városi környezetben a 80-85%-ot már megbízhatónak tartották. Cameron & Pokryszko (2005) az ilyen jellegű becslések esetében a 90%-os határt húzták meg.

A gyepterkezelések hatása gerinctelenekre

A gyepterkezelések élővilágra gyakorolt hatásáról napjainkban egyre több publikáció születik, mert egyre nagyobb igény van a természetbarát, fenntartható kezelések alkalmazására. A gazdálkodók saját motiváltsága mellett agrárkörnyezetgazdálkodási programok, védett természeti területeken jogszabályi előírások, közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területeken (Natura 2000 területek) pedig fenntartási tervekben rögzített javaslatok nyújtanak segítséget a fenntartható módszerek alkalmazásához. A jogalkotók, természetvédelmi szakemberek, gazdálkodók számára fontos, hogy korábban megvalósult, minél több kezelés hatásáról álljon rendelkezésükre információ, amit akár tervezés, akár gyakorlati kivitelezés során figyelembe tudnak venni.

A csigák jól jelzik a gyepterkezelések következtében bekövetkező változásokat. Ugyanakkor nem minden gyeptípusban vannak jelen reprezentatív mértékű közösségeik, és a gyepek mikroélőhelyein más igényekkel rendelkező, más életmódú gerinctelenek is élnek, amelyek esetében a gyepterkezelés hatása eltérő lehet a csigákra gyakorolt hatásnál. Amennyiben egy gyepterkezelése során nem kifejezetten egy gerinctelen csoport unikális állományának megőrzése a cél, fontos, hogy minél több gerinctelen csoportnak kedvező kezelés legyen alkalmazva.

A különböző élőhelyeken, különböző módszerekkel történő kezelések különböző gerinctelen csoportokra gyakorolt hatását nem könnyű átlátni. A témában születő, esettanulmányokat bemutató tudományos publikációk fontos nélkülözhetetlenek, de önmagukban csak egy nagy mozaik egy-egy darabját képviselik. Átfogóbb képet kaphatunk a kutatások eredményeit feldolgozó áttekintő-jellegű publikációkból. Egyes összegző cikkek egy-egy konkrét kezelési módszer eredményeit gyűjtik össze (pl. Rook et al. 2004, Scohier & Dumont 2012 – legeltetés, von Berg et al. 2023 – kaszálási technikák). Más áttekintések kiemelt gerinctelen csoportokat célzó kezelések tapasztalatait összegzik (pl. Bubová et al. 2015 – lepkék, Lipińska & Bielański 2022 – *Vertigo* nemzetség kiemelt csigafajai). További csoportot képeznek az egy konkrét élőhelytípus különböző kezelési lehetőségeinek hatásait összefoglaló publikációk (pl. Middleton et al. 2006 – lápok, láprétek).

A tudományos folyóiratokban megjelenő publikációk mellett az utóbbi időkben egyre több olyan kiadvány születik, amelynek célja, hogy segítse a

gazdálkodók közvetlen tájékozódását (Marticsek 2010, Viszló 2011). Ezek rendkívül fontos gyakorlati tanácsokat adnak a kezelések megvalósításával kapcsolatban. Javasataik kutatási eredményekre és publikálatlan megfigyelésekre támaszkodnak, de a gyakorlati tanácsokat indokló eredmények sokszor nem ellenőrizhetők. Másik hátrányuk, hogy a gerincesek védelme mellett a gerinctelenek védelme kevesebb hangsúlyt kap bennük, és legtöbbször csak egy kiragadott csoportra (pl. egyenesszárnyúak) koncentrálnak.

A kezelések gyakorlati kivitelezését végző gazdálkodóknak, szakembereknek sok esetben nincs lehetősége saját kutatásokat végezni vagy a témában elérhető tudományos publikációk eredményeit megkeresni és kiértékelni munkájuk előkészítése során. A szigorúan tudományos eredmények és az általános gyakorlati tanácsadás között szükség van olyan munkák megjelenésére is, amelyek összekapcsolják a kutatókat a területet kezelő szakemberekkel. Különböző kezelések hatásiról készülő kutatások, tudományos nyelvről „lefordított”, felhasználóbarát tálalása megkönnyíti a gyakorlatban történő alkalmazást.

Gyeppek védelmét elősegítő szakpolitikai lehetőségek

A fenntartható gazdálkodás, a biodiverzitás megőrzése egyre nagyobb hangsúlyt kap napjainkban. A környezet- és természetvédelmi célok elérése érdekében a legtöbbet a területen gazdálkodó, a területet kezelő személy vagy szervezet teheti. Ideális esetben tekinthető, ha a gazdálkodó tisztában van vele, hogyan dolgozhat fenntartható módon, emellett pedig motivációja és megfelelő anyagi háttere is van hozzá. Ezek a feltételek azonban nem mindig adóttak. A megfelelő gazdálkodói hozzáállásra szemléletformáláson, jogszabályokon és támogatati rendszereken keresztül lehet hatni. A fenntartható gazdálkodás nemzeti és közösségi érdek is, ezért az Európai Unió által jegyzett Közös Agrárpolitika (KAP) és a Magyar Kormány tevékenységében is kiemelt szerepet kapnak a cél érdekében hozott intézkedések.

A védett természeti területekre és az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű (Natura 2000) területek esetében több olyan jogszabály is hatályban van hazánkban, amely a természetvédelem rendszerén keresztül kötelező szabályokat állapít meg a gazdálkodókra, területhasználókra vonatkozóan. A legátfogóbb szabályozást a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény nyújtja, de a gyepek védelmének fontosságát támasztja alá, hogy külön rendelet készült a Natura 2000 gyepterületek fenntartásának földhasználati szabályairól is (269/2007. (X. 18.) Korm. rendelet). Az egyes védett területek kezelési tervét kihirdető rendeletek már egészen konkrét, akár ingatlan szinten is betartandó szabályokat írhatnak elő. Ez a fajta jogi

szabályozás mindenkire kötelező érvényű. A Natura 2000 területekre fenntartási tervek is készülnek, amelyek kezelési javaslatokat fogalmaznak meg, ezek azonban nem kötelező érvényűek.

A természeti értékek védelme, a fenntarthatóság biztosítása nem korlátozódhat védett területekre. Védett és nem védett területekre egyaránt vonatkoznak általános agrár-környezetvédelmi jogszabályok. Egyre nagyobb jelentősége van azonban azoknak a támogatási rendszereknek, amelyekben a résztvevő bizonyos szabályok önkéntes betartását vállalva, anyagi támogatásban részesül. A legjelentősebbek ezek közül az uniós finanszírozású támogatások, mint az agrár-környezetgazdálkodási támogatások (AKG; 61/2009. (V. 14.) FVM rendelet), az Agro-ökológiai Program (AÖP; jelenleg hatályos jogszabály: 17/2024 (IV. 9.) AM rendelet), Ökológiai gazdálkodás támogatás (ÖKO) és Natura 2000 mezőgazdasági területeknek nyújtott kompenzációs támogatás (utóbbi kettőhöz kapcsolódva: 15/2004. (IV. 9.) AM rendelet).

A fenntartható gazdálkodás tekintetében nagy remények fűződnek az Európai Unió Természet-helyreállítási rendelethez (EU 2004/1991 rendelet). A rendelet jelentős élőhely- és fajspecifikus helyreállítási célokat tűzött ki, amelyet a tagállamoknak több lépcsőben, 2050-ig bezárólag teljesítenie kell. A gyepek és az ott élő gerinctelen közösségek szempontjából kiemelkedő jelentőségű lehet, hogy a rendelet önálló helyreállítási célokat fogalmaz meg beporzópopulációk (EU rendelet 10. cikke) és mezőgazdasági ökoszisztémák (EU rendelet 11. cikke) helyreállítására. Utóbbi esetben a helyreállítás mértékét jelző mutatók között a „gyepterületek lepkepopuláció-index”-e és a „magas fokú biológiai sokféleséggel rendelkező tájképi elemeket magukba foglaló mezőgazdasági földterületek aránya” a gyepek szempontjából kiemelten fontos lehet.

1.2. Általános célkitűzések

A doktori dolgozat célja az, hogy részletesen feltárja az összefüggéseket a gyepek kezelése és a kezelt területeken élő gerinctelen közösségekben bekövetkező változások között.

Az első tanulmányban évtizedekig felhagyott nedves réteken, hagyományos mezőgazdasági eszközök alkalmazásával megkezdett kezelési kísérlet eredményeit mutatjuk be. A vizsgálat célja az volt, hogy a felhagyott, illetve kaszálással újra gazdálkodásba fogott nedves rétek csigaközösségeit összehasonlítva megállapítsuk, kedvező vagy kedvezőtlen hatással van a kezelés a csigaközösségre.

A második tanulmányban a kaszálás hatását a csigák esetében korábban még nem tanulmányozott szárazzás hatásával vetettük össze, hagyományos

mezőgazdasági módszerek alkalmazásával, de kísérleti körülmények között. A vizsgálat célja az volt, hogy megállapítsuk, a két kezelés hatása eltér-e egymástól. Kiemelt kérdés volt, hogy a kezelést követő évben kimutatható-e már az esetleges hatások.

A harmadik tanulmányban egy módszertani kérdést kívántunk tisztázni. A csigák speciális csoportot képeznek a gyepeken élő gerinctelenek között, mert külső vázzal rendelkeznek, amely az egyedek halála után is megmarad a területen. A malakológusok sok esetben a begyűjtött héjak alapján becsülik meg a csigák denzitását és általában nem tesznek különbséget a még élő egyedek és az üres héjak között. Vizsgálatunk célja annak kimutatása volt, hogy mekkora eltéréseket találhatunk egy terület becsült állományméretének megállapítása során, ha csak az élő egyedeket számoljuk, illetve az élő egyedeket és a friss héjakat együttesen vesszük figyelembe. Befolyásolja-e a területen végzett kezelés hatásainak értékelését, ha az élő egyedek mellett a friss, de üres héjakat is figyelembe vesszük?

A negyedik tanulmányban a leggyakoribb gyepterkezelések hatásairól készítettünk összefoglalót, közép-európai vonatkozásban. A vizsgált csoportok körét a gyepekben élő gerinctelenek egészére terjesztettük ki. Célunk az volt, hogy a rendelkezésre álló tudományos eredményeket rendszerezve megkülönböztessük a gerinctelenek számára kedvezőtlen, vagy elfogadható kezelési módszereket. Az így feldolgozott tudományos eredmények alapján gyakorlati javaslatokat dolgoztunk ki gerinctelen fajokat kezelések során érő negatív hatások mérséklésére.

2. Általános módszertani ismertetés

Ebben a fejezetben a csigákat tartalmazó minták gyűjtésével, a minták feldolgozásával, az egyedek határozásával kapcsolatban alkalmazott módszereket mutatom be. Ezeket az első három tanulmány készítése során ugyanúgy használtuk, így azok módszertani részében csak erre a fejezetre hivatkozunk, esetleg kiegészítő módszertani elemeket mutatunk be.

Mintavételezés

Munkánk során kvadrát alapú mintavételezést végeztünk. Ez a szárazföldi csigák kutatásának legelterjedtebb mintavételi módszere (Cameron & Pokryszko 2005). A mintákat 25 × 25 cm-es felületekről vettük fel, ez a méret a nemzetközi szakirodalomban is általánosan ajánlott (Cameron & Pokryszko 2005). A mintavétel során egy kis, marokra fogható lapát segítségével a kvadrát felületéről az avart és a talaj legfelső 1-2 cm-ét emeltük ki és helyeztük légmentesen zárható tasakokba. A hazai faunában alig 1-2 talajlakó faj fordul

elő, a talaj felvétele inkább azt biztosítja, hogy az avar alján, a talaj felszínén található csigák is biztosan bekerüljenek a mintába. A minták száma, területi elrendezése a vizsgálat céljától függ, ezeket az egyes tanulmányokban bemutatjuk.

Csigaegyedek válogatása és határozása

A begyűjtött mintákból ki kell nyerni a benne található héjakat. Ennek módszertana függhet a vizsgálat céljától. A malakológiai vizsgálatok túlnyomó többsége az élő csigaegyedek és a frissen elpusztult csigaegyedek adatait használja fel. A területen található régi, korodált, lebomló héjak nem alkalmasak összehasonlító vizsgálatokra, mert a lebomlásuk több éves folyamat is lehet, a lebomlás sebességét pedig a környezeti tényezők befolyásolhatják (pl. csapadékmennyiség, hőmérséklet, pH), sok esetben határozásuk is bizonytalan lehet. Az élő egyedek házait és a frissen elpusztult egyedek házait a szakirodalom rendszerint nem különbözteti meg, hanem egységesen „csigaegyedek”-ként kezeli őket. Ennek gyakorlati oka az, hogy a mintákban tömegesen előforduló, 1-2 mm méretű csigák esetében rendkívül időigényes annak megállapítása, hogy a héjban található-e élő egyed.

Az első tanulmány készítése során ezt a két kategóriát mi is összevonva kezeltük. Ebben az esetben a vizsgálati területen felvett mintákat először szárítottuk. A szárítás minden minta esetében azonos időt vett igénybe, jelentősége abból adódik, hogy a száraz mintákból a héjak lényegesen könnyebben válogathatók ki. A válogatást műanyag tálcán, a minta kis részeinek adagolásával, csipesz segítségével végeztük.

A második tanulmány készítése során kiemelt jelentősége volt a mintavételezés időpontjában élő példányok számának, ezért ott az élő egyedeket megkülönböztettük a friss, de üres héjaktól. A felvett mintákat sötét, hűvös helyen tároltuk és másnap tartósítottuk. Ennek során először nagyobb mennyiségű vízben áztattuk őket fél óra hosszáig. Ezt követően a víz felszínén lebegő növényi anyagokat ugyanabba az edénybe leöblítettük (hogy lemoszuk a felületi feszültség miatt esetleg rájuk tapadó héjakat), majd a héjaktól mentes részeket kidobtuk. A mintát ezután 0,75 mm lyukátmérőjű szűrőn átmostuk. Ez a méret alkalmas arra, hogy a legkisebb hazai csigafajok is a szűrőben maradjanak. A bennmaradt anyagot (héjak és törmelék) 70%-os etil-alkoholban tartósítottuk. Ezeket később szárítás nélkül válogattuk ki. A harmadik tanulmányhoz a második során vett mintákat használtuk fel.

A vizsgálatok során kizárólag a teljesen kifejtett és teljes (nem törött vagy hiányos) héjakat válogattuk ki a mintákból. A második és harmadik tanulmányban azokat az egyedeket tekintettük élőnek, amelyek esetében az állat teste az áttetsző héjon vagy a héj szájadékán keresztül benézve látható

volt. Frissnek tekintettük azokat a héjakat, amelyekben nem volt élő egyed, de a periostracum (a héj legkülső, legvékonyabb, a héj színéért és fényéért felelős, legkönnyebben lebomló réteg) egységesen érintetlen volt.

A kiválogatott egyedek határozását sztereomikroszkóp segítségével végeztük, a fajtól függően 5-10X-es nagyítás mellett. A határozást Kerney et al. (1983), Welter-Schultes (2012) és Glöer & Meier-Brook (2003) munkája alapján végeztük.

A meztelen csigákat kizártuk a vizsgálatokból, mert azok jelenlétének kimutatására és mennyiségi értékelésére a bemutatott, kvadrát alapú módszer nem alkalmas (Cameron & Pokryszko 2005).

3. Tanulmányok

3.1. Első tanulmány: Kaszálás hatása nedves rétek csigaközösségére

A tanulmány kapcsán publikált eredmények a következő forrásban érhetők el: Farkas, R., Bán, M., Barta, Z., 2024. Mowing wet meadows reduces the health of their snail communities. PeerJ 12, e16783. <https://doi.org/10.7717/peerj.16783>

3.1.1. Bevezetés és célkitűzések

Napjainkban egyre nagyobb hangsúlyt kap a gyepek fenntartható kezelése. Ennek megvalósításához elengedhetetlen, hogy a megismerjük, milyen folyamatok zajlanak le a kezelések nyomán az élőhelyeken. A kezelés hatással lehet az élőhelyre és az ott élő fajok közösségére. Ez a hatás gerinctelen közösségek esetében még korlátozottan ismert. Bizonyos csoportok (pl. lepkék, egyenesszárnyúak) a gerincteleneken belül frekvenciáltabb kutatási alanyok, a csigákat érő hatások kutatására azonban kevés példa van.

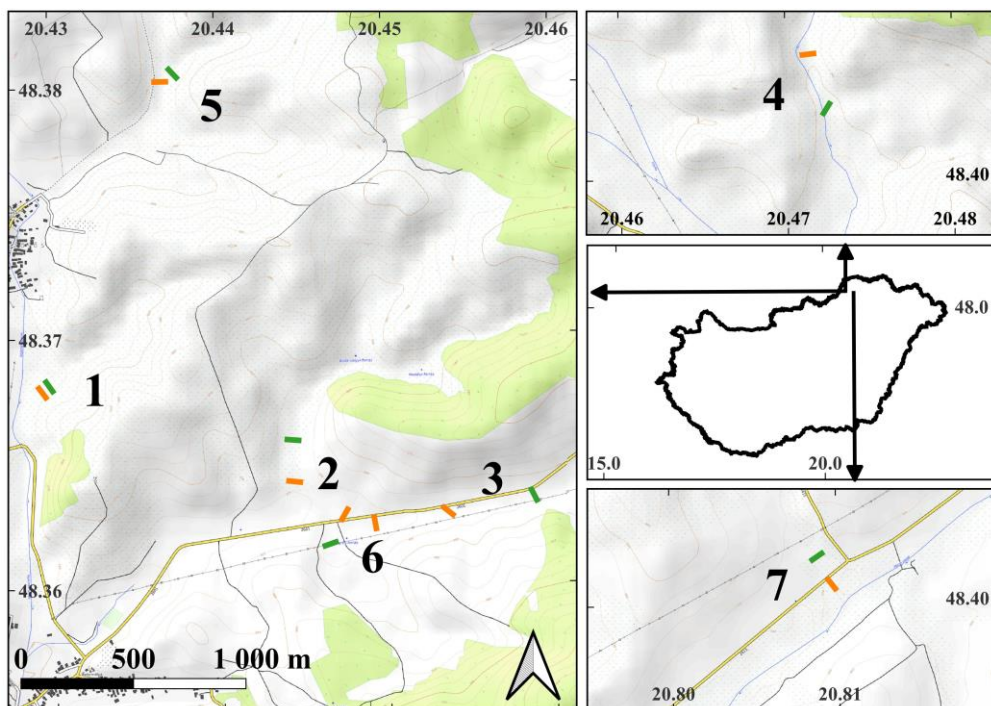
Egy kaszálási kísérlet segítségével a következő kérdésekre kerestük a választ:

- van-e hatása a kaszálásnak – mint hagyományos gyepkezelési módszernek – a nedves rétek csigaközösségeinek fajsámára, abundanciájára és diverzitására?
- a hatás különbözik-e a csigaközösség tagjai között?
- mely fajoknak, csoportoknak kedvez és melyeket érint hátrányosan a kezelés?

3.1.2. Módszerek

Vizsgálati terület

Vizsgálatainkat Észak-Magyarországon, a Putnoki-dombság (Kelemér, Gömörszőlös, Zádorfalva) és a Cserehát (Abod) területén végeztük (**1. ábra**). A térség az alacsonyabb dombvidékek közé tartozik. Klímája mérsékelt kontinentális, az éves átlaghőmérséklet 8,5-9 °C között alakul, az éves átlagos csapadékmennyiség 550-600 mm (Mezősi 1998, Dobány 2010). A vizsgálati területek egykor kaszált völgyaljak voltak, amelyeket évtizedekkel ezelőtt felhagytak.



1. ábra A vizsgálati terület áttekintő térképe. Jobb oldalon, középen, a Magyarország határait ábrázoló térképen nyilak jelzik a részletes térképkivágatok országon belüli elhelyezkedését. Rövid vonalak jelölik a vizsgálati transzkek elhelyezkedését a mintaterületeken: narancs szín – kezelt területek, zöld szín – kontroll területek. A transzkek ábrázolt hosszúsága arányos az eredeti méretükkel. A transzkek mellett feltüntetett számok a mintaterületek sorszámát mutatják. A részletes térképek az OpenTopoMap (opentopomap.org) alaptérképének felhasználásával készültek. Minden részletes térkép ugyanolyan méretarányban és tájolásban került ábrázolásra. A tengelyeken a WGS84 koordinátarendszer értékei olvashatók.

A kezelések megkezdése előtt egyik helyszínen sem történt – az évtizedekkel ezelőtt még jellemző kezelésnek minősülő – kaszálás. Ennek ellenére, a vizsgálatok kezdetén a kezelt és kontroll mintaterületek egyikén sem volt fás vagy cserjés vegetáció. Az élőhelyek jellemzően magassásos mocsárrétek voltak, mocsári sás (*Carex acutiformis*) és nád (*Phragmites australis*) dominanciájával. A kezelések megkezdése előtt nem volt megfigyelhető növényzeti különbség a kezelt és kontroll mintaterületek között. A területek kezelését 2003-ban a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 4. számú Gömör-Tornai Helyi Csoportja kezdte meg. A helyszínek

kiválasztásának és a kezelések megkezdésének célja az volt, hogy az egykor a területen rendszeres fészkelő, de az egykori kezelések felhagyását követően visszaszorult harisnak (*Crex crex*) újra kedvező élőhelyeket tudjanak biztosítani.

Kezelés és kísérleti elrendezés

A vizsgálat kontroll és kezelt mintaterületeit völgyaljakban, mocsárréteken jelöltük ki, kiterjedésük 1,5-4 hektár közé esett. Minden kezelt területen évi egy alkalommal, egy időben, nyáron történt gépi kaszálás, a levágott szénát bálákba gyűjtve elszállították a területről. A kontroll területek kezeletlenül maradtak. Minden kezelt területhez rendeltünk egy kontroll területet, egymástól átlagosan $204,8 \pm 117,7$ méter távolságban. A kezelt és kontroll területek mindig ugyanabban a patak völgyben helyezkedtek el.

A kezelt és kontroll mintaterületek mindegyikén 5-5 mintavételi pontot jelöltünk ki, egy 50 méter hosszú transzekt mentén. A mintavételi pontok a transzekt mentén egymástól egyenlő távolságra helyezkedtek el. Összesen 7 vizsgálati helyszínünk volt, amelyben 15 transzektet jelöltünk ki, 8 kezelt és 7 kontroll mintaterületen. A kezelt és kontroll mintaterületek páronként ugyanabban a völgyben helyezkedtek el, egymástól átlagosan 200 méter távolságra. Egyetlen helyszínen (Kelemér: Buda-völgy) jutott egy kontroll mintaterületre 2 kezelt, mert abban a völgyben a kontroll közelében két kezelt mintaterület is volt. A mintavételezést 2007-ben és 2008-ban végeztük, július-augusztus hónapokban, az aktuális kezelési munkák befejezését, azaz a szénabálák lehordását követően. A transzektet mindkét évben ugyanott helyezkedtek el. A vizsgálatok során összesen 150 mintát vettünk fel.

A mintavételezés, minták válogatásának és a csigák határozásának módszerét az általános módszertani kérdésekkel foglalkozó 2. fejezetben foglaltuk össze. Attól való eltérés nem történt ennek a vizsgálatnak a során.

Statisztikai elemzések

A kezelések hatásának megismerése érdekében első körben egy többszintű modellezési keretrendszer (GLMM) alkalmaztunk, hasonlóan Jackson et al. (2012) munkájához. Ez lehetővé tette a környezeti tényezők hatásának vizsgálatát nemcsak a közösség egészére, de az egyes fajokra is. Ez rögzített és véletlenszerű tagokat egyaránt magába foglalt a tengelymetszet (intercept) és a meredekség (slope) paraméterekre vonatkozóan. A rögzített tagok a teljes közösség viselkedését mutatják meg, míg a véletlenszerűek a fajok közötti viselkedésbeli variabilitást reprezentálják. Ennek köszönhetően egy negatív rögzített hatású és alacsony szórású modell a kezelési feltételek közötti negatív különbségre utal, ami hasonló mértékű minden faj esetében. A negatív rögzített

hatás és nagy szórás ezzel szemben negatív, de a fajok közötti jelentős eltérésre utal.

A többszintű modellezés után külön is vizsgáltuk a kezelések hatását az egyedszámra, a fajszámra és a Shannon-diverzitásra, három különböző modell felállításával. Első esetben a válaszváltozó az egyedek száma volt, a mintában előforduló valamennyi fajt figyelembe véve. A modellben rögzített hatások (fixed effects) a kezelés típusa (kezelt, nem kezelt), az év és a kettejük interakciója volt. Az év hatást azért kezeltük rögzített hatásként, mert mindössze két év adatait vizsgáltuk. Az adatgyűjtés kizárólag ebben a két évben zajlott, a két év nem egy eloszlásból lett véletlenül kiválasztva. A véletlenszerű hatások közé tartozott a helyszín azonosítóba ágyazott mintaterület azonosító, a faj azonosítója (véletlen tengelymetszet), és a kezelésre illetve évre vonatkozó véletlen meredekségek, fajonként. Az adatok láthatóan magas szórását tekintetbe véve negatív binominális hibaeloszlást alkalmaztunk. A modellek illesztését minden esetben a „glmmTMB” csomag „glmmTMB” funkciójának segítségével végeztük (Brook et al. 2017).

A második modellünkben a fajszámot vizsgáltuk minden egyes mintában. A modell szerkezete a fent leírtaknak megfelelő volt. Egyetlen különbséget az jelentette, hogy ebben az esetben binominális hibaeloszlást alkalmaztunk.

A harmadik modell esetében a kezelésnek a biodiverzitásra gyakorolt hatását vizsgáltuk. Ehhez kiszámítottuk a Shannon-Weaver diverzitási indexet (Shannon & Weaver 1949) minden egyes mintára. Ez lett a válaszváltozó. A kezelés típusa, az év és ezek interakciója képezték a rögzített hatásokat. A véletlenszerű hatások közé tartozott a helyszín azonosítóba ágyazott mintaterület azonosító véletlen tengelymetszete. A faji azonosságnak ebben az esetben nem volt relevanciája, ezért a fajokkal kapcsolatos véletlen hatásokat nem vettük figyelembe.

A teljes modellek illesztését követően tesztekkel vizsgáltuk a véletlen tényezők hatását. Az egyes véletlen tényezőket egymás után sorra eltávolítottuk és a modelleket az R program 'anova' függvényével végzett likelihood ratio tesztek segítségével hasonlítottuk össze (**1. táblázat**). Ez nem hozott szignifikáns eredményt, ezért a teljes modellből eltávolítottuk az évre vonatkozó véletlen meredekséget (**1. táblázat**). A rögzített tagok szignifikanciáját az R program „summary” funkciójával állapítottuk meg. Ellenőriztük, hogy az illesztett modellek hogyan felelnek meg a hipotéziseknek, ehhez a reziduálisokat a DHARMA R csomag segítségével elemeztük (Hartig 2022). Minden modellünk megfelelően illeszkedett az adatainkhoz.

1. táblázat Többszintű modell kiválasztása a fajok abundanciájának elemzéséhez. A válaszváltozó az egyes mintákban található fajok egyedeinek

száma. A teljes modell fix tényezőként tartalmazza a kezelést, az évet, valamint a kezelés és év interakcióját; véletlen hatásokként pedig a mintaterületek helyszínén belüli véletlen tengelymetszetét, valamint a fajok véletlen metszetét, továbbá a kezelés és az év fajonkénti véletlen meredekségét. A táblázat bemutatja az egyes véletlen tényezők (tengelymetszet, meredekség) eltávolításának hatásait a teljes modellből. A táblázat felsorolja az egyes megmaradt véletlen hatásokhoz tartozó szórásokat, valamint az adott modell összefoglaló statisztikáit.

Az AIC-értékek az Akaike-információs kritérium értékeit jelölik az egyes modellek esetében, a χ^2 -értékek azok a tesztstatisztikák, amelyeket a teljes modell és az adott modell közötti valószínűségi likelihood ratio tesztekkel kaptak, míg a p-értékek a tesztstatisztikák szignifikanciaszintjét mutatják (a szignifikáns értékeket félkövérrel szedtem). A szabadsági fokok száma minden esetben egy, a „mintaterület/helyszín” modell kivételével, ahol az értéke kettő.

Összefoglaló statisztika	Véletlen tényezők	Modellek				
		teljes	-év meredekség	-kezelés meredekség	-faj tengelymetszet	- mintaterület/helyszín tengelymetszet
Szórás	Mintaterület/helyszín tengelymetszet	0,23	0,23	0,23	0,19	-
	Helyszín tengelymetszet	0,23	0,23	0,22	0,18	-
	Faj tengelymetszet	1,84	1,84	1,87	-	1,80
	Év meredekség	0,03	-	0,02	1,57	0,00
	Kezelés meredekség	0,37	0,37	-	1,62	0,35
AIC		11,233	11,231	11,256	11,989	11,342
χ^2			0,00	24,65	757,79	112,98

		Modellek				
Összefoglaló statisztika	Véletlen tényezők	teljes	-év meredekség	-kezelés meredekség	-faj tengely-metszet	- mintaterület/helyszín tengely-metszet
p			0,95	<0,001	<0,001	<0,001

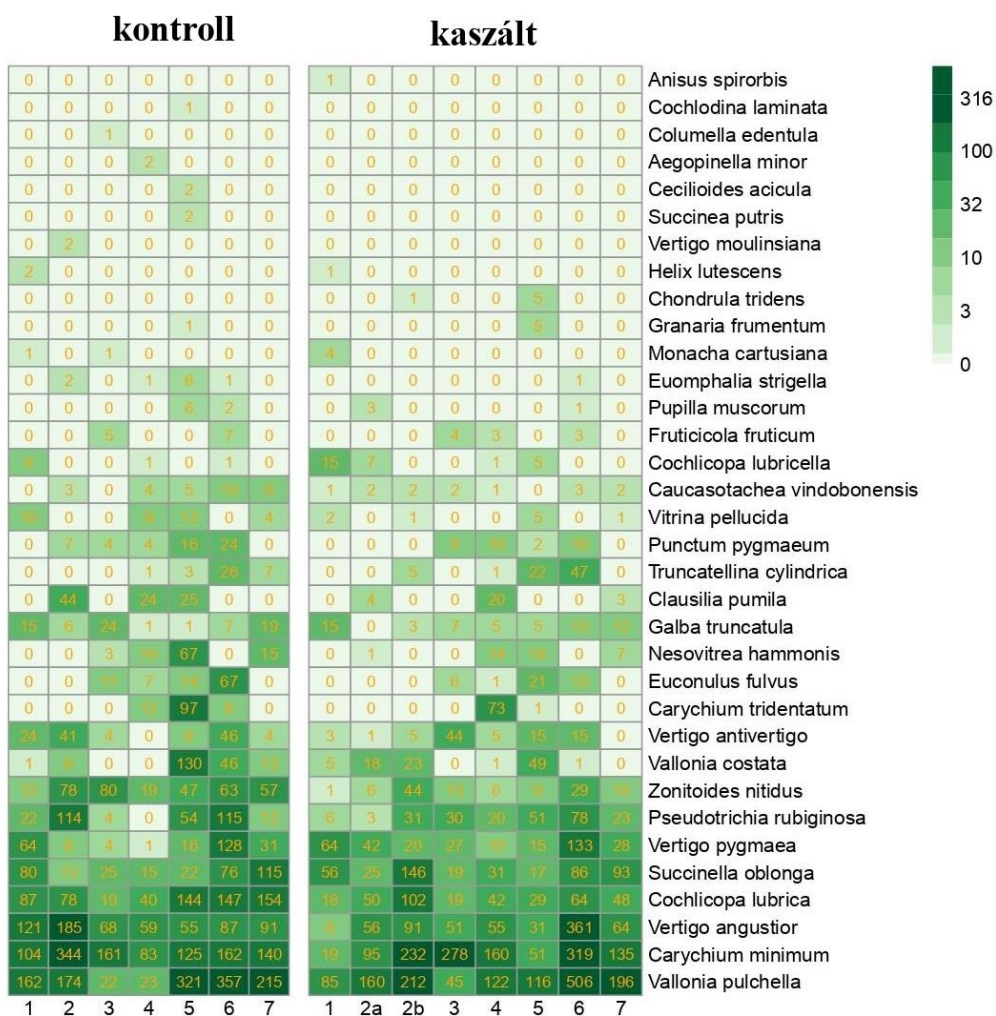
A fajgazdagság és a diverzitás becslése erősen függ a mintavételezési ráfordítástól (Gotelli & Colwell 2021), ezért egy rarefaction analízisen (Chao et al. 2014, Hsieh et al. 2016) alapuló megközelítést is megvizsgáltunk. Ennek során az említett változókon kívül a diverzitást egy másik megközelítésből, a Simpson-diverzitás segítségével is vizsgáltuk. A diverzitás kiszámításához az „iNEXT” R csomagot használtuk (ver 3.0.0., Hsieh et al. 2022). Miután az évről kiderült, hogy nem szignifikáns a hatása, a két év adatait összevontuk, és csak a kezelés diverzitásra gyakorolt hatását vizsgáltuk. Meg kell jegyezni, hogy az „iNEXT” csomag nem tudja figyelembe venni a kísérletünk véletlenszerű hatásszerkezetét (azaz a helyszíneken belül párosított mintaterületeket), ezért mind a többszintű modellek, mind a rarefaction analízis eredményeit bemutatjuk.

A statisztikai analízisek során valamennyi faj adatait felhasználtuk. Minden elemzést az R interaktív statisztikai környezetben végeztünk el (version 4.2.2., R Core Team 2022). Az alapadatok és számítások elérhetők a Debreceni Egyetem adat repozitóriumában: <https://doi.org/10.48428/ADATTAR/EYCRY>, University of Debrecen, V3, UNF:6:JvLNdnz4V70+9MsjQbev/A== [fileUNF].

3.1.3. Eredmények

A vizsgálatok során 34 faj 11629 egyedét gyűjtöttük be (**2. ábra**).

Az egyedszám esetében használt többszintű modell esetében azt találtuk, hogy minden véletlen tagnak szignifikáns hatása volt, beleértve a kezelésre vonatkozó random slope-ot is (**1. táblázat**). Ráadásul az egyetlen szignifikáns fix tag a kezelésé volt (**2. táblázat**). Összerakva, ez azt jelezte, hogy a különböző fajok különböző módon reagáltak a kezelésre (**3. ábra**). 21 faj állománya reagált sokkal erősebben a kaszálásra, mint az átlag (negatív random slope), 13 faj pedig éppen ellenkező módon reagált (**3. ábra**). Ugyanakkor, ezektől az eltérő reakcióktól függetlenül a teljes csigaközösség egyedszáma csökkent a kaszálás hatására (**2. táblázat**).



2. ábra Heatmap a kontroll és kezelt területeken talált fajokra. A fajok az egyedszámuknak megfelelő, növekvő sorrendben helyezkednek el egymás alatt. Az oszlopokat azonosító, legalsó sorban jelölt számozás az **1. ábrán** látható számozással megegyező. A cellákban az egyes területeken talált csigák egyedszáma található. A zöld szín árnyalatainak mélyülése az egyedszám nagyobb értékeit mutatja.

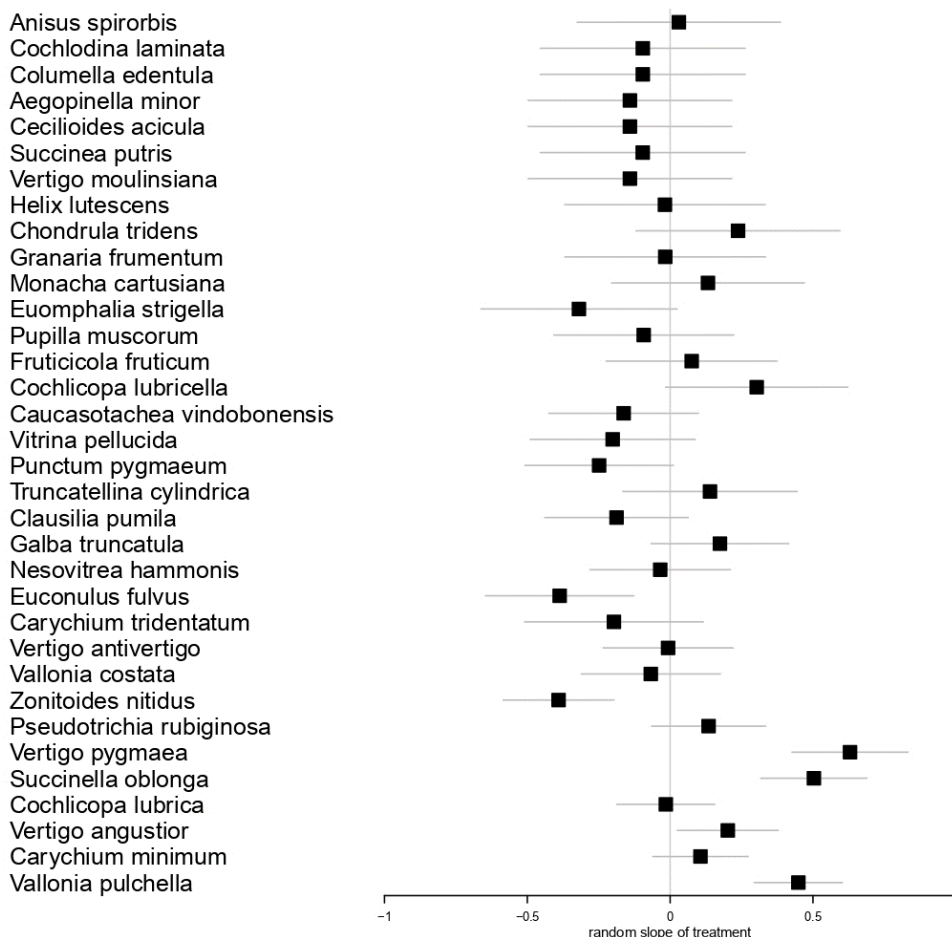
2. táblázat Többszintű modellezés eredményei. A táblázat bemutatja a fajok abundanciájára, jelenlétére és Shannon-diverzitására vonatkozó modellek paraméterbecsléseit, azok standard hibáit és konfidencia-intervallumait (a teljes modell esetében, amely nem tartalmaz évre vonatkozó véletlen

meredekséget). A statisztikai szignifikanciát a következőképpen jelöljük: *** jelöli a $p < 0,001$, ** a $p < 0,01$, * a $p < 0,05$, míg + a $p < 0,1$ értékeket. A kezelésre vonatkozó negatív paraméterbecslés azt jelzi, hogy a kaszált területeken alacsonyabb az abundancia. A táblázat továbbá tartalmazza az egyes véletlen hatásokhoz tartozó szórásokat, valamint a modell AIC-értékeit (Akaike-információs kritérium).

		Egyedszám			Fajszám			Shannon-diverzitás		
Modell alkotók		Paraméter becslés	Std. hiba	Konf. intervallum	Paraméter becslés	Std. hiba	Konf. intervallum	Paraméter becslés	Std. hiba	Konf. intervallum
Rögzített hatás	(Tengelymetszet)	-0,50	0,35	-1,19, 0,19	-1,62*** *	0,41	-2,42, -0,82	0,80*** *	0,03	0,75, 0,85
	év	0,12+	0,07	-0,01, 0,26	-0,09	0,12	-0,32, 0,15	-0,04	0,03	-0,1, 0,03
	kezelés	-0,40*	0,17	-0,73, 0,07	-0,55*	0,22	-0,98, -0,11	-0,01**	0,03	-0,16, -0,03
	év × kezelés interakció	0,07	0,1	-0,12, 0,27	0,226	0,17	-0,11, 0,56	0,04	0,04	-0,05, 0,12
Véletlen hatás	SD (mintaterület/helyszín tengelymetszet)	0,23			0,29			0,03		
	SD (helyszín tengelymetszet)	0,23			0,18			0,01		
	SD (faj tengelymetszet)	1,84			2,15					
	SD (kezelés meredekség faj)	0,37			0,52			0,13		
Diszperzió	(Tengelymetszet)	11,04		9,95, 12,26						
	Megf. száma	5100			5100			150		
	AIC	11231,5			654395			-156,3		

Az egyedszám változásához hasonlóan a fajok jelenléte/hiánya lényeges különbséget mutatott a helyszínek és a fajok között is, a kezelésre adott faji szintű válaszok esetében szignifikáns variáció volt megfigyelhető (3.

táblázat). A kezelés volt az egyetlen szignifikáns fix hatás. Ez újra azt jelzi, hogy – bár jelentős eltérések voltak az egyes fajok között – a kezelt területeken átlagosan kevesebb faj fordult elő (**2. táblázat**).



3. ábra Forest plot az egyes fajok kezelésre adott meredekségeinek egyedi becsléseire vonatkozóan. A vízszintes vonalak a becslések standard hibáját jelzik. Azok a fajok, amelyeknél az érték pozitív, kevésbé reagáltak a kezelésre. A fajok az egyedszámuk növekvő sorrendjében követik egymást fentről lefelé.

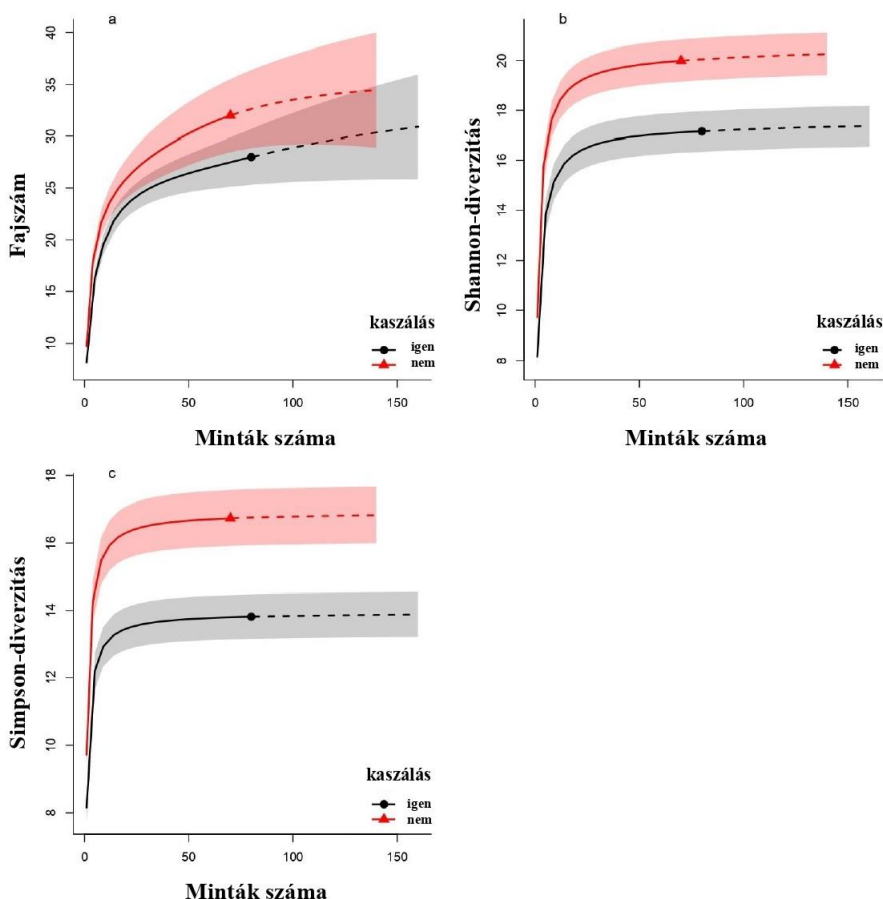
A Shannon diverzitásra alkalmazott modellünk eredménye azt mutatta, hogy a helyszínek és a mintaterületek közötti változatosság nem volt statisztikailag kimutatható ($\chi^2 = 2,00$, $p = 0,367$). A fix tagok közül a kezelés volt

szignifikáns. Ez újra azt mutatja, hogy a kaszált területeken alacsonyabb volt a diverzitás (**2. táblázat**).

3. táblázat A véletlen hatások fajok jelenlétére gyakorolt hatása. A válaszváltozó a mintában található fajok száma. A teljes modell fix hatásként tartalmazza a kezelést, az évet és a kezelés $\times$ év interakciót, véletlen tengelymetszetként a parcellát az egyes helyszíneken belül, valamint a fajokat, továbbá véletlen meredekségként a kezelést és az évet az egyes fajokon belül. A táblázat bemutatja, hogy az egyes véletlen hatások (tengelymetszet vagy meredekség) eltávolítása a teljes modellből hogyan befolyásolja az eredményeket. A táblázatban szerepelnek a megmaradó véletlen hatásokhoz tartozó szórásértékek, valamint az adott modell összegző statisztikái. Az AIC-értékek az Akaike-információs kritériumot jelölik minden modell esetében, a χ^2 -értékek a teljes modellhez képest végzett valószínűségi arány tesztek eredményei, a p-értékek pedig a tesztstatisztikák szignifikancia szintjét mutatják. A szabadságfok minden χ^2 esetében egy, kivéve a „-plot/site” modellnél, ahol az érték kettő.

Össze- foglaló statisztika	Véletlen tényezők	Modellek				
		teljes	-év meredek- ség	-kezelés meredek- ség	-faj tengely- metszet	-mintaterület/ helyszín tengely- metszet
Szórás	Mintaterület/ helyszín tengely- metszet	0,29	0,29	0,29	0,22	
	Helyszín tengely- metszet	0,18	0,18	0,19	0,13	
	Faj tengely- metszet	2,15	2,15	2,19		2,11
	Év meredek- ség	0,00		0,00	1,78	0,00
	Kezelés meredek- ség	0,52	0,52		1,98	0,51
AIC		3,693	3,691	3,704	4,311	3,727
χ^2			0,00	12,23	619,94	37,93
p			1,000	<0,001	<0,001	<0,001

A rarefaction analízis alátámasztotta a többszintű modelleket, mert mindhárom diverzitással kapcsolatos változó esetében a kaszált területeken mutatott alacsonyabb értékeket a kontroll területekhez képest (**4. ábra**). Az analízis a mintaelemszámunktól függetlenül jelez kisebb diverzitást a kaszált területeken. A különbségek a Shannon és a Simpson diverzitás értékek vizsgálata esetén is szignifikánsak voltak, a konfidencia intervallumok nem fedtek át. A fajszám esetében a konfidencia intervallumok jól láthatóan átfedtek, ebben az esetben a kezelt és kontroll területek közötti különbség nem volt szignifikáns.



4. ábra A kaszálás hatását bemutató, Hill számokon alapuló diverzitás mutatók rarefaction analízise. Az ábrázolt mutatók a következők: (a) fajszám, (b) Shannon diverzitás, (c) Simpson diverzitás. A folytonos vonalak az interpolált, a szaggatottak az extrapolált becsléseket jelzik. A szimbólumok (teli háromszög: kontroll, teli kör: kaszált) a megfigyelt mértékeket mutatják. Az

árnyékolt területek a görbék körüli konfidencia intervallumokat mutatják. Piros szín jelzi a kontroll területeket, míg fekete a kaszáltakat. A nem átfedő területek szignifikáns különbségeket jeleznek.

3.1.4. Diskusszió

Vizsgálatunk során azt tapasztaltuk, hogy a rendszeres kaszálás a csigaközösségek abundanciájára és diverzitására egyaránt kedvezőtlenül hatott. Ezek az eredmények megfelelnek korábbi tanulmányok hasonló eredményeinek. Pech és munkatársai (2015) például egyedszám és fajszám csökkenést észleltek nedves rétek kaszált területein. Chisté és munkatársai (2016) hasonló eredményekre jutottak egyenesszárnnyúakon végzett vizsgálataik során. A nedves réteken végzett intenzív kaszálások a meztelencsigák egyedszámát is csökkentik (Everwand et al. 2013). Ezeken kívül a kaszálás egyedszámra gyakorolt hatását figyelték meg olyan fajoknál is, mint a pókok (Cattin et al. 2003) vagy a ganéjtúró bogarak (Frank et al. 2017).

Vizsgálataink alapján elmondható, hogy a rendszeres kaszálással járó kedvezőtlen hatások viszonylag rövid idő – esetünkben 4-5 év – alatt kimutathatóak a kezelés megkezdését követően. Meg kell jegyezni, hogy a hosszabb távú kezelések a vizsgált területeken további közösségi tulajdonságokat is befolyásolhatnak.

Különböző élettelen környezeti tényezők, mint például a nedvesség vagy az avar vastagsága ugyancsak befolyásolhatják a csigaközösségeket (Martin & Sommer 2004b, Dvořáková & Horsák 2012, Pech et al. 2015). Valószínű ezért, hogy a kaszálás ezeknek az élettelen környezeti tényezőknek a megváltoztatásával hat a csigaközösségekre. Több tanulmány is beszámol arról, hogy a kaszálás magasabb közvetlen besugárzáshoz, magasabb hőmérséklethez és alacsonyabb talajnedvességhez vezet (Lepš 1999, Zechmeister et al. 2003). Bizonyos esetekben azonban az élettelen környezeti tényezők képesek csökkenteni a kaszálás kedvezőtlen hatását és még elfogadható életkörülményeket biztosítanak a csigaközösségeknek. Martin & Sommer (2004a) gyepkezeléses vizsgálatuk során arra a következtetésre jutottak, hogy a kaszálás gyakoriságától függetlenül az határozta meg a csigaközösség faj- és egyedszámát, hogy mennyi volt a talaj nedvességtartalma. Esetünkben a kezelés hatása jobban érvényesülhetett, mint az abiotikus tényezők lehetséges ellensúlyozó hatása.

A rendszeres kezelések egyik potenciális hatása lehet, hogy csökkentik a ritka, egyedi igényű fajok állományait, akár annyira, hogy az egy kritikus érték alá csökken (Książkiewicz 2014, Kormann et al. 2015). Az esetünkben ezt a hatást

közvetve nem sikerült megfigyelnünk. Ugyanakkor az kiderült, hogy a különböző fajok különböző mértékben reagálnak a kezelésre. Azok között a fajok közt, amelyek a legjelentősebb állományméret-csökkenést mutatták be (*Zonitoides nitidus*, *Vittrina pellucida*, *Clausilia pumila*, *Euomphalia strigella*) olyanok találhatók, amelyek nedvesebb és szárazabb élőhelyeken egyaránt előfordulhatnak (Welter-Schultes 2012). Más részről, azok a fajok, amelyek a legkevésbé reagáltak a kezelésre (*Cochlicopa lubricella*, *Truncatellina cylindrica*, *Vertigo pygmaea*, *Chondrula tridens*), jellemzően nyíltabb, szárazabb élőhelyeket kedvelnek és nagyobb toleranciát mutattak a zavarással szemben.

A különböző gerinctelen csoportoknak rendkívül változatos igényei vannak, ezért igazi kihívást jelent az élőhelyek kezelésének megfelelő módját megtalálni. Ennek megoldásaként érdemes mozaikos kezelési mintázatokban gondolkodni, tájképi és kezelési egység szintjén egyaránt (Pech et al. 2015). Ez a mi esetünkben azt jelenti, hogy a nedves réteken fontos kaszálatlanul hagyott részeket meghagyni, hogy biztosítani lehessen változatos csigaközösségek fennmaradását, amelyek azután újra benépesíthetők a rendszeresen kaszált részeket. A nem kezelt területek hosszú távon várhatóan ökológiai szukcesszió mennek keresztül. A mi vizsgálatunk olyan területen zajlott, ahol a cserjésedés még nem indult meg, és azt a vizsgálatok végéig sem tapasztaltuk.

A megfelelő kezelési gyakorlatok kidolgozása miatti kihívások kezelése érdekében alternatív módszerek bevezetésében is gondolkodni kell. A kezelések végrehajtásának egyedi körülményei, mint például az időzítés, alkalmazott eszközök, levágott biomassza kezelése különböző hatással lehetnek az életközösségekre (pl. Humbert et al. 2010a, 2012), különösen, ha figyelembe vesszük az élőhelyek egyedileg is sajátos tulajdonságait. A kezelési módszerek és a nedves rétek tulajdonságai közötti kapcsolat további kutatása kiemelten fontos feladat, hogy átfogó képet kaphassunk a háttérben zajló folyamatokról. Ez a kutatás reményeink szerint hozzájárul a nedves rétek megfelelő természetvédelmi kezeléséhez és a fenntartható gyepegazdálkodás megvalósításához szükséges stratégiák meghatározásához.

3.2. Második tanulmány: Kaszálás és szárzúzás hatása csigaközösségekre: egy nedves réteken végzett kísérlet

A tanulmány kapcsán publikált eredmények a következő forrásban érhetők el: Farkas, R., Bán, M., Oláh, G., Dudás, G., Barta, Z., 2025. The effect of mowing and mulching on snail communities: an experiment in wet meadows. PLoS One 20, e0314670. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0314670>

3.2.1. Bevezetés és célkitűzések

Napjainkban a legelterjedtebb gazdálkodási módok a legeltetés és a kaszálás. Emellett egy újabb módszer, a szárzúzás van terjedőben. Az eredetileg legelőkön, kaszálókon megjelenő cserjés-fás növényzet visszaszorítása érdekében alkalmazott módszer egyre gyakrabban jelenik meg önálló, nem termelő gazdálkodási módszerként is. A kaszálás és szárzúzás eltérő állapotokat eredményez az élőhelyeken. Míg kaszálás során a levágott biomasszát eltávolítják a területről, szárzúzás során a felaprított növényi részek a felszínen egyenletesen szétterülve, a helyszínen maradnak. Ez az élőhelyet jellemző környezeti tényezőkben is eltérő hatást okoz. A kaszálás magasabb hőmérsékletet és erősebb vízvesztést, párologtatást okoz a növényzettel borított területeken tapasztaltakhoz képest (Gardiner & Hassal 2009, Hesslerová et al. 2013). Ehhez képest alacsonyabb hőmérséklet (Dudás et al. 2016) és magasabb talajnedvesség mérhető (Shirish et al. 2013) a szárzúzott területeken.

A külföldi szakirodalmak értelmezéséhez szükség van egy fogalom használatának tisztázására. A szárzúzást a magyar nyelvben egységesen értelmezzük, egyesek szártépésként is nevezik. Az angol terminológiában „mulching” néven megnevezett tevékenység azonban több különböző módszerre is alkalmazható. A publikációk jelentős részében a „mulching” folyamatát definiálják, vannak azonban olyan cikkek, amelyekből nem derül ki pontosan, mit értettek a szerzők a fogalom alatt – pl. Caboň et al. (2021): „cutting of vegetation without removal of clippings”, Pižl & Starý (2001): „mulching with native vegetation”. A „mulching” szárzúzásként történő értelmezése során a gyepterületen a növényzetet kifejezetten szárzúzásra kialakított gép segítségével apró (kb. 10 cm hosszú) darabokra aprítják, az így keletkezett biomasszát a területen egyenletesen szétterülve meghagyják. A „mulching” kifejezésnek ezt az értelmezését használja legtöbbször az irodalom (Moog et al. 2002, Schmitt 2003, Mašková et al. 2009, Doležal et al. 2011, Pavlů et al. 2016, Gaisler et al. 2019, Georgi et al. 2022, 2023). A vizsgálatunk során mi is ezt a módszert alkalmaztuk.

A „mulching” másik értelmezése, amikor lekaszálják növényzetet, de nem szállítják el a területről – ebben az esetben a növényzet apróra darálása nem történik meg (Kvítek et al. 1998, Kaštovská et al. 2005, Liira et al. 2009, Fiedler et al. 2017, Pérez-Sánchez et al. 2018). Olyan kutatás is van, ahol az előbb említett két kategória külön-külön kezelési módszerként van nevesítve (Gaisler et al. 2004).

Vizsgálatunk célja az volt, hogy fenntartható megoldást találjunk a nedves gyepek kezelésére. Egy viszonylag rövid (14 hónapos) időtartamra terjedt ki vizsgálati időszakunk. Ennek gyakorlati jelentőségét az adta, hogy egy negatív hatás rövid távú felismerése megelőzi a hosszú távú károsítást. Időben történő észlelés esetén a kezelőnek lehetősége van a hosszabb távú kezelést újragondolni és kedvezőbb módszereket alkalmazni.

Vizsgálatunk korán a következő kérdéseket fogalmaztuk meg:

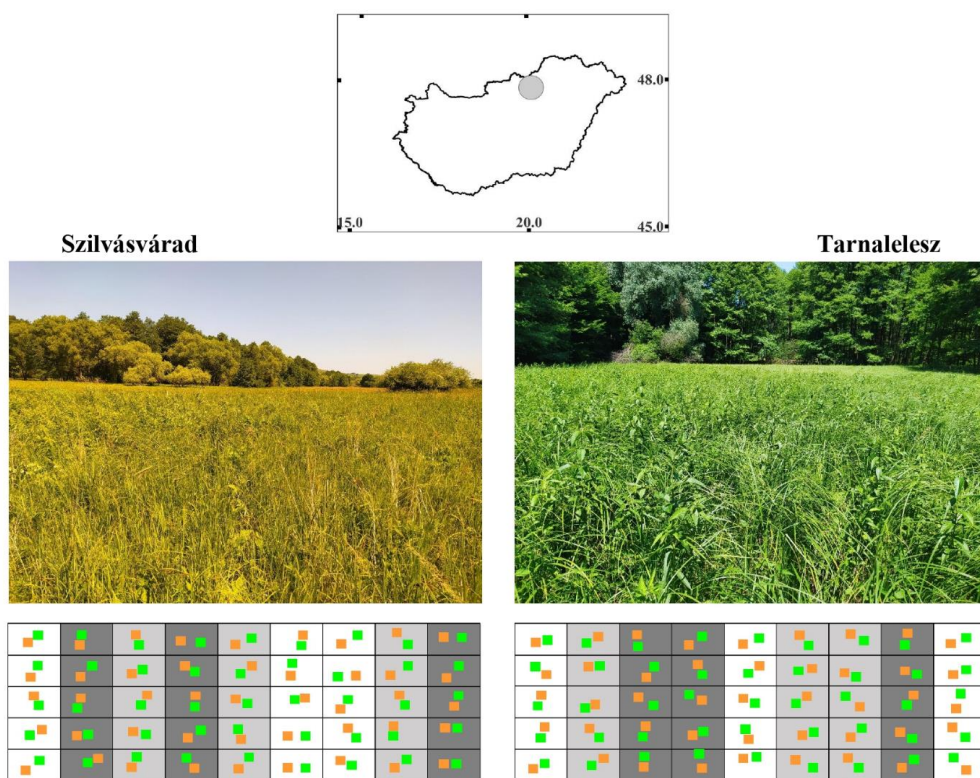
- A kezelések megkezdése után 14 hónappal vannak-e a kezeléseknél kimutatható hatásai a nedves rétek csigaközösségeire?
- Van-e különbség a kaszálás és a szárazzás hatása között?
- Vannak-e faji szinten kimutatható különbségek a csigaközösségek tagjai között?
- Összességében, a kaszálás vagy a szárazzás tekinthető kedvezőbb kezelési módszernek?

3.2.2. Módszerek

Vizsgálati terület

Vizsgálatainkat Észak-Magyarországon, a Heves-Borsodi-dombság területén végeztük, Tarnalelesz és Szilvásvár községhatárokban, 2 különböző patakvölgyben (5. ábra). A Bükk-hegységtől nyugatra elhelyezkedő dombvidékre a jelentős beerdősültség jellemző, nedves rétekkel kizárólag a völgyaljakat kísérő vízfolyások mentén találkozhatunk. A területet évi 6-700 mm csapadékmennyiség és 9°C-os éves középhőmérséklet jellemzi (Dövényi 2010). A völgyaljakban az agyagos, homokköves alapkőzeteken öntéstalajok alakultak ki (Dövényi 2010). Mindkét vizsgált helyszín növényzete nem zsombékoló magassásrét volt, mocsári sás (*Carex acutiformis*) dominanciájával. Az élőhelyeken a közönséges lizinka (*Lysimachia vulgaris*), réti fűzény (*Lythrum salicaria*), halovány aszat (*Cirsium oleraceum*) és nagy csalán (*Urtica dioica*) állományai voltak még jelen nagyobb mennyiségben. Mindkét helyszín elhelyezkedése vízszintes és sík volt, homogén megjelenésű élőhelyekkel, egyedi mikrohabitat-struktúra nem volt megfigyelhető. Sem bokrok, sem fák nem nőttek a vizsgálati területeken belül. A helyszínek kiválasztásánál különös hangsúlyt fektettünk arra, hogy az utóbbi időben

történt-e rajtuk gazdálkodás. A két helyszínen az elmúlt 20-30 évben gazdálkodás vagy kezelés nyomai nem voltak felfedezhetők, előtte kaszálás jellemezte őket. Ennek meghatározására és ellenőrzésére történeti légifotó-sorozatokat használtunk (www.fentrol.hu).



5. ábra A vizsgálati területek átnézeti térképe. A felső térképen Magyarország határain belül szürke kör jelzi a területek elhelyezkedését. A tengelyeken a WGS84 koordináták értékei olvashatók. A középső sorban a mintaterületek kezelés megkezdése előtti állapotát mutató fotók láthatók. Az alsó sorban a kísérleti elrendezést ábrázoltuk. Az oszlopok a kezelési sávoknak felelnek meg, a kezelési módszereket eltérő színekkel különítettük el: kontroll – fehér, kaszált – világos szürke, szárazúzott – sötét szürke. A véletlenszerűen elhelyezett színes pontok a mintavételi pontokat szimbolizálják: kezelés előtt – narancs, kezelés után – zöld. (További részleteket lásd a szövegben.)

Kísérleti elrendezés és kezelések

Mindkét helyszínen egy-egy 45 méter hosszú és 15 méter széles mintaterületet jelöltünk ki. Ezeket 9, egymással párhuzamos sávra osztottuk, ezek mérete

5X15 méter volt. A mintavételi területek és a sávok sarkait földbe levert karókkal jelöltük ki. A 9 sávot 3 kaszált, 3 szárzúzott és 3 kontroll sávra osztottuk. Mindkét helyszínen véletlenszerűen jelöltük ki az egyes sávokra vonatkozó kezelési módot. Minden sávot 5 egyforma, 5X3 méteres kiterjedésű területre osztottunk, amelyekhez egy-egy mintavételi pont tartozott. Egy mintaterületen így összesen 45 mintavételi pont került kijelölésre (5. ábra). Az adatok kezelés típusonként $n=30$ ismételten alapulnak, a vizsgálat egésze során.

A kezelések megkezdése előtt mindkét helyszínen malakológiai mintavételezést végeztünk, Tarnaleleszen 2021. június 29-én, Szilvásváradon 2021. június 28-án. A kezeléseket néhány nappal a mintavételezés utánra időzítettük. A június-július hónapok határára eső kezelési időpontot azért választottuk ki, mert ebben a régióban jellemzően ebben az időszakban végzik a területek kezelését a gazdálkodók is. Mindkét mintaterületen ugyanazon a napon, 2021. július 1-jén végeztük el valamennyi kezelést, helyi gazdálkodók bevonásával. Ezt követően több kezelés a vizsgálatok ideje alatt nem történt. A kaszálás során traktorhoz rögzített kaszát alkalmaztunk. A levágott anyagot gereblyék segítségével azonnal eltávolítottuk a mintaterületekről. A szárzúzást ugyancsak egy traktor mögé rögzített szárzúzó gép segítségével végeztük. A szárzúzó gép a növényzetet jellemzően 10 centiméternél rövidebb darabokra aprította, ezt az anyagot érintetlenül hagytuk az így kezelt sávokon. A két mintaterületre a következő évben tértünk vissza, hogy újra malakológiai mintákat vegyünk valamennyi mintavételi ponton. Ezt a mintavételezést Tarnaleleszen 2022. augusztus 14-én, Szilvásváradon 2022. augusztus 15-én végeztük. A malakológiai mintavételezést valamennyi helyszínen és alkalommal a hajnali, reggeli órákra időzítettük. A mintavételi időpontokat az azt megelőző időszak időjárási előrejelzései alapján választottuk ki, hogy hasonló és mindenképpen esőmentes napokat tudjunk találni. A mintavételezéseket ennek megfelelően sikerült végrehajtani is.

A mintavétel sajátosságai

Az avarminták felvételének, feldolgozásának, a héjak válogatásának és határozásának módszerét az általános módszertani elemeket bemutató 2. fejezetben mutatjuk be.

A vizsgálat során megkülönböztettük az élő egyedeket, a friss, de üres héjakat és a régi, már bomlásban levő héjakat. Csak a teljesen kifejlett, nem törött és nem hiányos héjakat használtuk fel. Élőnek tekintettük azokat az egyedeket, amelyek esetében a csiga teste a héjon keresztül látható volt, kevésbé áttetsző héjú fajok esetében a csigahéj szájadékában látszott az állat teste. Friss, de üres héjaknak tekintettük azokat, amelyekben már nem látszott az állat teste, de a héj

legkülső rétege, a periostracum még sérülésmentes volt. A sérült periostracummal rendelkező, kopott, hiányos, törött egyedeket régi héjaknak tekintettük. Ezt az azonosítást minden faj esetében meg tudtuk tenni. Ebben a vizsgálatban csak élő csigaegyedek adatait használtuk fel. A meztelencsigák nem képezték tárgyát vizsgálatunknak, mert Cameron és Pokryszko (2005) szerint az általunk alkalmazott módszer nem alkalmas azok egyedszámának mennyiségi vizsgálatára.

Statisztikai elemzések

Minden statisztikai elemzést az R interaktív statisztikai környezetben végeztünk (v4.2.2., R Core Team 2022).

Az elemzések során először közösségi alapú megközelítést alkalmaztunk: kiszámítottuk a mintavételi pontok közötti Bay-Curtis távolságmátrixot a vegan csomag vegdist függvényével (2.6-8, Oksanen et al. 2024), majd a távolságmátrix varianciáját PERMANOVA (McArdle & Anderson 2001) elemzés végrehajtásával partícionáltuk, a kezelés, a mintavételi idő és kettejük interakciója, mint magyarázó kifejezések alkalmazásával (a vegan csomag adonis2 funkciójának segítségével). Ha a különböző kezelések eltérően hatnak a csigaközösségek időbeli változásaira, akkor a kezelés (kontroll, kaszálás, szárazzás) és a mintavételi idő (kezelés előtt és kezelés után) között szignifikáns interakció várható. A térbeli függőséget a permutációk területeken belüli korlátozásával kezeltük (Bakker 2024). A különböző kezelések hatására kialakuló közösségek megjelenítésére nem metrikus többdimenziós skálázást használtunk.

A csigaközösségeket a továbbiakban a következőkkel jellemeztük: (a) összes egyedszám, (b) fajok száma, (c) Pielou-féle egyenletesség, $H' = \sum p_i \ln p_i / \ln S$, ahol p_i az i faj relatív abundanciája a mintában, S pedig a fajok száma a mintában (Pielou 1975).

Ennek megfelelően 3 általánosított lineáris kevert modellt (GLMM) illesztettünk az adatokra, minden egyes közösségi jellemzőre egyet. A kezelés típusát, a mintavétel idejét és a kettejük közötti interakciót állandó hatásnak tekintettük. A helyszíni azonosítóba ágyazott, azon belül kezelési sáv azonosítójába illesztett mintavételi pont azonosító véletlen hatásként volt figyelembe véve. Meg kell jegyeznünk, hogy a Pielou-féle egyenletesség esetében el kellett távolítanunk a véletlen tagokat a modellből, ez a modell ugyanis nem konvergált, mivel a véletlen tagokkal magyarázott variancia gyakorlatilag nulla volt. Ebből adódóan a modellből a diverzitásra vonatkozó eredményeket a véletlenszerű hatások nélkül mutatjuk be. Negatív binominális hibaeloszlást használtunk az egyedszámokra, míg normál eloszlást a fajszámsra

és a diverzitásra. A modellek DHARMA R csomaggal való illeszkedésének vizsgálata (v0.4.6, Hartig 2022) nem mutatott eltérést a feltételeiktől.

Megvizsgáltuk azt is, hogy a kezelések hogyan hatnak a mintákban található három leggyakoribb faj egyedszámára. Ezek a következő fajok voltak: *Carychium minimum*, *Vallonia pulchella*, *Vertigo angustior*. Minden egyes fajra külön illesztettünk modellt, ugyanazokkal a fix és változó hatásokkal, mint a közösség szintjén. Mindhárom faj esetében negatív binominális hiba eloszlást alkalmaztunk.

A modelleket a glmmTMB csomag „glmmTMB” funkciójának segítségével illesztettük (v1.1.7, Brook et al. 2017). Amikor szignifikáns kölcsönhatást tapasztaltunk (log ratio teszttel), az „emmeans” csomag (v1.8.4-1, Lenth 2023) segítségével vizsgáltuk tovább a kezelés/idő kombinációk közötti posthoc különbségeket.

3.2.3. Eredmények

A vizsgálatok során összesen 20 faj 5233 élő egyedét találtuk meg a két mintaterületen. Az élő egyedek faj szerinti eloszlása az **1. mellékletben** található. Az élő egyedek kezelési parcella és vizsgálati időszak közötti eloszlását a tanulmány **2. melléklete** tartalmazza.

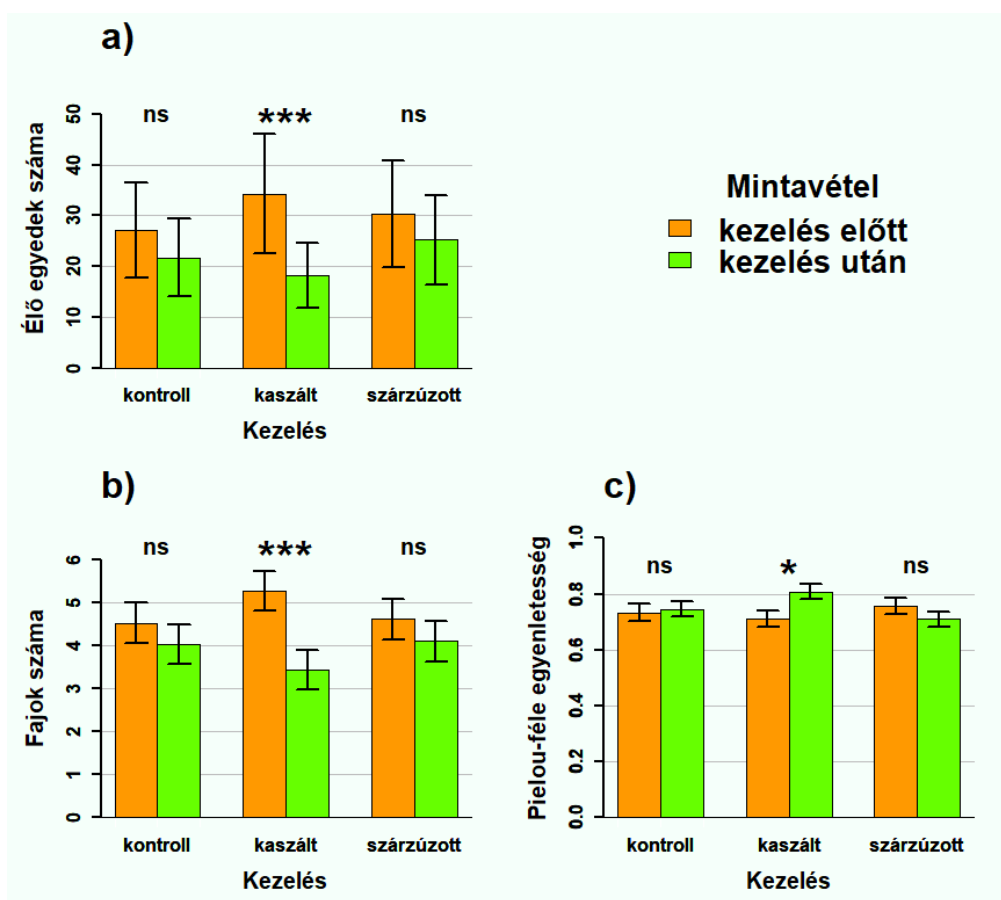
A PERMANOVA analízis szignifikáns interakciót mutatott a mintavételi idő és a kezelés között ($F_{2,169} = 2.209$, $p = 0,003$, $R^2 = 0,023$), ami arra utal, hogy a közösségek a különböző kezelések hatására különböző módon változtak. A modell illesztett paramétereit vizsgálva a következőket állapítottuk meg: (a) a kezelések megkezdése előtt nem volt különbség a különböző kezelésű területek csigaközösségei között; (b) a közösségek változtak a kezelési idővel ($F_{1,169} = 17.619$, $p = 0,001$, $R^2 = 0,091$); (c) a kaszált területek csigaközössége a másik kettőtől eltérően változott ($F_{1,169} = 2,921$, $p = 0,006$, $R^2 = 0,015$).

A közösség jellemzőit külön elemezve a kezelés előtt nem találtunk szignifikáns különbséget a kontroll, kaszált és szárazúzott területek között, sem az egyedszám, sem a fajszám, sem a Pielou-féle egyenletesség értékek tekintetében (tanulmány **3. melléklete**).

A kezelések hatását tekintve, minden vizsgált közösségi tulajdonság között szignifikáns összefüggést találtunk a kezelés típusa és a mintavételezés ideje között: élő egyedek száma ($\chi^2 = 6,99$, $p = 0,03$), fajszám ($\chi^2 = 11,32$, $p = 0,01$), Pielou-féle egyenletesség ($\chi^2 = 6,26$, $p = 0,04$). Ez azt jelzi, hogy a különböző kezelések különböző módon hatottak a csigaközösségekre.

Ezt követően megvizsgáltuk, hogy a csigaállományok hogyan változtak az egyes kezelések eredményeként (tanulmány **4. melléklete**, **6. ábra**). Az élő

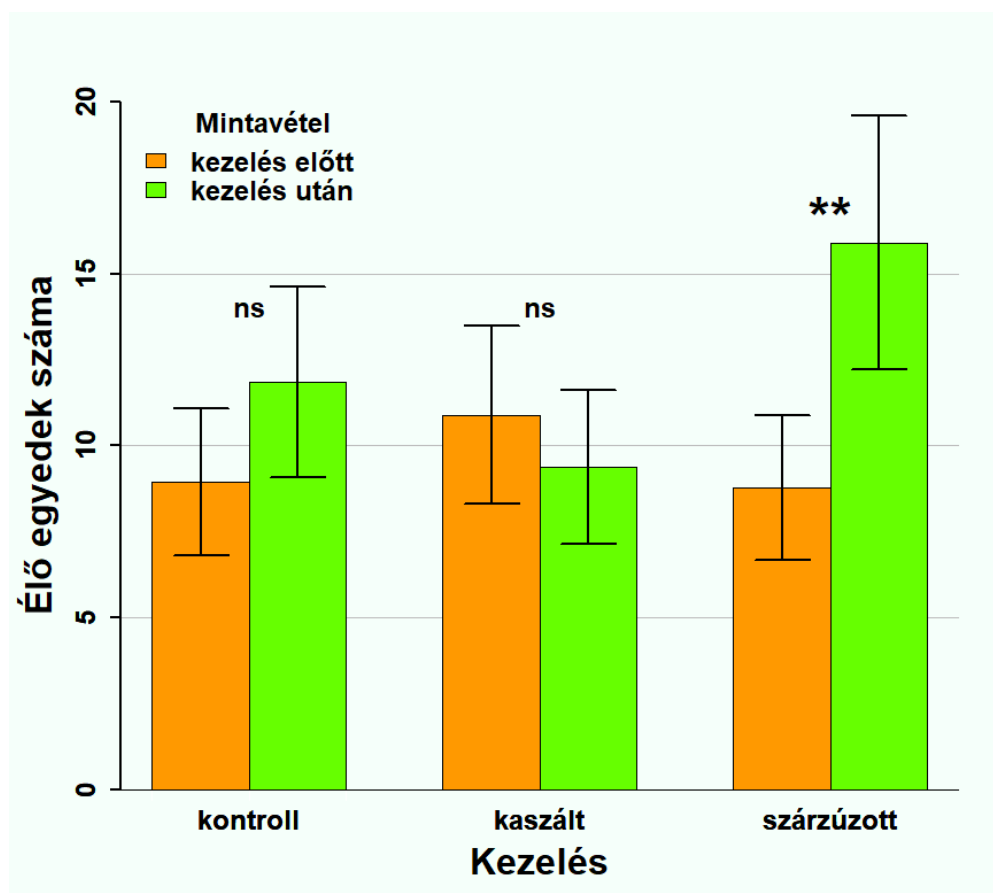
egyedek száma mindhárom kezelési csoportban csökkent, de ez a különbség egyedül a kaszált területek esetében volt szignifikáns, jelezve, hogy maga a kaszálás jelentős negatív hatást okozhatott. A fajszám esetében a kaszálás szignifikáns csökkenést okozott a kaszált területeken. A Pielou-féle egyenletesség vizsgálata során szintén csak a kaszált területeken tapasztaltunk változást, azonban ebben az esetben diverzitásnövekedés volt megfigyelhető.



6. ábra A kezelések hatása az a) élő egyedek számára, b) a fajok számára és c) a Pielou-féle egyenletességre. A függőleges error bar-ok a GLMM modellekkel becsült paraméterek hibáját mutatják (***: $p < 0,001$, *: $p < 0,05$, ns: $p > 0,05$).

A közösségi szint mellett megnéztük, vajon van-e a kezelésnek faji szintű hatása a leggyakoribb három faj (*Carychium minimum*, *Vallonia pulchella*, *Vertigo angustior*) esetében. A *Carychium minimum* egyedszáma szignifikánsan csökkent a két mintavételi időpont között ($\chi^2_1 = 97,16$, $p < 0,001$), a kezeléstől teljesen függetlenül (kezelés hatása: $\chi^2_2 = 0,72$, $p = 0,696$,

interakció hatása: $\chi^2_2 = 2,85$, $p = 0,241$). A *Vallonia pulchella* esetében sem a kezelés hatása ($\chi^2_2 = 3,55$, $p = 0,169$), sem a mintavétel ideje ($\chi^2_1 = 2,62$, $p = 0,105$), sem pedig a kettejük interakciója ($\chi^2_2 = 3,98$, $p = 0,137$) nem volt szignifikáns. Egyedül a *Vertigo angustior* esetében tapasztaltuk, hogy a kezelés (interakció: $\chi^2_2 = 7,90$, $p = 0,019$) különböző módon hatott az egyedszám változására. A szárzúzás szignifikánsan emelte az egyedszámot (posthoc test: $z = -3,25$, $p = 0,001$), míg a másik két kezelési kategória esetében nem találtunk változásokat (kontroll: posthoc test: $z = -1,53$, $p = 0,127$; kaszált területek: posthoc test: $z = -0,81$, $p = 0,417$) (7. ábra).



7. ábra A kezelés hatása a *Vertigo angustior* faj egyedszámára. A függőleges vonalak az adatok hibáját mutatják (**: $p < 0,01$, ns: $p > 0,05$).

3.2.4. Diszkusszió

A nedves réten végrehajtott kísérlet során azt tapasztaltuk, hogy a kezelésnek szignifikáns hatásai voltak a mintaterületek csigaközösségeire. Egy évvel a

kezelések végrehajtása után a csigaközösségben negatív változások lettek megfigyelhetők. Ezek azonban csak a kaszált területeken voltak kimutathatók, míg a szárazúzott és kontroll területeken nem. Az egyedszámban és a fajszámban egyaránt megmutatkozó szignifikáns csökkenések azt mutatják, hogy a kaszálásnak akár már egy év távlatában is kimutatható negatív hatása lehet a csigaközösségekre.

Mindezek mellett a kaszált területeken megnőtt a Pielou-féle egyenletesség. Ez ellentmondani látszik a kezdeti hipotézisnek, miszerint a kaszálás negatív hatással lehet a csigaközösségekre. Bizonyos körülmények között azonban a diverzitási index az egyedek és fajok számának csökkenése ellenére is növekedhet. Például, ha nagyobb a csökkenés a nagyobb számban előforduló fajoknál, ezáltal az egyedek fajok közötti eloszlása egyenletesebbé válik, az egyenletesség nő.

Vizonylag kevés korábbi kutatás eredménye áll a rendelkezésünkre a kaszálások csigaközösségekre gyakorolt hatásáról, a szárazúzás hatásairól pedig nem is találtunk ilyet. A korábbi, kaszálás hatását vizsgáló kutatások jellemzően hosszú távú hatásokra koncentráltak. Pech és munkatársai (2015, tápanyagszegény gyepeken kutatva), illetve Farkas és munkatársai (2024, nedves réteken kutatva) a fajszám és az egyedszám hosszabb távú kaszálás hatására történő csökkenését mutatták ki. Ugyanakkor Wehner és munkatársai (2019, gyepek szélesebb skáláját kutatva) a csigaközösség diverzitásának növekedéséről számoltak be, míg az egyedszám esetében nem találtak változást. Mindhárom említett kutatás hasonlít abban egymásra, hogy már a vizsgálatok megkezdése előtt hosszabb-rövidebb ideig kaszált területeken zajlottak. Ezzel szemben a mi kutatásaink évtizedek óta felhagyott élőhelyeken történtek. Az említett három tanulmány nem ugyanazon a területen történt kaszálás előtti és utáni állapotot hasonlít össze, hanem kaszált és meghatározott távolságban fekvő nem kaszált területek adatait hasonlítja össze. Ezeket a módszertani különbségeket leszámítva, a kaszálás alapvető hatására a három említett tanulmány közül kettőben a miénkhez hasonló eredményeket találtak. A mi megállapításaink csigaközösségekre vonatkoznak, de a nedves réteken még számos egyéb olyan gerinctelen állatcsoport él, amelyek különböző módon, de reagálhatnak a kezelésekre. A kaszálásnak korábban negatív hatását találták pókok (Cattin et al. 2003), egyenesszárnyúak (Cizek et al. 2012, Chisté et al. 2016), és ganéjtúró bogarak (Frank et al. 2017) esetében. Más tanulmányok a szárazúzás esetében tapasztaltak negatív hatásokat molyok (Georgi et al. 2023) illetve darazsak (Georgi et al. 2022) esetében. Bizonyos kutatások arra a következtetésre jutottak, hogy a szárazúzás kedvezőtlenebb a földigiliszták és az atkák (Pizl & Sary 2001), illetve a nappali lepkék (Schmitt 2003) számára, mint a kaszálás. A vizsgált gerinctelen csoportok száma

korlátozott. Ezért nem lehet egyértelműen egy kezelés hatását egy területen élő valamennyi csoportra általánosítani. A vizsgált élőhelyek skálája széles és a kiindulási állapotok is sok szempontból eltérhetnek. Míg egyes vizsgálatok különböző, folyamatban levő kezelések hatását követik nyomon (Schmitt 2003, Chisté et al. 2016, Frank et al. 2017) mások kísérleti elrendezéseket állítanak be olyan élőhelyeken, amelyek korábban is rendszeresen valamilyen kezelésben részesültek (Georgi et al. 2022, 2023). Ugyanakkor nincsenek olyan kutatások, amelynek kiindulási állapota, a mienkhez hasonlóan egy felhagyott, kezeletlen állapot lenne.

Az eredményeink azt is megmutatták, hogy a csigaközösség tagjai nem egyformán reagálnak a kezelésekre. A *Carychium minimum* és a *Vertigo angustior* egyaránt gyakori faj a nedves réteken, mégis csak az utóbbi fajnál okozott kimutatható változásokat a kezelés. A *Vallonia pulchella* szélesebb élőhelyi igényrel rendelkező faj, a kezelés nem hatott rá. Más gerinctelenek esetében hasonló hatásai figyelhetők meg a kezelésnek. Cizek és munkatársai (2012) megfigyelték, hogy ugyanarra a kezelésre különböző futóbogarak különböző módon reagáltak. Pižl és Starý (2001) kimutatták, hogy a talaj felszínén élő atkák egyedszáma ugyanazon kezelés során eltérő módon változott. Mindkét forrás egyetért abban, hogy a tág tűrésű fajok jobban tolerálják a változásokat, mint a szűk tűrképességűek. Esetünkben a *Vertigo angustior* még egy elterjedt fajnak tekinthető Magyarországon. Ugyanakkor az elterjedése Nyugat-Európában drasztikus módon csökkent, amiért a változó és egyre intenzívebbé váló mezőgazdasági tevékenységeket teszik felelőssé (European Environmental Agency 2013). Éppen ezért a faj esetében a megfelelő kezelési módok alkalmazása kulcsfontosságú jelentőséggel bír.

A kezeléseknak közvetlen és közvetett hatással is lehetnek a gerinctelen közösségekre. A közvetlen hatások közé tartozik a közvetlenül a kezelést végző gépek által okozott sérülés és mortalitás, míg a közvetett hatások az élőhely átalakulásából fakadó változásokat foglalják magukba (Humbert et al. 2009, 2010a). Esetünkben a csigaközösségben észlelt változások nagy valószínűséggel a kezelés egy év alatt bekövetkezett közvetett hatásaira vezethetők vissza. A vizsgált csigafajok többsége az élőhely avarrétegében élt, a berendezések forgó részei ezt a réteget nem érintették. A traktorkerekekkel való taposás közvetlen negatív hatással lehet a talaj felszínén élő fajokra is (Humbert et al. 2010a). Vizsgálatunk során a kaszált és szárazúzott területeket azonos mértékben járták a gépek, így ez nem okozhatott különbséget közöttük. A csigaközösségre gyakorolt egyéves hatások mindkét helyszínen és minden kezelés esetében elsősorban olyan hatásoknak tudhatók be, mint a besugárzás hirtelen növekedése, a hőmérséklet növekedése, a páratartalom csökkenése (Shirish et al. 2013., Dudás et al. 2016). Tanulmányunkban a kaszálás a

növényzet levágását és a biomassa azonnali eltávolítását jelentette, ami nem ugyanaz, mint ami a valós körülmények között történik. A gyakorlatban a biomassa a vágás után bizonyos ideig a felszínen marad, miközben szárítják, forgatják, rendsodorják, végül bebálázzák és elviszik. A széna átmenetileg a réten történő hagyása megakadályozhatja a kiszáradást, így csökkentheti a kaszálás negatív hatásait. A kis területekre koncentrálnak természetvédelmi kezeléseknél azonban a levágott biomassa azonnali eltávolítása az általános gyakorlat. Ezért tanulmányunk jobban reprezentálja a jelenlegi természetvédelmi gyakorlatot, mint a mezőgazdasági gyakorlatot.

Megfelelő technikák választásával a kezelés negatív hatásai mérsékelhetők. Ez magába foglalhatja az élőhely szakaszos évközbeli kezelését vagy kezeletlen területek biztosítását (Pech et al. 2005, Cizek et al. 2012). Az is csökkentheti a káros hatásokat, ha a kezeléseket az élőhely kiemelt gerinctelen csoportjainak életciklusához igazítjuk (Georgi et al. 2022, 2023). Kedvező lehet, ha egy adott területet nem kezelünk minden esztendőben, de ha ez egy bizonyos intenzitás alá csökken, az könnyen vezethet az eredeti élőhely átalakulásához vagy megszűnéséhez, például a természetes szukcessziós folyamatok térnyerése miatt (Ryser et al. 1995, Moog et al. 2002).

Kísérletes vizsgálatunk ígéretes eredményeket hozott, de még mindig messze vagyunk attól, hogy kellő ismeretekkel rendelkezünk a gyepterkezelések hatásairól. Kutatásunk egy szezonnra, két helyszínre és kettő kezelési módszer összehasonlítására korlátozódott. A rövid távú eredmények azonban fontosak, mert ezek irányt adhatnak a jövőbeli kezeléseknél. A fenntarthatóság eléréséhez másrészt több hosszú távú vizsgálatra van szükség. A kaszálás hatásairól szerzett tapasztalatok sem teljesek, a szárzúzás hatásairól pedig csak néhány publikáció ismert. Szükség lenne a vizsgálatok körének bővítésére további avar- vagy talajlakó taxonok bevonásával. A kezelési módszereket sok esetben egymással kombinálva alkalmazzák a gyakorlatban, erre is nagyobb figyelmet kellene fordítani a jövőben. A kezelések tér- és időbeli mintázatának, illetve intenzitásának változtatásának szintén kiemelkedő jelentősége lehet. Az élőhelyek sajátosságaihoz illeszkedő kezelések alkalmazása segítheti az élőhelyek változatosságának megőrzését a mezőgazdasági területeken. Összefoglalva, a gyepterkezelés gerinctelenekre gyakorolt hatásának vizsgálata terén lényegesen több kutatásra van szükség, annak érdekében, hogy lehető leg több gerinctelen csoport számára tudjuk a kedvező kezelési gyakorlatot biztosítani.

3.3. Harmadik tanulmány: Módszertani különbségek hatása szárazföldi csigákon végzett vizsgálatok eredményeire

3.3.1. Bevezetés és célkitűzések

A gerinctelenekkel foglalkozó ökológiai vizsgálatok többnyire a vizsgálat tárgyát képező csoportok folyamatokban betöltött szerepével, a folyamatoknak a vizsgálat tárgyára gyakorolt hatásával foglalkoznak. Ezen összefüggések megértéséhez, a valóságot hűen tükröző eredmények eléréséhez azonban szükséges a vizsgálat tárgyának alapos ismerete (Southwood & Henderson 2000) és a kutatások alapos megtervezése (MacKenzie & Royle 2005). Az összetett, élő rendszerek előre sokszor nem modellezhetők, a vizsgálatukra alkalmazott módszerek előre nem látható buktatókat rejthetnek. A legjobb tervezés ellenére, a mintavételezés során óhatatlanul torzulhatnak az adatok (Sutherland 1996). A torzításokat nem lehet mindig kiküszöbölni, a vizsgálat tárgyának biológiája, a kutatói kapacitás vagy más erőforrások hiányában (Elphick 2008).

A csigák esetében a meszes külső váz (héj) megléte egy sajátos helyzetet idéz elő, ami más szárazföldi gerinctelen esetében nem tapasztalható. Mivel a héj az egyed halála után bizonyos ideig fennmaradhat (Pearce 2008), egy adott időpillanatban élő egyedek és üres héjak is fellelhetők a vizsgált területen.

A létállapotok – élő egyedek és az üres héjak – megkülönböztetése során döntő jelentősége van a héj belsejében levő test kimutatásának. Ez a héj szájadéka felől betekintve, vagy áttetsző héjú fajok esetén a héjon keresztül történhet (pl. Hylander et al. 2004., Albano et al. 2015). A nem áttetsző héjú csigák esetén csak a szájadék felől benézve megpillantott test ad biztos támpontot, vagy a héj feltörése segíthet. A létállapot meghatározását több tényező nehezítheti. A szárazföldi csigák héjának jelentős része nem éri el a 0,5 cm átmérőt, sőt nagy számban vannak a 0,2-0,3 cm méretű fajok (Welter-Schultes 2012). Ezek létállapota csak nagyítóval vagy mikroszkóppal állapítható meg. Az élő állapotban gyűjtött példányok a tárolás során is elpusztulhatnak, testük gyorsan vizet veszít és beszárad. Létállapotuk a fenti módszerek segítségével így is megállapítható (Myšák et al. 2013), de feltételezhetően nehezebben, mint az élő vagy frissen elpusztult egyedek esetében. Egyes vizsgálatok a belátható időn belül elpusztult egyedek héjait (ún. „friss” héjak) is megkülönböztetik a már régebbi ideje elpusztult, a lebomlási folyamat során előrehaladottabb állapotban levő héjaktól. A határt leggyakrabban ott húzzák meg közöttük, hogy a legkülső réteget képező, még ép periostracum-mal rendelkező héjakat

frissnek, a sérült periostracum-ú, kopott, törött héjakat réginek sorolják be (**5. melléklet**) (pl. Horsák & Hájek 2003, Coufal et al. 2021).

Fentiek alapján várható, hogy az egyedek faji szintű meghatározásához képest a létállapot meghatározásának plusz munkaigénye van. Egy 2 liter térfogatú avarminta válogatása, határozása és a létállapotok megállapítása akár 0,5-1 nap/ember ráfordítást is igényelhet (Albano et al. 2015). Talán a létállapot megállapításával járó nehézségek is hozzájárulnak ahhoz, hogy számos vizsgálat nem különbözteti meg az élő és friss héjakat (**5. melléklet**).

A különböző folyamatok vagy beavatkozások hatását vizsgáló kutatások élő egyedek, friss állapotú üres héjak, régi üres héjak és ezen kategóriák kombinációival egyaránt dolgoznak (**5. melléklet**). Az üres héjak azonban nem feltétlenül ugyanazt az időpillanatot képviselik, mint az élő egyedek, mert évekig is megmaradhatnak az élőhelyen. Lebomlásuk időtartamát az élőhely adottságai (Wärebörn 1969, Menez 2002, Rundell & Cowie 2003, Albano 2014), a héj mérete (Menez 2002, Pearce 2008, Říhová et al. 2018) is befolyásolja. Az üres héjak eloszlása pedig nem tekinthető minden esetben egyenletesnek (Sólymos et al. 2009).

Elvétve fordul csak elő, hogy egy kutató azt is megvizsgálja, befolyásolja-e az üres héjak felhasználása egy folyamat vagy beavatkozás hatását vizsgáló kutatás végeredményét. Hylander és munkatársai (2004) különböző, boreális erdők tarvágásának hatását vizsgálták csigaközösségekre. Megállapították, hogy a tarvágás egyaránt csökkentette a fajok számát és abundanciáját is. A végeredményt nem befolyásolta, hogy csak élő egyedekkel vagy az élő egyedekkel és üres héjakkal végezték el az elemzéseket. Boschi & Baur (2008) extenzív legelők és cserjésekből legelőkké alakított területek csigaközösségeit vizsgálták. Nem különböztették meg egymástól az élő egyedeket és az üres héjakat, de megjegyezték, hogy a korábban a cserjés területeken élő, és üres héjként továbbra is fennmaradt fajok jelenléte befolyással lehet az eredményeikre.

A csigák létállapotának különböző kutatások eredményeire gyakorolt hatásait nem ismerjük még kielégítő mértékben, ezért tartottuk szükségesnek vizsgálatát. A 3.2. fejezet adatainak feldolgozásával a következő kérdésekre kerestük a választ:

- Indokolt, illetve elfogadható-e az üres héjak adatainak élő egyedekkel azonos módon történő kezelése a malakológiai vizsgálatok során?
- Hogyan viszonyul egymáshoz az élő egyedek és üres héjak héjak száma?
- A két létállapot aránya a csigaközösségen belül hasonló-e vagy vannak faji szintű különbségek? Van-e olyan morfológiai tulajdonság, amely befolyásolja a létállapotok arányát?

- A különböző létállapotok felhasználása milyen mértékben befolyásolhatja a csigaközösség egyedszámát és fajsámát?
- Különböző gyepterkezelési módok (kaszálás és szárzúzás) csigaközösségekre gyakorolt hatásának megítélését befolyásolja-e, milyen létállapotokat veszünk figyelembe?

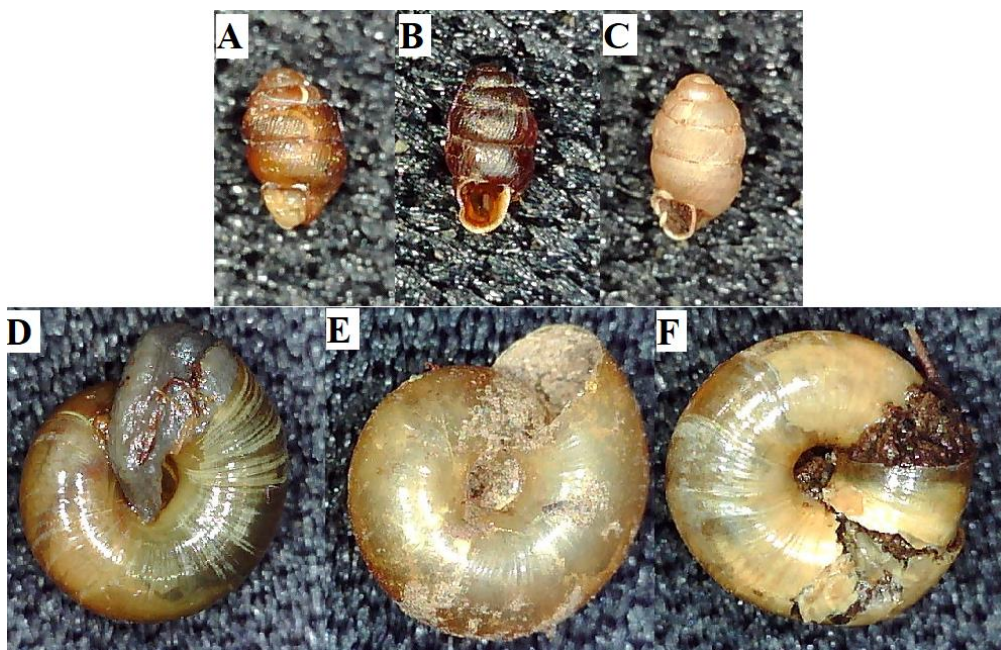
3.3.2. Módszerek

A vizsgálat során alkalmazott módszerek túlnyomórészt megegyeznek a 3.2. fejezet módszertanával. A következőkben ezért csak az attól eltérő módszertani elemeket mutatjuk be.

Ebben a vizsgálatban csak az élő egyedek és a friss, de üres héjak adatait használtuk fel. Utóbbiakat a továbbiakban „üres héj” néven említjük. Az élő, üres és régi üres héjak közötti különbségeket az **8. ábrán** mutatjuk be egy kisebb termetű faj, a *Vertigo angustior* (héj mérete: 1,7X0,95 mm) és egy nagyobb méretű faj, a *Zonitoides nitidus* (héj mérete: 3,75X6,5 mm), 70%-os alkoholban tárolt egyedeinek segítségével.

Az egyes fajok héjának méretét a Welter-Schultes (2012) munkájában megadott magasság és szélesség mérettartományok átlagértékeinek szorzatából számoltuk ki. Az így kapott értéket a továbbiakban térfogat néven használjuk.

A statisztikai elemzéseket a 3.2. fejezetben bemutatott módszerekkel végeztük el. A kezelések hatásának vizsgálata során az élő egyedeket és az üres héjakat összevonva kezeltük.



8. ábra Példák élő egyedek, friss üres héjak és régi üres héjak összehasonlítására. A-C: *Vertigo angustior*, D-F: *Zonitoides nitidus*. 70%-os alkoholban tárolt példányok. A: élő egyed, a test (fehér színű) látszik a szájadékban és a héjon keresztül, B: friss, üres héj, a szájadék és a héj üres, C: régi héj, a színes periostracum lekopott, D: élő egyed, test látszik a szájadékon kívül is, E: friss, áttetsző, de üres héj, F: régi, töredezett, nem áttetsző héj.

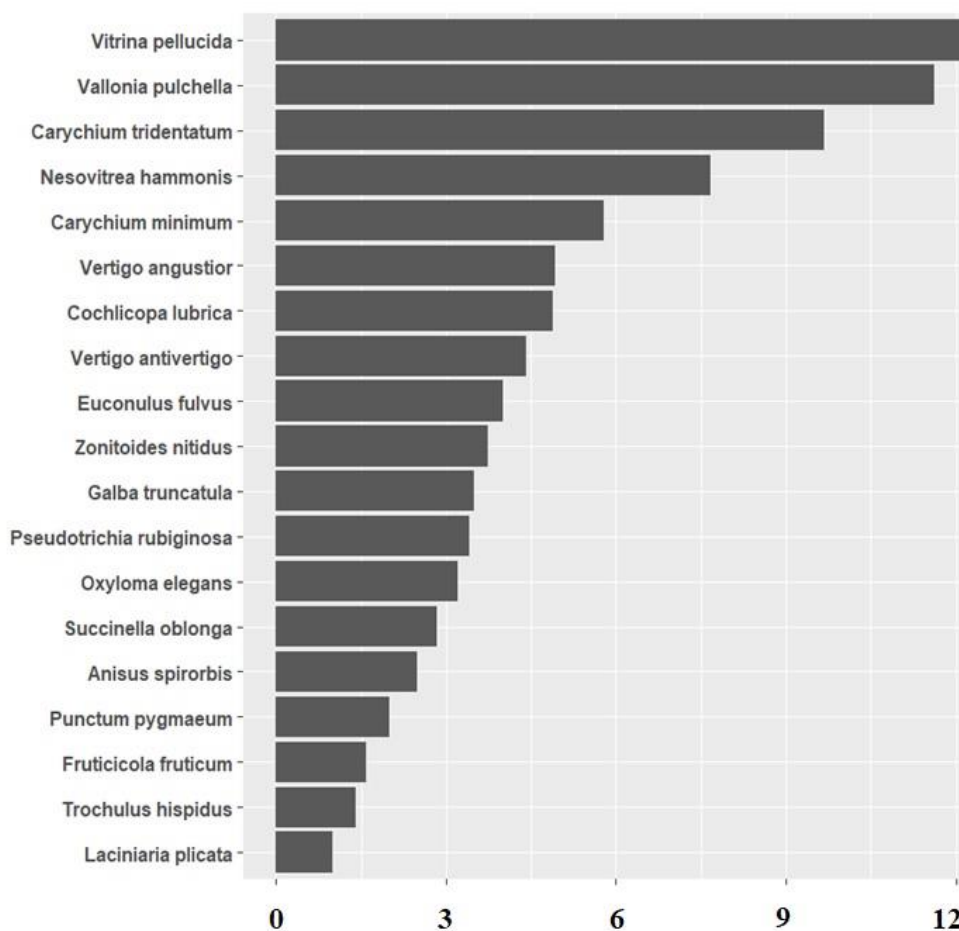
3.3.3. Eredmények

A vizsgálatok során 20 faj 5233 élő egyedét és 26723 üres héját találtuk meg. Az egyes létállapotok mintaterület és kezelés szerinti eloszlását az **4. táblázat** tartalmazza.

4. táblázat A létállapotok mintaterület és kezelés szerinti megoszlása a két mintaterületen.

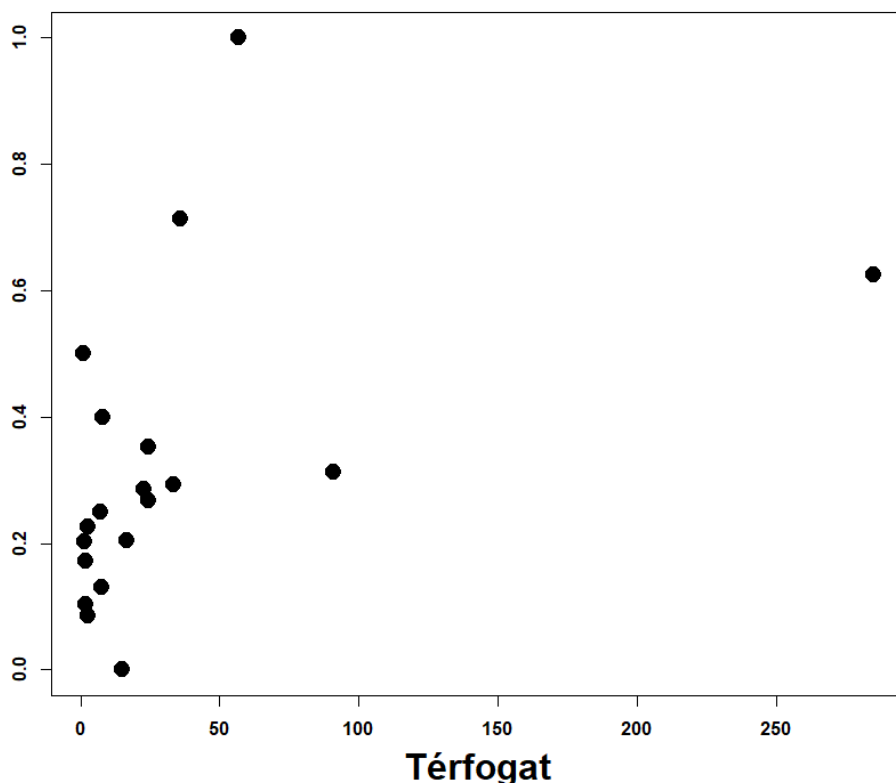
Terület	Lét- állapot	Kezelés előtt			Kezelés után		
		Kontroll	Kaszált	Szár- zúzott	Kontroll	Kaszált	Szár- zúzott
Szilvásvár	Élő	260	280	193	239	117	253
	Üres	1471	1542	1799	642	520	996
Tarnalelesz	Élő	559	903	877	447	510	595
	Üres	3141	2924	3879	3300	3538	2971

Az élő egyedek és az üres héjak száma között különbséget találtunk az egyes fajok között. Az üres héjak száma szinte minden esetben magasabb volt az élő egyedek számánál. A két létállapot között egyes fajok esetében több mint tízszeres különbség volt kimutatható (9. ábra).



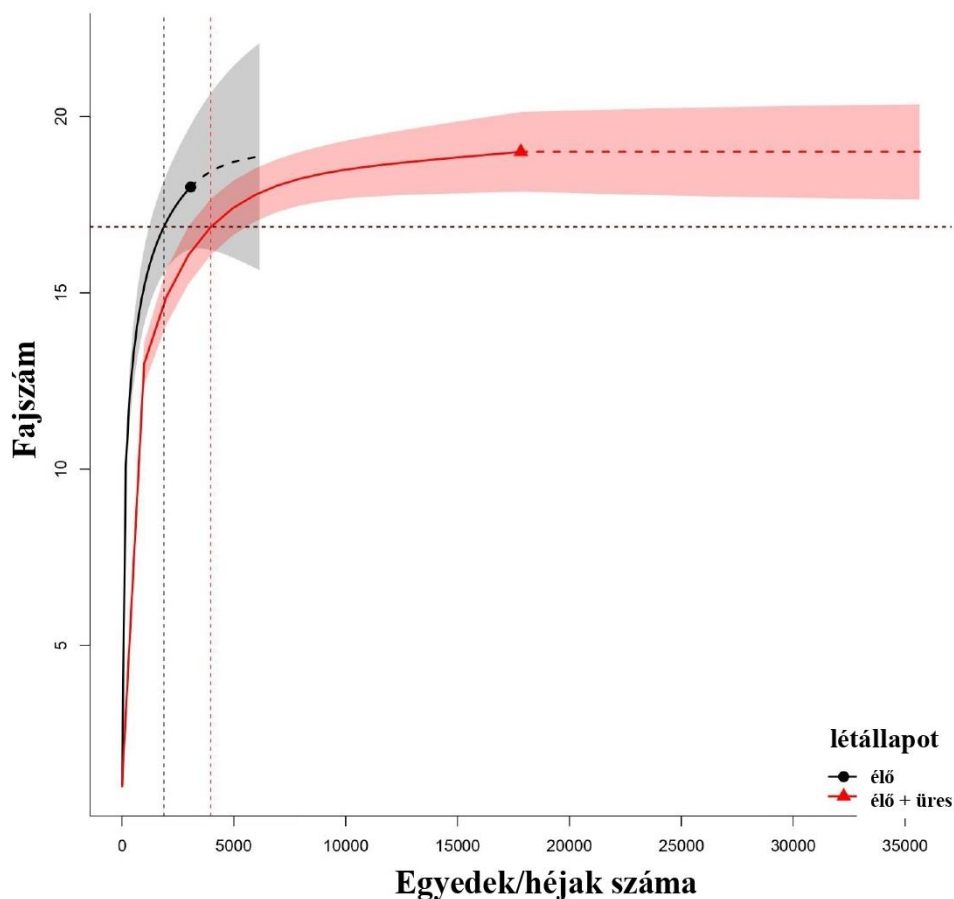
9. ábra Az élő egyedek száma illetve az élő egyedek üres héjakkal összevont száma közötti különbség mértéke a vizsgált fajok esetében. Az x tengely értékei azt mutatják, hogy az üres héjak száma hányszorosa az élő egyedek számának. Az y tengelyen a fajok fentről lefelé, a különbség mértékének csökkenő sorrendjében kerültek ábrázolásra.

A héj mérete befolyásolta a különbség mértékét. Minél kisebb volt a héj térfogata, annál nagyobb különbség mutatkozott az élő egyedek és az üres héjak száma között (Spearman-rangkorreláció, $\rho = 0.479,71$, $p < 0,01$, **10. ábra**).



10. ábra Az élő egyedek és az üres héjak különbségének mértéke a héj térfogatának függvényében ábrázolva. Az y tengelyen az élő egyedek és az üres héjak számának hányadosa látható, fajoként ábrázolva.

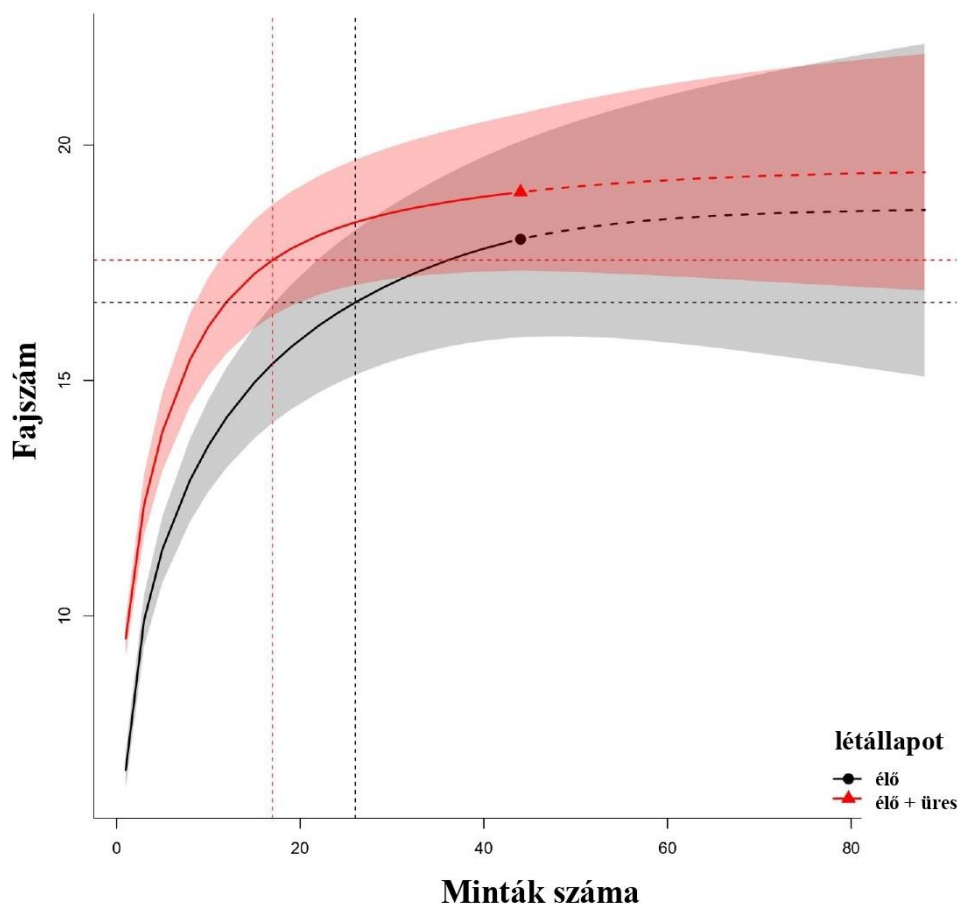
Adataink rarefraction módszerrel történő elemzése alátámasztotta, hogy a megvizsgált egyedek számának emelkedésével a fajok száma is emelkedik. Nem tapasztaltunk különbséget azonban a csak élő egyedek, illetve az élő egyedek és üres héjak figyelembevételével számolt fajszámok között (**11. ábra**).



11. ábra A fajszám változása a mintázott egyedek/héjak száma függvényében. A folyamatos vonalak az interpolált, az azokat meghosszabbító szaggatott vonalak az extrapolált becsléseket mutatják. A szimbólumok (fekete kör: élő egyedek, piros háromszög: élő egyedek és üres héjak együtt) a megfigyelt értékeket mutatják. A színezett területek a görbék körüli konfidencia-intervallumokat jelzik (szürke: élő egyedek, piros: élő egyedek és üres héjak együtt). A nem átfedő területek mutatják a szignifikáns eltéréseket. A vékony szaggatott vonalak azokat a pontokat metszik ki a tengelyekből, ahol a fajszám 90%-os bizonyossággal becsülhető.

A minták számának emelkedésével a fajszám növekedése telítési görbét követett. Ebben az esetben sem volt különbség az élő egyedeket vagy az élő egyedeket és üres héjakat egyaránt figyelembe vevő adatok elemzése között

(12. ábra). Érdekes azonban megjegyezni, hogy a kombinált (élő+üres) adatokkal kevesebb minta elég a fajok 90%-ának kimutatásához (12. ábra).



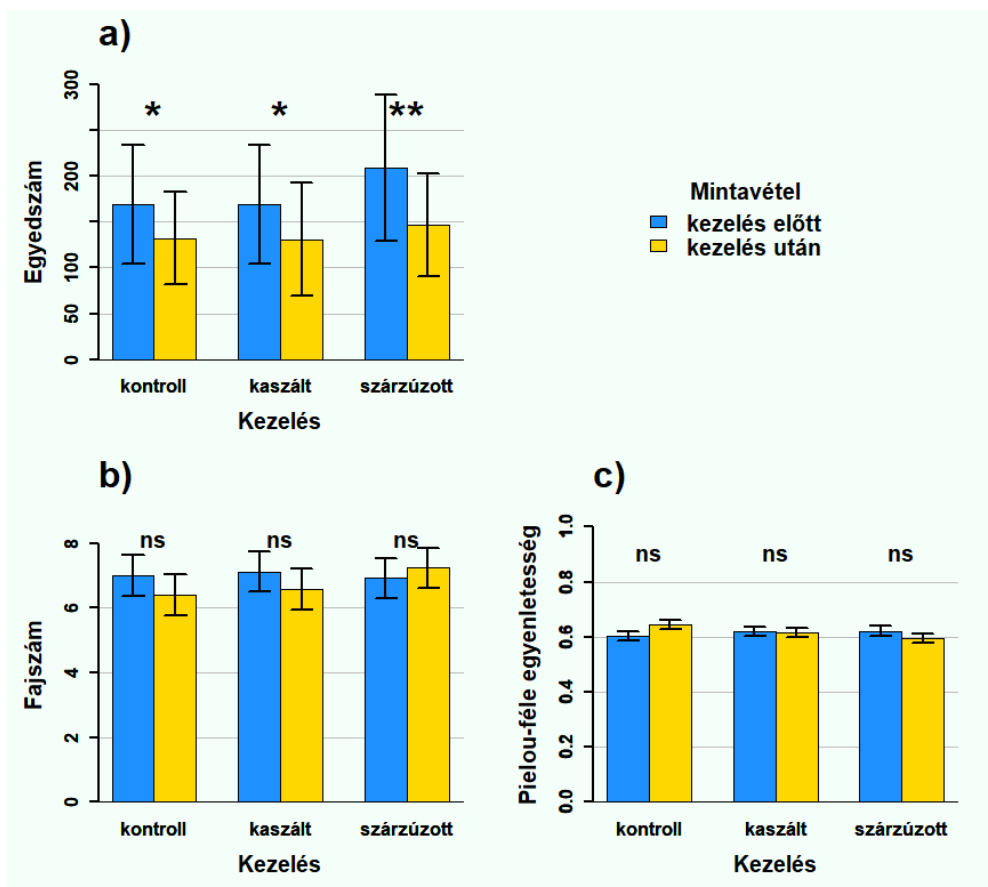
12. ábra A fajszám változása a minták számának függvényében. A folyamatos vonalak az interpolált, az azokat meghosszabbító szaggatott vonalak az extrapolált becsléseket mutatják. A szimbólumok (fekete kör: élő egyedek, piros háromszög: élő egyedek és üres héjak együtt) a megfigyelt értékeket mutatják. A színezett területek a görbék körüli konfidencia-intervallumokat jelzik (szürke: élő egyedek, piros: élő egyedek és üres héjak együtt). A nem átfedő területek mutatják a szignifikáns eltéréseket. A vékony szaggatott vonalak azokat a pontokat metszik ki a tengelyekből, ahol a fajszám 90%-os bizonyossággal becsülhető.

Ezt követően megvizsgáltuk, hogy különböző gyepkezelési módszerek csigaközösségre gyakorolt hatásának értékelését befolyásolja-e, hogy milyen létállapotban levő egyedeket vonunk be az elemzésbe. Élő egyedek vizsgálata esetén az egyedszám és a fajszám csökkent, a Pielou-féle egyenletesség pedig nőtt kaszálás után, míg a kontroll és szárazúzott területeken nem változott (részletesen ld. a 3.2. fejezetben). Élő egyedek és üres héjak együttes vizsgálata során nem tapasztaltunk kölcsönhatást a kezelés és a mintavétel ideje között a csigaközösség egyetlen tulajdonsága esetén sem: élő egyedek és üres héjak együttes száma ($\chi^2 = 0,72$, $p = 0,70$), fajszám ($\chi^2 = 4,15$, $p = 0,13$) és a Pielou-féle egyenletesség ($\chi^2 = 3,79$, $p = 0,15$).

A kezelés során egyedül az egyedszám esetében történt változás, amely mindhárom kezelés esetén csökkent (**5. táblázat, 13. ábra**). Az eredeti, kizárólag élő egyedek adatainak felhasználásával született eredmények a **6. ábrán** láthatók.

5. táblázat Az egyes kezelési típusok területén a kezelés hatására bekövetkezett változások élő egyedek és üres héjak együttes elemzése esetén. Utólagos tesztek az egyes válaszváltozókra külön-külön illesztett GLMM-ekből. A vastaggal kiemelt szövegrészek szignifikáns különbségeket jelölnek.

Vizsgált változó	Kontroll	Kaszált	Szárazúzott
Egyedszám (kezelés előtt - után)	$z = 2,4$; $p = 0,015$	$z = 2,5$; $p = 0,012$	$z = 3,72$; $p < 0,001$
Fajszám (kezelés előtt - után)	$t = 1,68$; $p = 0,10$	$t = 1,55$; $p = 0,12$	$t = -0,92$; $p = 0,36$
Pielou-féle egyenletesség (kezelés előtt - után)	$t = -1,68$; $p = 0,10$	$t = 0,17$; $p = 0,86$	$t = 1,03$; $p = 0,30$



13. ábra A kezelések hatása a csigaközösségekre, abban az esetben, ha az élő egyedeket és az üres héjakat egységesen kezeljük. Részábrák: a) egyedek száma, b) a fajok száma és c) Pielou-féle egyenletesség. A függőleges error bar-ok a GLMM modell értékeinek szórását mutatják (**: $p < 0,01$, *: $p < 0,05$, ns: $p > 0,05$). A kizárólag élő egyedek adatainak felhasználásával született eredmények a **6. ábrán** láthatók.

3.3.4. Diskusszió

A csigák meszes váza az egyedek pusztulása után egy ideig fennmarad az élőhelyen. A csigaközösségek tulajdonságaival foglalkozó vizsgálatok számos esetben nem tesznek különbséget az élő egyedek és a területen fellelhető üres héjak között. Vizsgálatunk során igazoltuk, hogy az élő egyedek és az üres héjak adatainak együttesen, vagy egymástól elkülönítve történő elemzése jelentősen befolyásolhatja a csigaközösségen végzett vizsgálatok eredményeit.

A csigák adott területen élő egyedeinek száma alapvető fontosságú információ. Ennek megállapítása során, ha az üres héjakat is felhasználjuk, jelentős torzítás következhet be. Az élőhelyek sajátosságai ugyanis nagymértékben meghatározzák a csigaközösség tulajdonságát és a héjak lebomlásának sebességét is (Menez 2002, Rundell & Cowie 2003, Albano 2014, Říhová et al. 2018). Vizsgálatunkban az üres héjak száma átlagosan az ötszöröse volt az élő egyedek számának, így az ezzel a módszerrel kapott egyedszám a valós érték hatszorosa volt. Az üres héjakkal kiegészített adatokat ezért nem tartjuk alkalmasak az egyedszám becslésére.

Sok esetben nem az egyedszám, hanem az egyedszám változásának megállapítása a vizsgálat célja. Amennyiben az élő egyedek és az üres héjak száma között korreláció van, a két létállapot összevonása alapján levont következtetések az élő egyedekre is alkalmazhatók lehetnek (Rundell & Cowie 2004).

Az egyedszámok becslése esetén nehézséget jelenthet, hogy az élő egyedek és üres héjak száma közötti különbség eltérhet az egyes fajok között. Vizsgálatunk során megállapítottuk, hogy míg egyes fajoknál az élő egyedek és az üres héjak száma megegyezett, más fajoknál akár 12-szeres különbség is megfigyelhető volt. Rundell & Cowie (2004) nem vizsgálták faji szinten az élő egyedek és üres héjak száma közötti korrelációt, Moreno-Rueda (2014) pedig egyetlen fajt vizsgált, így a faji szintű különbségek korábbi vizsgálatáról nincs tudomásunk. A héjak lebomlási sebességével foglalkozó tanulmányok szerint, minél nagyobb egy héj, annál lassabban bomlik le (Menez 2002, Pearce 2008, Říhová et al. 2018). Ebből esetünkben – ahol az üres héjak száma magasabb volt, mint az élő egyedeké –, arra következtethetnénk, hogy a nagyobb méretű fajok esetében az élő egyedek és üres héjak közötti különbség magasabb lesz, mint a kisméretű fajok esetében. Ezzel szemben azt tapasztaltuk, hogy az élő egyedek és üres héjak száma közötti különbség a kisméretű fajok esetében volt magasabb a nagyokhoz képest, a méret és a különbség között negatív korreláció volt kimutatható. A jelenség azzal magyarázható, hogy a kisebb méretű csigák egyedszáma eleve magasabb volt az általunk is vizsgált nedves réteken, a kisebb csigák hamarabb érik el a kifejlett kort és több utódot is hoznak létre egységnyi idő alatt, mint a nagyobb méretűek (Myzik 2011, Welter-Schultes 2012). Esetünkben kedvező hatással lehetett erre a jelenségre, hogy a vizsgált területek talajai semleges vagy enyhén meszes kémhatásúak (Dövényi et al. 2010). A talaj kémhatása befolyásolja a héjak lebomlási sebességét (Albano 2014), így a kisebb méretű csigaházak lebomlása is lassabban zajlik. Ugyanakkor egy nedves réten dolgoztunk, a nedvesség pedig gyorsítja a héjak lebomlását (Rundell & Cowie 2003, Říhová et al. 2018).

Fentiekből is látszik, hogy a csigaközösség és a hozzá tartozó üres héjak közötti reláció kérdése még további kutatásokat igényel.

Az élő egyedek és az üres héjak egységes kiértékelése az élőhelyen zajló természetes folyamatok vagy kezelések hatását célzó vizsgálatok eredményét is befolyásolhatja. Két gyepterkezelési módszer, a kaszálás és a szárzúzás csigaközösségekre gyakorolt hatásának vizsgálata során megállapítottuk, hogy eltérő eredményeket okozhat, ha az elemzések során kizárólag az élő egyedeket vagy az élő egyedeket és az üres héjakat együttesen vesszük figyelembe. Az élő egyedeket figyelembe vevő elemzésünk során (Farkas et al. 2025) azt tapasztaltuk, hogy a csigaközösségre egyedül a kaszálásnak volt hatása. A kontroll területekhez képest a kaszált területeken az egyedszám és a fajszám nőtt, a Pielou-féle egyenletesség pedig csökkent. Megismételtük az elemzéseket, az élő egyedek és az üres héjak együttes vizsgálatával. Az így kapott eredmények szerint egyik kezelésnek sem volt a kontroll területekhez képest eltérő hatása. A kizárólag élő egyedek elemzéséhez képest az egyedszám a kontroll, kaszált és szárzúzott területeken egyaránt csökkent. Utóbbi jelenséget magyarázhatja a két mintavétel között tapasztalt extrém meleg időjárású időszak (Szentés 2023). A héj legkülső rétegét szerves anyagok is alkotják, ezek lebomlását a magasabb hőmérséklet, erősebb sugárzás serkentetheték. A lebomlott periostracum-mal rendelkező héjakat pedig már nem tekintik „friss”, elemzésekhez felhasználható héjaknak más kutatások sem (pl. Horsák & Hájek 2003, Juříčková et al. 2008).

Az élőhelyeken bekövetkezett változások hatásának vizsgálata során a csigák a rendszeresen használt csoportok közé tartoznak. A kutatások között kizárólag élő egyedek, illetve élő egyedek és friss héjak együttes elemzésére egyaránt találunk példákat. Azonban csak néhány kutatás ismert, ahol az elemzéseket a két létállapot elkülönítésével is elvégezték. Hylander és munkatársai (2004) egy tarvágások hatását vizsgáló kísérletük során nem talált különbséget a beavatkozás hatásai között az élő egyedek, illetve az élő egyedek és üres héjak által alkotott kategóriák között. Esetükben az első mintavétel a kezelés előtt fél évvel történt, majd a kezelés után kb. 2,5 év múlva vettek újra mintákat. A vizsgálati területükre jellemző talaj kémhatást nem említik. A talaj nedvességét, mint változót vizsgálták, de az nem befolyásolta a kezelések hatását és a különböző létállapotok elemzése során sem említik jelentőségét. Dvoráková és munkatársai (2014) különböző élőhelyek csigaközösségeit hasonlították össze. Kizárólag az élő egyedeket vagy élő egyedeket és üres héjakat együtt vizsgálva más típusú élőhelyeken találták a magasabb fajszámot. Az üres héjak beszámítása során szárazabb élőhelyeken tapasztaltak magasabb fajszámot, amit azzal magyaráznak, hogy ott lassabban bomlanak a héjak és olyan héjak is megőrződnek, amik aktuálisan nem élnek a területen.

Boschi & Baur (2008) becserjésedett területek legelővé alakításának hatását vizsgálta. Olyan legelők csigaközösségeit hasonlították össze, amelyeket korábban cserje borított, illetve amelyek mindvégig legeltetve voltak. A mintákat a cserjések felszámolása után legalább 11 évvel vették fel. Ugyan egymástól elkülönítették az élő egyedeket és az üres héjakat, az elemzések során a két létállapot hatását nem vizsgálták. Eredményeik értékelésekor azonban jelezték, hogy a régi héjak jelenléte erősítheti az egykori legelőgazdálkodás hatását a mai legelők csigaközösségeire.

Az élő csigaközösségek tulajdonságait és az üres héjak lebomlási sebességét, felhalmozódási lehetőségeit számos tényező befolyásolja. Hangsúlyoznunk kell, hogy a nedves réteken kapott eredményeink nem általánosíthatók, legfeljebb hasonló élőhelyeken élő csigaközösségek esetén értelmezhetők. A szárazabb vagy savanyúbb élőhelyeken zajló folyamatok hatásai jelentősen különbözhetnek az általunk tapasztaltaktól. Az üres héjak élő egyedektől való megkülönböztetésének hatása korábban elsősorban az egy adott terület fajkészletének tökéletes feltárására törekvő kutatások tárgya volt (Cameron & Pokryszko 2005, Cernohorsky et al. 2010).

A csigák – meszes külső vázuknak köszönhetően – egyedi csoportot képviselnek a szárazföldi gerinctelenek között, ezért fokozottabb figyelmet kellene fordítani arra, hogy az üres héjak felhasználása hogyan befolyásolhatja a kutatások eredményeit. Ez a kérdés fel sem merülne, ha – hasonlóan a többi szárazföldi gerinctelenhez – kizárólag az élő egyedek adatait használnánk az állományváltozások követésére. Nincs tudomásunk olyan tényről, amely cáfolná, hogy az élő egyedek önmagukban is alkalmasak kezelésekre vagy kísérletek vizsgálati alanyainak. Az élő és üres egyedek megkülönböztetése nem igényel speciális ismeretet, de pusztán a faji szintű határozáshoz képest többlet ráfordítást igényel. A két létállapot megkülönböztetésének jelentősége ma sem kellően ismert. A csigák esetében az üres héjak, mint halott közösségek elsősorban azért különböznek az élő közösségektől, mert egy időtávban durva, időátlagolt minták (Kidwell & Tomasovych 2013). Ennek ellenére a kutatások jelentős része nem különbözteti meg őket egymástól. A tudományos élet, folyóiratok szerkesztői nem helyeznek nyomást a malakológusokra, hogy csak a mintavétel pillanatában élő egyedek adatait dolgozzák fel, ellenkező esetben bizonyítsák a létállapotok összevonhatóságának létjogosultságát. Számos – a létállapotok összehasonlítását is elvégző – kutatásra lenne szükség a jövőben, hogy végül eljuthassunk a kérdés megválaszolására: használhatók-e az üres héjak természetes folyamatok vagy mesterséges beavatkozások hatását célzó vizsgálatok során, és ha igen, milyen keretek között?

3.4. Negyedik tanulmány: Különböző gyepkezelési módszerek természetvédelmi vonatkozásai

3.4.1. Bevezetés és célkitűzések

A gyepék élővilágára a környezeti tényezők mellett a gazdálkodás van a legnagyobb hatással (Wehner et al. 2019). Az itt élő fajok számára a megfelelő gazdálkodási módszer alkalmazása élet-halál kérdése lehet. Napjainkban egyre nagyobb hangsúlyt kap a fenntarthatóság, nagyobb figyelmet kapnak azok a gyepkezelési módszerek, amelyeket alkalmazva a gazdasági és ökológiai szempontok egyaránt érvényesülhetnek.

A gazdálkodó számára a gyepék használata nem elsősorban élőhelykezelés, hanem létfenntartás. Ezt a tény szem előtt tartjuk, de a fejezet a beavatkozások célja helyett azok kivitelezésére, hatásaira koncentrál, ezért a továbbiakban a „gazdálkodás” szó helyett is a „kezelés” szót használjuk. A kutatási eredmények gyakorlatba ültetését nehezítheti, hogy gazdasági szempontból kiemelt indikátor a jövedelmezőség, likviditás, stabilitás és produktivitás. Ezek mellett szociális és környezeti szempontok is figyelembe vehetők, de a döntés alapvetően a gazdálkodási egység kezében van (Latruffe et al. 2016). A fenntarthatósághoz szükséges környezeti szempontok súlyának növelése céljából környezet- és természetvédelmi jogszabályok tehetnek előírásokat, agrártámogatások jelenthetnek motivációt és a szemléletformáló tevékenységeknek is jelentősége van.

A kezelési módszerek hatásáról egyre több – bár még közel sem elegendő mennyiségű – kutatási eredmény áll rendelkezésünkre. Ezek fontosak, de hatásukat akkor érik el, ha a gyakorlatba is beépülnek. Hiába dolgoznak kutatók és gazdálkodók ugyanazon a gyepon, az elmélet és a gyakorlat között széles szakadék tátong. Áthidaló megoldásokra van szükség, hogy a tudományos eredmények a gazdálkodók nyelvén is elérhetőek legyenek. Az utóbbi időben több olyan könyv jelent meg hazánkban, amelyek gyakorlati útmutatón keresztül kívánják felhívni a figyelmet a fenntartható gyepegazdálkodásra (Marticsek 2010, Viszló 2011). Ezek sok gyakorlati tapasztalat eredményéről beszámolnak, olyan témákra is kitérve, amelyek kutatására részletesen még nem került sor. Ugyanakkor az alátámasztó tudományos eredmények hiányoznak belőlük vagy nem kapnak elég hangsúlyt.

A gyepék összetett ökológiai rendszerek, a bennük élő gerinctelen csoportok igényei széles skálán változhatnak, ezért nincs olyan kezelési módszer, ami minden élő szervezet számára kedvező lenne (Józefowska et al. 2018).

Kutatásunk során kiemeltük a csigákat és a hangsúlyt gypekezelések rájuk gyakorolt hatására fektettük. Ennek során megállapítást nyert, hogy a kaszálás negatívan hat a csigaközösségekre, és különböző kezelési módszerek, mint a kaszálás és a szárazítás hatásában jelentős különbségek vannak (Farkas et al. 2024, 2025). A hazai gyepgazdálkodási útmutatókban (Marticsek 2010, Viszló 2011) az egyenesszárnnyúakra kihelyezett kezelési tapasztalatok csak a hasonló életmódú fajok esetében nyújtanak megfelelő segítséget. Ezek a tapasztalatok, eredmények jelentősen hozzájárulhatnak a helyes gypekezelés megválasztásához. Átfogóbb megoldást jelentene a különböző csoportokkal foglalkozó kutatások eredményeinek összevetése vagy az egyszerre minél több taxont vizsgáló kutatások elterjedése (Báldi et al. 2013).

A gerinctelen csoportok széles körének alkalmazását a kutatói háttér is befolyásolja. A „népszerű”, azaz egyszerűbben határozható, látványosabb fajokat többen kutatják, míg a többséget képviselő, speciális kutatási módszereket, ismereteket igénylő fajok esetében kevés a szakember, ráadásul a kutatók publikálási aktivitása is csökkenést mutat (Páll-Gergely et al. 2024). A „népszerűtlen” fajok ezért kevésbé reprezentáltak a kutatásokban, így kevesebb gyakorlati kezelési javaslat születhet az érdekükben. Ez a különbség a gerincesek és a gerinctelenek között is látványos mértékű. A Grodsky és munkatársai (2015) által megvizsgált, általános zoológiai témájú folyóiratokban található publikációknak mindössze 2,5%-ában szerepeltek gerinctelenek és kevesebb mint 1%-ban voltak kifejezetten ők a célcsoportok. A szerzők arra is felhívják a figyelmet, hogy a gerinctelenek nagyszerű bioindikátorok, mégis alulreprezentáltak ebben a funkciójukban, pedig a mezőgazdaságban, gyepgazdálkodásban számos esetben beváltak, mint monitoring alanyok.

Ebben a fejezetben elsősorban a különböző gypekezelési gyakorlatok gerinctelenekre kifejtett hatását kívánjuk bemutatni, a rendelkezésre álló szakirodalmakat feldolgozva. Emellett helyet kapnak a növényekre, az élőhelyek vegetációjára gyakorolt hatások is, mert ezeknek a gerinctelenek szempontjából kiemelkedő jelentősége van. A hatások feldolgozását követően olyan kezelési javaslatokat mutatunk be, amelyek a gyakorlatban is segíthetik a gazdálkodók munkáját.

Vizsgálatunk célja a következő kérdések megválaszolása:

- Milyen folyamatokon keresztül hatnak a kezelések a gerinctelenekre (pl. kezelés direkt hatása, élőhely átalakulása, fizikai és kémiai változások, stb.)?
- A gerinctelen csoportok kezelésre adott válaszai között van-e különbség?

- A kezelések hatását milyen módon és mértékben befolyásolhatják a vizsgált területre jellemző élő- és élettelen tényezők?

További célunk, hogy a bemutatott kezelési javaslatok felhívják a figyelmet a gerinctelenek védelmének jelentőségére. Amennyiben pedig elérhető vagy elérhetővé válnak más csoportokra vonatkozó átfogó kezelési javaslatok, egységes szerkezetben alkalmazva őket még közelebb kerülünk a fenntartható gyepterkezelések gyakorlati megvalósításához.

3.4.2. Módszerek

Ebben a fejezetben áttekintő-jelleggel kívánunk beszámolni a gyepterkezelések gerinctelenekre gyakorolt hatásával kapcsolatos tudományos eredményekről. A fejezethez felhasznált cikkeket a Google Scholar (<https://scholar.google.com/>), az Academia.edu platform (<https://www.academia.edu/>) és a Researchgate (<https://www.researchgate.net/>) keresőoldalainak segítségével gyűjtöttük össze. A keresés a 2000. január 1. és 2024. december 31. között megjelent cikkekre fókuszált. A kezelések hatásait bemutató cikkek felsorolása a **6. mellékletben** található. A gyűjtés során tudományos folyóiratokban megjelent angol és magyar nyelvű cikkekkel dolgoztunk. Ez alól csak két kivételt tettünk, Magyarországon megjelent, a témával kapcsolatos publikációk és gazdálkodóknak szóló könyv esetében. Tettük ezt azért, mert a fejezet célja, hogy tudományos alapokon nyugvó eredmények alapján gyakorlati kezelési javaslatokat tegyen. Emiatt a rendelkezésre álló hazai tudományos eredmények, illetve a gyakorlati tapasztalatok összevetését fontosnak tartottuk.

Annak érdekében, hogy a hazai gyepterkezelésekhez földrajzi, éghajlati szempontból a legrelevánsabb eredményeket dolgozhassuk fel, a keresést Közép-Európa területére szűkítettük. Közép-Európa földrajzi, politikai határainak lehatárolása nem esik egységes megítélés alá, ezért felsoroljuk a fejezetben lehatárolt területtel érintett országokat: Ausztria, Csehország, Lengyelország, Liechtenstein, Magyarország, Németország, Svájc, Szlovákia, Szlovénia, illetve a Kárpát-medencével való érintettsége miatt Horvátország, Románia, Szerbia és Ukrajna. A területi lehatároláson kívülről származó publikációkat csak abban az esetben dolgoztuk fel, amennyiben az azokban levő eredmények a kezelések gyakorlati megvalósítása szempontjából kiemelten fontosak voltak, de a lehatárolt területen belül hozzájuk hasonló vizsgálatról nem tudtunk beszámolni. A kezelések elemzésébe bevont publikációk országok szerinti eloszlását az **6. táblázat** mutatja. A csigák a

doktori dolgozat kiemelt csoportját alkotják, így esetükben több Közép-Európán kívülről származó cikket is feldolgoztunk.

6. táblázat A kezelések elemzésébe bevont publikációk eloszlása országok között.

Ország neve	Cikkek száma
Ausztria	2
Csehország	16
Észtország	1
Franciaország	1
Koszovó	1
Lengyelország	4
Magyarország	14
Nagy-Britannia	2
Németország	17
Olaszország	1
Románia	2
Spanyolország	1
Svájc	15
Szlovákia	4
Új-Zéland	1
Ukrajna	1

A gyepkezelések közül a lehatárolt területen belül leggyakoribbnak számító kaszálás, legeltetés, szárzúzás, tápanyagpótlás és felhagyás hatását vizsgáltuk meg. Ezeken kívül egyéb kezelések is léteznek (pl. égetés, öntözés, árasztás), de ezek gyakorlati alkalmazására a lehatárolt területről kevés példa van, a rájuk vonatkozó irodalmi háttér kifejezetten hiányos. A hatások bemutatása során különbséget tettünk a közvetlen (direkt) és közvetett (indirekt) hatások között. Az első esetben maguk a kezelést kivitelező gépek, állatok hatásának bemutatására került sor, míg utóbbiban a fizikai beavatkozást követő hosszabb-rövidebb időszakban, elsősorban az élőhely tulajdonságainak megváltozásából származó hatásokat tárgyaltuk.

A keresést különböző kulcsszavak megadásával végeztük, amelyek három csoportba sorolhatók:

- kezelésre vonatkozó kulcsszavak: management, land use, mowing, grazing, mulching, fertilizer, abandonment
- növényekre és gerinctelen csoportokra vonatkozó kulcsszavak – illetve ezek neveinek tudományos megfelelői: plant, vegetation, invertebrate, arthropod, insect, snail, orthoptera, spider, butterfly, ant, bee, beetle, pollinator, moth, earthworm, bug, leafhopper, fly, wasp
- közösségek tulajdonságaira vonatkozó kifejezések: abundance, composition, density, diversity, species number, species richness.

A fejezet elsősorban a kezelések gerinctelen csoportokra gyakorolt hatásaival foglalkozik. Ezek a csoportok azonban jelentős mértékben függenek az élőhelyek növényzetének állapotától és változásától, amelyek nélkül a gerinctelen közösségekben tapasztalható változások nem értelmezhetők. Ezért a kezelések botanikai, illetve az élőhelyek tápanyag-gazdálkodásával kapcsolatos hatásairól szóló cikkeket is kigyűjtöttük. A gerinctelenekhez képest botanikai vonalon lényegesen nagyobb irodalmi adatbázis érhető el. Nem akartuk azonban, hogy a fejezet hangsúlya aránytalan mértékben eltolódjon a botanikai hatások bemutatása felé, így a kizárólag botanikai témájú cikkek közül csak a legátfogóbb elemzéseket dolgoztuk fel, illetve minden olyan publikációt, amelyben a növényzetre és a gerinctelenekre gyakorolt hatásokat együtt is elemezték. A kezelések hatásával foglalkozó cikkek vizsgált élőlénycsoportok szempontjából való eloszlását a **7. táblázat** tartalmazza.

7. táblázat A kezelések hatásával foglalkozó cikkek vizsgált élőlénycsoportok szempontjából való eloszlása. Azokban az esetekben, ahol a vizsgált publikáció a megadott csoportokhoz képest pontosabban megadta a vizsgált taxonokat, alcsoport szintű osztályozást is megadtunk. Egyes esetekben (rovarlárvák, viráglátogató rovarok) a vizsgált csoportok pontos rendszertani hovatartozása nem volt megállapítható.

			Alcsoportok	
Csoport neve	Rendszertani kategória	Cikkek száma	Alcsoport neve	Cikkek száma
mohák	Bryophyta	1		
edényes növények	Tracheophyta	15		
talajlakó gombák	Fungi	1		

gyűrűsférgek	Annelida	2		
televényférgek	Annelida	1		
csigák	Gastropoda	5		
pókok	Araneae	14		
kaszáspókok	Opiliones	1		
atkák	Acari	1		
ászkák	Isopoda	1		
ugróvillások	Collembola	1		
egyeses szárnyúak	Orthoptera	12		
félfedelesszárnyúak	Hemiptera	8	poloskák	6
			kabócák	2
bogarak	Coleoptera	9	meghatározatlan	4
			futóbogarak	4
			holyvák	1
hártyásszárnyúak	Hymenoptera	13	meghatározatlan	1
			darazsak	3
			hangyák	4
			méhek	4
			poszméhek	1
lepkék	Lepidoptera	15	meghatározatlan	1
			nappali lepkék	9
			nappali lepkék és csüngőlepkék	5
kétszárnyúak	Diptera	2	meghatározatlan	1
			zengőlegyek	1
rovarlárvák		1		
viráglátogató rovarok		1		

3.4.3. Eredmények

3.4.3.1. Kezelések közvetlen hatásai

A gyepekben zajló természetes folyamatokhoz képest a kezelések drasztikus beavatkozásoknak számítanak. A kaszálás és szárzúzás során hirtelen módon, intenzív behatások történnek. A direkt mechanikai hatások addig tartanak, amíg a kezelést végző eszközök áthaladnak a felület fölött – alig 1-2 másodpercig –, de ezalatt a beavatkozás rendkívül intenzív (von Berg et al. 2023). A legeltetés ezzel szemben fokozatosabban beinduló folyamat. Cserébe az élőhelyet érő direkt hatás sokkal hosszabb, egy év során akár hónapokig is eltarthat.

A kezelések közvetlen hatásai kevésbé ismertek, mint a közvetett hatásai, sokkal kevesebb kutatás irányult a tisztázásukra. A kezelési módszerek közül a legtöbb tanulmány a kaszálás direkt hatásaival foglalkozik. A szárzúzás a kaszáláshoz képest újabb és szűkebb körben alkalmazott módszer, a legeltetés során bekövetkező taposás hatásának vizsgálata pedig módszertanilag nehezebben kivitelezhető, ezért direkt hatásaik sokkal több kutatást igényelnének.

Kaszálás

A hagyományos kaszával történő gazdálkodás a múlté, jelenléte napjainkban leginkább hagyományörzés céljából figyelhető meg. Nincsenek olyan publikációk, amelyek aktuális információk alapján ennek hatásáról vagy más kezelési technikákkal való összehasonlításáról szólnának. Napjainkban a hagyományos kaszának megfelelő eszköz a benzinmotoros bozótvágó/fűkasza, amely a megfelelő adapterek felszerelése esetén lágyszárúak vagy kisebb cserjék és fásszárúak eltávolításához is lehet használni. Háztáji, kerti, vagy éppen parkokban való használata elterjedt. Gazdasági jelentősége elhanyagolható. Kisebb kiterjedésű területek esetén természetvédelmi kezelések eszköze lehet. Sajnos nem találtunk a vizsgált régióból olyan tudományos publikációt, amely gerinctelenekre gyakorolt hatásait bemutatná vagy más kezelési módszerekkel hasonlítaná össze.

A gyepek kezeléseinek direkt hatásait vizsgáló publikációk elsősorban a kaszálásra koncentrálnak, mert ez a legjobban gépesített módszer. A gazdasági igények növekedésével a kaszálás gépesítése is fejlődik, mert a gazdálkodók célja a termelés hatékonyságának növelése. A rendelkezésre álló publikációkban a kaszálás direkt hatásait a következő négy eszköz esetében vizsgálták: 1. alternáló, más néven vágókéses kasza (angol terminológiában bar mower), 2. rotációs vagy tárcsás kasza (rotary mower), 3. dobos kasza (disc mower), 4. szársértő (conditioner). Nem elhanyagolható a területen dolgozó gép kerekével

okozott taposási hatás sem, de erre vonatkozóan is csak kevés információval rendelkezünk. Az egyes eszközök hatásmechanizmusának leírását von Berg és munkatársai (2024) munkájában lehet elolvasni, a következőkben csak egy-egy mondatban mutatom be őket. Az alternáló kasza esetében egy vízszintes tengely mentén, két sorban, fésűfog-szerűen sorakoznak a vágóélek. A vágás során az egyik vágóél mozog és zárja a növényzetet a másik, álló élhez, vagy mindkét vágóél, egymással ellentétes irányban mozogva teszi ugyanezt. A rotációs kaszán vízszintesen elhelyezkedő pengék sorakoznak egymás mellett. Ezek forgatásával vágják el a növényzetet. A dobos kasza esetében vízszintesen elhelyezkedő, kiélezett peremű korongok forognak egymás mellett, egymással váltakozva, ellentétes irányban, rájuk erősített pengékkel. A vágóélek hossza, pengék, korongok száma típustól függően változhat. A szársértő egy kiegészítő eszköz. A kasza mögé erősítve vagy azzal egybeépítve gyártják le. Lényege, hogy a kaszából közvetlenül kijövő anyagot összetöri. A felszín megsértésével a növényi anyag lényegesen gyorsabban szárad. Ezzel időt és további szárítási lépéseket lehet megspórolni, ami gazdaságosabbá teszi a folyamatot (Hecker et al. 2022).

A kaszálás közvetlen hatásavalamennyi kutatás szerint negatív a területen élő gerinctelen fajokra. A legtöbb kutatás százalékos alapon adja meg, hogy mennyi egyed pusztul el vagy sérül meg súlyosan a kezelés hatására. A sérült és elpusztult egyedek számát jellemzően nem különítik el. A sérült egyedek jelentős része az egészséges társaikhoz képest feltehetően korábban pusztul el, és addig sem alkalmasak arra, hogy a populáció fennmaradásához érdemben hozzá tudjanak járulni.

A kaszálás direkt hatását számos tényező befolyásolhatja. Ezek egyike az alkalmazott eszköz. Élő állatokon vagy azokkal megegyező paraméterű viaszbabokon végzett vizsgálatok eredményei a következők. Alternáló kasza használata mellett a rovarok 7,7-42%-a sérült meg vagy pusztult el (Humbert et al. 2010a, von Berg et al. 2024). Rotációs kasza használata mellett 11,4-69% volt a károsodás mértéke (Oppermann & Krismann 2001, Wagner 2004, Humbert et al. 2010a, Humbert et al. 2010b, Kenyeres & Varga 2023). Dobos kasza használatát egy tanulmányban vizsgálták, ott 28-55%-os károsodásról számoltak be (von Berg et al. 2024). Különböző publikált és nem publikált vizsgálatok eredményeiből Humbert és munkatársai (2009) illetve von Berg és munkatársai (2023) készítettek összefoglaló anyagokat, ezekben a konkrét számadatok táblázatos formában, jól áttekinthető módon is szerepelnek. Az alternáló és a rotációs kasza gerinctelenekre gyakorolt hatása között a kutatók nem találtak különbséget (Berger et al. 2024, von Berg et al. 2024, Schwarz et al. 2023). Az eszköz hatását számos körülmény befolyásolhatja, valószínűleg

ezért sem egyértelmű, hogy melyik a gerinctelenek számára kedvező megoldás.

A szársértő használata tovább fokozhatja a negatív hatásokat. Humbert és munkatársai (2010a és 2010b) szerint használata a rotációs kaszálás által okozott egyedszám csökkenést drasztikusan növeli. Használata mellett akár 70%-os (lepkék) vagy 82%-os (egyenesszárnyúak) károsodás is bekövetkezhet, egyetlen kaszálás alkalmával. Hecker és munkatársai (2022) a rotációs kasza hatásain felül további 18%-os károsodásért teszik a szársértőt felelőssé. Berger és munkatársai (2024) viszont a szársértő használata vagy elhagyása között nem találtak különbséget, aminek az oka az lehet, hogy a kaszálást nem részfolyamatokra bontva vizsgálták, így a további munkafázisok hatásai elfedhették a szársértő hatását.

A legtöbb vizsgálat a kaszálás folyamatát a vágástól a bálázásig egy tevékenységként kezeli, néhány kutatás a folyamat egyes részeit is megvizsgálta. Humbert és munkatársai (2010b) egyenesszárnyúakon végeztek vizsgálatokat, jelölés-visszafogás jellegű módszerrel. A meg nem talált egyedeket az elpusztultak közé sorolták be. Eredményeik szerint maga a vágás és az utána történő szárítás, forgatás a sérülések és pusztulások 42%-áért felelt. Az ezek után megmaradt egyedek 46%-át károsítja a rendsodrás és a bálázás, azaz a teljes folyamat az egyedek 68%-át pusztította el. Egy párhuzamos vizsgálatban nem az elpusztult egyedek számát, hanem a kezelés előtti és kaszálási folyamatot követő denzitásukat vizsgálta, amely 88,7%-os csökkenést mutatott. A pusztulások és a végső denzitás különbségét szerintük az elvándorló egyedek adják. Schwarz és munkatársai (2023) ugyancsak egyenesszárnyúakon folytattak vizsgálatokat, az állatokat kvadrátokban történő vizuális számlálással mérték fel. Szerintük magának a vágásnak a közvetlen hatása igen alacsony. Két nap múlva, a széna forgatási időszakában az egyedek száma és biomasszája is drasztikusan visszaesett, majd további csökkenést figyelt meg a széna elszállítása után. Az egyedek száma a vágástól a széna elszállításaig 85-91%-kal csökkent. Ők az egyedszám csökkenését az egyedeknek a hirtelen megváltozott élőhelyről történő elvándorlásával magyarázzák, különös tekintettel arra, hogy a meghagyott bűvósávokban eközben az egyedszám a többszörösére nőtt.

Wagner (2004) a kaszálás direkt hatásait egyenesszárnyúak megjelölésével és visszakeresésével végezte. A kaszálás során levágott szénát egy másik rétre hordták át, majd ott keresték meg az eredeti területen megjelölt egyedeket. Ezek összesen 4,6%-a került át az új helyre. Ez gyakorlatilag azt jelenti, hogy pusztán a széna lehordásának köszönhetően ilyen mértékben csökkent az egyedszám az eredeti élőhelyen.

A kaszálás részfolyamatai során rendszeresen nehéz gépek mozognak a területen. A gépek taposása által okozott direkt hatásokat egyedül Humbert és munkatársai (2010a) vizsgálták. A gerinctelenek egyedszámának csökkenéséért 20%-ban magát a traktor kereke által okozott taposást tették felelőssé. Véleményük szerint a talajon élő gerinctelenekre ez a hatás jobban érvényesül, mint a növényzet belsejében élőkre. A gépek kerekei által kifejtett nyomás hatására a talaj tömörödik és kisebb lesz a vízáteresztő képessége is (Sochorec et al. 2015). Ez a hatás – különösen intenzíven kezelt területek esetén – az élőhely átalakulását vonhatja maga után.

Azt gondolhatnánk, hogy a kaszálás magassága befolyásolhatja a kaszálás mortalitásra gyakorolt közvetlen hatását. A magasabban mozgó vágófelület alatt nagyobb eséllyel húzódhatnak meg a gerinctelenek, így nagyobb esélyük lenne a túlélésre. Berger és munkatársai (2024) 111 németországi helyszín adatait elemezve az átlagos kaszálási magasságot 7 cm-nek találták, 3 és 15 cm magasságú szélsőértékek mellett. Nem találtak összefüggést a kaszálási magasság és az egyedszám csökkenése között. Humbert és munkatársai (2010a) vizsgálataikat 6, illetve 9 cm magasságú kaszálás mellett végezték, de az egyedszámot az ő esetükben sem befolyásolta a magasság. Déri és munkatársai (2007) 3-5 és 8-9 cm magasságban történő kaszálások direkt hatása között nem találtak különbséget. Lehetséges, hogy drasztikusan magasabb vágás szinttel elérhető a gerincteleneket kevésbé veszélyeztető kezelés, de ennek jelentős negatív gazdasági hatásai jelentkeznek.

A kaszálás időzítése ugyancsak befolyásolhatja a kezelés közvetlen hatását. Entling és munkatársai (2008) szerint a kezelések után egyes pókfajok többiekhez viszonyított magasabb tavaszi egyedszáma annak köszönhető, hogy sikerebben teleltek át a gyep sajátos élőhelyi struktúráiban. A kaszálás ezeket a struktúrákat is károsíthatja, ezért javasolják kaszált területeken a kaszálatlan bűvósávok fenntartását. A téli kaszálások kifejezetten károsak lehetnek azokra a pókfajokra, amelyek nádszálakban, kórókban telelnek. Az egyedek és bűvóhelyük kezelés által történő direkt megsemmisítése csökkenti az esélyét, hogy tavasszal újra benépesíthessék az élőhelyet (Cattin et al. 2003). A kora reggelre időzített kaszálások negatív hatását fokozhatja, hogy a hűvösebb, párásabb időben a gerinctelenek jelentős része nem aktív. A mozogni még nem képes állatok (pl. lepkék) nem tudnak elmenekülni a gépek elől – akkor sem, ha később egyébként képesek lennének rá (spanyolországi vizsgálat, Dover et al. 2010).

Különböző gerinctelen csoportok esetén a kaszálás direkt hatása különböző mértékű lehet. Von Berg és munkatársai (2024) 8 csoport esetében vizsgálták a kaszálás direkt hatását (*Araneae*, *Orthoptera*, *Cicadina*, *Heteroptera*, *Hymenoptera*, *Coleoptera*, *Diptera*, holometabolikus lárvák). Alternáló kasza

használata során, az egyenesszárnyúak és a bogarak esetében nem találtak jelentős negatív hatást, szemben a többi csoporttal, ahol 14-38%-kal csökkent az egyedek száma. Rotációs kasza használata esetén egyedül az egyenesszárnyúaknál nem találtak jelentős különbséget, míg a többi taxonnál 15-36%-kal csökkent a kezelés hatására az egyedek száma. Ezzel szemben más kutatások az egyenesszárnyúak esetében is a kaszálás okozta jelentős egyedszámcsökkenésről számolnak be (Humbert et al. 2010b, Kenyeres & Varga 2023, Oppermann & Krismann 2001, Wagner 2004).

A kaszálás direkt hatásainak mértékét befolyásolhatja a testméret. Humbert és munkatársai (2010a) viaszból készült, hernyót imitáló modelleken vizsgálták a kaszálás hatását. 4X20 mm és a 8X20 mm méretű modelleket ért hatások összehasonlítása során nem találtak különbséget a sérülések száma között. A mobilisabb állatoknak lehetőségük lehet arra, hogy a munkát végző gépek elől időben elmeneküljenek. Ennek mértékét nehéz megbecsülni. Humbert és munkatársai (2010b) vizsgálatai során az egyenesszárnyúak 5,7%-a menekült el a gépek elől a szomszédos területekre. Hangsúlyozni kell, hogy ez nem a túlélők, hanem az elmenekülők aránya.

Berger és munkatársai (2024) egyfajta átmenet során vizsgálták a kaszálás direkt és indirekt hatásait. A kaszálás napjától számított 100 nap során követték nyomon különböző helyszíneken, különböző csoportok (*Araneae*, *Coleoptera*, *Hemiptera*, *Orthoptera*) sorsát. Azt tapasztalták, hogy egyedszámuk közvetlenül a kaszálást követően volt a legalacsonyabb. Innentől kezdve minden csoport egyedszáma emelkedni kezdett. Bogarak esetében ötszörösére, egyenesszárnyúaknál hétszeresére nőtt az egyedszám a kaszálás napjától számított 100 nap alatt. A hatások jelentős részét a kaszálás direkt hatásával magyarázták. Miközben a kaszálást követő 100 napot (több mint három hónapot) vizsgálták, nem vették figyelembe az aktív vegetációs időn belül ennyi idő alatt végbemenő változásokat, például az élőhely regenerálódását. Mindössze feltételezésekbe bocsátkoztak a visszatelepülés és a kezelést túlélő petékből megjelenő új egyedek miatti egyedszám-növekedéssel kapcsolatban.

Szárazítás

Szárazító gépek direkt hatásáról nagyon kevés publikált irodalom érhető el. Steidle és munkatársai (2022) valamint Haas-Renninger és munkatársai (2023) ugyanannak a terepi vizsgálatnak az eredményeit dolgozták fel, az első esetben számos gerinctelent vizsgálva, a második esetben a *Microhymenopterákra* koncentrálnak. A vizsgálathoz egy útszéli rézsűk kezelésére alkalmas szárazítót használtak, amely esetében a kezelő gép kerekei nem haladnak keresztül a kezelt területen. A szárazítás következtében az egyedszám csökkenése *Heteropterák* esetében 29%, *Araneae*, *Cicadina*, *Hymenoptera* és *Diptera*

csoportok esetében 50%, különböző lárvák esetében 73% volt (Steidle et al. 2022). A Lepidopterák egyedszáma nagyon alacsony volt, így ott azt állapították meg, hogy 87%-kal kevesebb mintából kerültek elő a kezelt területen, mint a nem kezelt. A *Coleopterák* és *Saltatoriák* esetében nem találtak a kezelés által okozott különbséget (Steidle et al. 2022). Haas-Renninger és munkatársai (2023) a *Microhymenopterák* 64%-kal történő egyedszám csökkenését detektálták. A két kutatás során kipróbáltak egy ötféle módosítással ellátott, „rovarbarát” szárazúzó-fejet is, amellyel egyes csoportok esetében kisebb egyedszámcsökkenést tapasztaltak, másoknál azonban nem történt változás. Egy kísérlet során a vadriasztó-láncokhoz hasonló módon, a szárazúzó elé egy teherautóponyvából készült szoknyát raktak – a rovarok megriasztása érdekében. Ez a megoldás a *Microhymenopterák* egy-két csoportjánál javulást okozott, a többi csoport esetében azonban nem történt változás (Haas-Renninger et al. 2023).

Legeltetés

A legeltetés direkt hatásaival kapcsolatban még kevesebb publikáció született. A vizsgált régió esetén nem is találtunk ilyet. Egy új-zélandi kísérletet (Denmead et al. 2015) mégis megemlítünk, különösen, hogy a vizsgálatot csigákon végezték. Ebben a taposás direkt hatását vizsgálták kísérletes módon, legelő állatok bevonása nélkül. Kísérleti berendezésük egy helyben is használatos marhafajta lábának méretét, alakját szimulálta. Automatikusan beállítható volt, hogy egy meghatározott területen belül, véletlenszerű pontokon, milyen intenzitással tegye le a „lábát”, miközben ugyanolyan nyomást gyakorolt a felszínre, mint a szimulált állatfajta. Megállapították, hogy a taposás intenzitásának növekedésével lényegesen csökkent a vizsgált csigaközösség egyedszáma. Ezt a hatást csak fokozta, ha az avarréteg vastagságát csökkentették.

A legelő állatok a növényzettel együtt az ott élő gerincteleneket is megehetik. Ez a jelenség nem ritka, mégis alig néhány publikáció tesz róla említést (Tscharntke 1997). A jelenség kialakulása nem a gazdálkodáshoz kötött, mert a vadon élő állatok legelése során természetes módon is megtörténik. Az idők során egyfajta védekezési mechanizmus is kialakult ellene számos gerinctelenben (Ben-Ari & Inbar 2013).

3.4.3.2. Kezelések közvetett hatásai

A kezelés közvetett (indirekt) hatásai nem a kezelés pillanatában következnek be, hanem az azt követő időszakban. Ez az időszak a néhány naptól akár évekig is eltarthat. A közvetett hatások nem a kezelést végző eszközökkel vagy állatokkal történő fizikai kontaktusából származnak. A beavatkozás, fizikai

kontaktus hatására elkezd átalakulni az élőhely. Az átalakulás a vegetáció szerkezetének, az élőhely abiotikus tulajdonságainak megváltozásával, elhúzódó kémiai, tápanyag-ellátottsági, stb. változásokkal járhat, amelyek különböző idő alatt mennek végbe. Az élőhelyen élő különböző gerinctelen csoportok reakciójának ideje és mértéke azon múlik, hogy mennyire érzékenyek a bekövetkezett változásokra.

A témával foglalkozó publikációk egy része előre megtervezett kísérletek eredményeit dolgozza fel. Ezek esetében jellemzően részletes információk állnak rendelkezésre a kezelés körülményeiről. Ugyanakkor viszonylag kevés mintaterületről nyújtanak információt. A publikációk másik része a különböző gazdálkodási módok hétköznapi alkalmazása során vesz mintákat, és azokat hasonlítja össze. Ebben az esetben a kísérletes vizsgálatokhoz képest akár nagyságrendekkel is több mintaterületre adnak betekintést. A nagy számok miatt azonban az egyes mintaterületekről a mintavétel pillanatában csak kevés háttér információ áll rendelkezésre.

A következőkben egyesével mutatjuk be a leggyakoribb kezelési módok, illetve a felhagyás és a tápanyagpótlás hatásait. A bemutatott kezelésekről, a vizsgált élőlény-csoportokról és a kezelések hatásáról összefoglaló táblázatot készítettünk, amely a **6. mellékletben** érhető el.

Kaszálás

A kaszálás az egyik legelterjedtebb gyepgazdálkodási módszer, amely segítségével a haszonállatok takarmányellátását biztosítják. A gyepekre gyakorolt közvetett hatását a növényzet levágásán és a biomassa eltávolításán keresztül fejt ki. A kaszálásnak több részfolyamata van, amelyek száma a terület adottságaitól, időjárási viszonyoktól vagy az előállítandó takarmány minőségétől függ. A kaszálás a növényzet levágásával kezdődik. Ezt követően általában szárítják, 1-2 alkalommal átforgatják a szénát. A megszáradt anyagot rendszoróval sorokba rendezik, végül bálákat készítenek belőlük. A bálákat meghatározott időn belül elszállítják a területről. A kaszálás hatását bemutató publikációk többsége nem részletezi a módszertani fejezetben, hogy pontosan milyen részfolyamatok igénybevételével zajlott le a teljes tevékenység. Legtöbb esetben mindössze annyi derül ki, hogy évente hány alkalommal, esetleg melyik hónapban történt a kaszálás.

Az élőhelyen tapasztalható leglátványosabb változás, hogy a fejlett növényzet a kaszálás folyamata során eltűnik a területről. Általános tapasztalat, hogy a lekaszált területeken a hőmérséklet átlagosan magasabb, mint a kaszálatlan területeken (Gardiner & Hassall 2009, Pérez-Sánchez et al. 2018, Zschokke et al. 2000). A kaszálatlan területeken a hőmérséklet napi eloszlása is lényegesen

egyenletesebb (Hesslerová et al. 2013). Az alacsony, struktúráját veszített növényzetnek alacsonyabb a nedvesség-megtartó képessége is (Kvítek et al. 2000, Révész et al. 2024). A növényzet regenerálódása során a kaszált és kaszálatlan területek közötti mikroklimatikus különbségek jelentősen csökkenhetnek, vagy el is tűnhetnek (Kvítek et al. 2000). A rendszeresen kaszált területeken megváltozik a talaj tápanyagösszetétele is. Doležal és munkatársai (2011) szerint oligotróf gyepeken a kaszálás negatívan hat a talaj tápanyagkészletére, termékenységre és biomassza-produkciójára is. A talajlakó mikroorganizmusok mennyiségét (Kaštovská et al. 2005) és aktivitását a kaszálás egyaránt fokozza (Józefowska et al. 2018). Hegyvidéki gyepeken Kaštovská és munkatársai (2005) a cellulóz-lebontási és mineralizálódási folyamatok lassulásáról számoltak be, valamint a foszfatáz enzimek alacsony aktivitásáról. A foszfor-háztartásra gyakorolt negatív hatás miatt nedves réteken is az élőhely jellegének megváltozása következhet be (Banaszuk et al. 2006).

A növények esetében a kaszálás többnyire kedvező hatásokkal jár. Különböző élőhelyeken igazolták, hogy nem túl intenzív használat mellett a növénytársulások fajgazdagsága nő (Liira et al. 2009, Lepš 2014, Pech et al. 2015, Pavlů et al. 2016, Gaisler et al. 2019). A fajösszetételben is változások következnek be. A kézi kaszálás a kétszikűek megjelenését segítheti, a gépi kezelés hatására inkább a fűfélék számára keletkeznek kedvezőbb viszonyok (Liira et al. 2009). Kvítek et al. (2018) szerint viszont a rendszeres kaszálás hatása a kétszikűeknek kedvez és visszább szorítja a fűféléket.

Lepkék esetében – függetlenül attól, hogy éjszakai és nappali csoportokat vizsgáltak – a rendszeres kaszálás kedvezően hat az egyedszámba (Wettstein & Schmid 2001, Schmitt 2003, Kőrösi et al. 2014, Mazalová et al. 2015). A fajszám azonban a kezeletlenül maradt területekhez képest kedvezőtlenül alakul (Baur et al. 2006, Skórka et al. 2007), bár megfigyeltek a kezeletlen területekhez hasonló magas fajszámot is (Kalivoda & Grendár 2001).

Az egyenesszárnnyúak közé többnyire mobilis fajok tartoznak. A kaszálás direkt hatását túlélő egyedek a hirtelen kedvezőtlené vált élőhelyről jobb minőségű, védettebb helyre menekülhetnek (pl. kaszálatlan területek), innen közvetlenül a kezelés után vagy az élőhely regenerálódása során újra benépesíthetik a kezelt élőhelyet. Ennek jelentőségére több kutatás is felhívja a figyelmet (Rada et al. 2014), Déri et al. (2007). Tapasztalatuk szerint az egyenesszárnnyúak egyedszáma közvetlenül a kezelés után a legalacsonyabb, de ezt követően gyorsan helyreáll. Ennek ellenére a kaszálás közvetett negatív hatása több esetben kimutatható. Révész és munkatársai (2024) a kaszálást követő 16-18. napon vizsgálták az egyenesszárnnyú közösséget, annak érdekében, hogy a kezelt területen közvetlenül kaszálás után tapasztalható ki-

be mozgások hatását elkerülik. A kaszálás negatív hatását sikerült kimutatniuk egyed- és fajszám valamint diverzitás tekintetében is. Chisté és munkatársainak (2016) vizsgálata szintén ezzel megegyező eredményre vezetett a kaszálás dátumától függetlenül.

Pókok esetében meghatározó jelentősége van az életmódnak. A növényzetlakó pókokra a kaszálás többnyire negatívan hat (Cattin et al. 2003, Déri et al. 2007, Révész et al. 2024). A kaszálás során eltűnik a komplex vegetációszerkezet, amire ezeknek a pókfajoknak szüksége van. A növényzetben rejtőzködő, száraz kórókban elbújó egyedek direkt pusztulnak, vagy lecsökken a biztonságos átteleléshez megfelelő bújóhelyek mennyisége (Entling et al. 2008). A talajon vagy az avarban élő pókok esetében a kezelésnek általában nincs negatív hatása. A talaj feletti mikrohabitatokat a kezelés kevésbé befolyásolja, a növényzet felnyílása egyes fajokra pedig kedvezően hat (Cattin et al. 2003, Pech et al. 2015, Révész et al. 2024). A kevésbé mozgékony csoportok általában negatívan reagálnak a kaszálásra (Cattin et al. 2003, Mazalová et al. 2015).

A talaj felszínén élő bogarak esetében a kaszált területeken kevesebb faj figyelhető meg (Cizek et al. 2012, Révész et al. 2024). Kivételt jelenthetnek azok a csoportok, amelyek felnyíló, szárazodó talajfelszínt kedvelnek, ezért a kaszálás miatt átalakult élőhelyeken jobb életfeltételeket találnak (Cizek et al. 2012). A növényzeten élő, nagyobb mobilitású fajokra kedvezően hat a kezelés (Mazalová et al. 2015). A gánéjtúró bogarak trágyaeltávolítási aktivitására a kaszálásnak szignifikáns negatív hatása volt (Frank et al. 2017).

A csigák esetében a kezelés csökkenti a fajszámot, egyedszámot és diverzitást is (Farkas et al. 2024, 2025, Pech et al. 2015). Wehner és munkatársai (2019) a diverzitás növekedését tapasztalták, de megállapították, hogy az egyes élőhelyek abiotikus tulajdonságainak jóval nagyobb befolyása van a csigaközösségekre, mint a kezelésnek.

Több olyan gerinctelen csoport van, amely kapcsán mindössze egy-egy kutatás eredménye érhető el. A hangyák esetében a kaszálásnak pozitív hatása lehet az egyedszámmra (őszai kaszálás esetén, Grill et al. 2007), illetve a hangyabolyok számát tekintve (Pech et al. 2015). Mobilisabb csoportok esetén a kaszálásnak pozitív hatása van a közösségekre (két szárnyúak: Mazalová et al. 2015) vagy nincs kimutatható hatás (méhek, darazsak: Steffan-Dewenter & Leschke 2003). A kevésbé mozgékony csoportokat a kaszálás károsíthatja (ugróvillások, kaszáspókok: Mazalová et al. 2015). A talajlakó gerinctelenek kevésbé kutatottak. Esetükben pozitív (földigiliszták: Józefowska et al. 2018) és negatív hatások (földigiliszták: Pižl et al. 2001, televényférgék: Józefowska et al. 2018) egyaránt megfigyelhetők.

A kaszálás esetén meghatározó lehet annak éves rendszeressége, intenzitása. Az éves kaszálások számának egyről kettőre történő emelése, hegyvidéki kaszálókon a növények diverzitásának növekedését eredményezheti (Gaisler et al. 2004). Más kutatások szerint a kaszálási intenzitás évi egyről két alkalomra történő növelése a fűfélék terjedését segíti elő a kétszikűekkel szemben (Socher et al. 2013). A nedvesség-kedvelő növényfajok az alacsonyabb intenzitású kezelést preferálják, a magas intenzitás (évi 3-4 alkalom) a fajszám csökkenéséhez vezethet (Zechmeister et al. 2003). Hangyaközösségek esetében a kétszeri kaszálás magasabb diverzitást okozhat (Pérez-Sánchez et al. 2018) mint az évi 4-5X alkalom. Pozzi és munkatársai (1995) pedig az évi legfeljebb egy alkalommal történő kaszálást tartották kedvezőnek a pókok szempontjából. Az intenzívebbé váló kaszálás csökkentheti az egyenesszárnýú közösségek faj- és egyedszámát is (Chisté et al. 2016)

A kaszálás időzítése bizonyos esetekben szintén hatással lehet a terület élővilágára. Egy kiemelten vizsgált szituáció a lápréteken élő hangyaboglárka-fajok, illetve a hernyóiknak a téli időszak során speciális menedéket biztosító hangyafajok kérdése. A lepkék petéiket az őszi vérfű virágain helyezik el. A vérfű virágzási idején végzett kaszálás a peték lerakásának esélyét csökkenti, illetve a már lerakott peték pusztulásához vezet. Kőrösi és munkatársai (2014) három kaszálási módszert vizsgáltak: a) évi egy alkalom, májusban, b) évi egy alkalom, szeptemberben és c) évi 2 alkalom májusban és szeptemberben. Megállapították, hogy a különböző kaszálási módok hatása a hangyák esetében nem különbözött. A szeptemberi egyszeri kaszáláson kívül azonban a másik két módszer csökkentette a lepkék egyedszámát. A lepkék repülési időszaka utánra eltolt kaszálás növeli a befogadó hangyafajok egyedszámát (Grill et al. 2007), és csökkenti a repülő vagy a növényeken valamilyen fejlődési formában jelen levő hangyaboglárkák pusztulásának esélyét, ami ugyancsak kedvez az állományok hosszútávú fennmaradásának (Johst et al. 2006).

A hagyományos kaszálási időszak egy hónappal való elhalasztása lepkék esetében az egyedszám akár 70%-os növekedésével is járhat (Brupaccher et al. 2016), ami annak köszönhető, hogy az élő- és táplálkozóhely egy hónappal tovább be tudja tölteni funkcióját. Buri és munkatársai (2013) egyenesszárnýúakat vizsgáltak. Ha a hagyományos június közepi kaszálásokat csak egy hónappal is későbbre tolták, az akár ötszörös egyedszám növekedést generált. Ebben a vizsgálatban a hagyományos időzítésű kaszáláshoz képest még az is kedvezőbb eredményt hozott, ha az egy hónappal későbbre tolt kaszálást egy újabb, két hónappal eltolt második kaszálás is követte. A többszöri kaszálás során minél több idő telik el a két kezelés között, annál jobban nő az egyenesszárnýúak faj és egyedszáma Chisté et al. (2016).

Pókok esetén ugyancsak a szeptemberre időzített, extenzív jellegű kaszálás javasolt a legkedvezőbb eredmények elérése érdekében (Pozzi et al. 1995). Növények esetében kevés az ilyen jellegű vizsgálat, Gaisler és munkatársai (2004) szerint a késői (szeptemberi) kaszálások generálják a legalacsonyabb diverzitást a korábbra időzített kezelésekhez képest.

Szárazítás

A szárazítás módszerét eredetileg a gyepterületek helyreállítása érdekében találták ki. A gyomosodó, cserjésedő, elhanyagolt legelőket vagy kaszálókat ezzel a módszerrel tisztították meg a hagyományos gazdálkodást akadályozó növényzettől. A legfeljebb néhány évig tartó kezelést azután az eredeti gazdálkodási forma folytatása válthatta fel. A XX. század második felének társadalmi-gazdasági átalakulásai során a szárazítás egyre szélesebb körben terjedt el. Egy terület gyepp állapotban való fenntartása céljából a kaszáláshoz képest a szárazítás egyszerűbb és gazdaságosabb megoldás, mert a területen egyetlen alkalommal kell megjelenni, a levágott biomasszát a későbbiekben sem kezelni, sem elszállítani nem kell. A kaszáláshoz képest a szárazítás hatása azért más, mert a biomassa nem kerül ki a területről, hanem ott halmozódik fel. Hasonló folyamat zajlik le a gazdálkodással nem érintett vagy felhagyott gyepterületeken is. A felhagyott gyepeken azonban az elszáradó növényzet fokozatosan „roksad össze” és rakódik le, míg a szárazítás során a növényi anyag pillanatok alatt darabolódik és rakódik le.

A szárazított területeken az avarfelhalmozódás nagyobb, mint a kaszált területeken, ugyanakkor kevesebb, mint a kezeletlen területeken (Mašková et al. 2009). A kezeletlen területekhez képest a talajban, és a növényekben található tápanyagok mennyisége nem különbözik, a levelekben található nitrogén-, kálium és foszfor-tartalom azonban magasabb (Doležal et al. 2011, Pavlů et al. 2016). A foszfátáz enzimek aktivitása a szárazított területeken magas (Kaštovská et al. 2005).

A szárazítás vegetációra gyakorolt hatásáról kevés kutatás számol be. Egyes vélemények szerint a szárazítás az edényes növények fajszámaira hasonlóan hat, mint más, tradicionális módszerek (Caboň et al. 2021), mások szerint egyáltalán nem is hat a fajgazdagságukra (Georgi et al. 2023). Olyan publikációk is léteznek, amelyek a fajsza emelkedéséről számolnak be (Liira et al. 2009, Doležal et al. 2011). A szárazítás megváltoztatja a fajösszetételt is (Kvítek et al. 1998, Mašková et al. 2009, Doležal et al. 2011).

Gerinctelen csoportokkal kapcsolatban még a növényeknél is kevesebb ismerettel rendelkezünk. Egy lepkéken végzett vizsgálat során a szárazítás nem hatott a faj- és az egyedszámaira sem (Schmitt 2003). Georgi és munkatársai (2022) eredményei szerint a méhek és specialista életmódot folytató darazsak

különböző módon reagálnak a szárazúzásra. Méhek és rovarlárvákra vagy pókokra vadászó darazsak esetében nem találtak hatást, a növényevőkre vagy levéltetvekre specializálódott fajoknál azonban negatív hatás volt kimutatható. Növényevő rovarlárvák és viráglátogató gerinctelenek esetében is kimutatták a szárazúzás negatív hatását (Georgi et al. 2023). Egy hangyák kapcsán végzett kutatás során megállapították, hogy a hangyabolyok száma a szárazúzott területeken volt a legalacsonyabb (Pérez-Sánchez et al. 2018). A talajban lakó élőlények közül, talajlakó gombák esetében a fajsza­mot és a diverzitást érintő kedvezőtlen hatásairól számolnak be Caboň és munkatársai (2021). Földigiliszták esetében a szárazúzás az egyedszám és biomassza csökkenéséhez vezet (Pižl et Starý 2001). Farkas és munkatársai (2025) azt állapították meg, hogy egy területen első alkalommal történő szárazúzást követő egy év után a kezelésnek nem volt kimutatható hatása csigaközösségekre.

A szárazúzás intenzitásának kérdése még viszonylag kevésbé kutatott téma. Moog és munkatársai (2002) szerint a két évente egy alkalommal végzett szárazúzás hatásai nem különböznek a szukcesszióétól és ez a rendszeresség nem alkalmas arra sem, hogy a fák vagy inváziós fajok terjedését megakadályozza. Ugyanakkor azt találták, hogy az évi kétszeri szárazúzás lényegesen nagyobb különbséget okoz a növényi fajösszetételben, mint az egyszeri. Gaisler és munkatársai (2004, 2019) évi 1-2-3 alkalommal történő szárazúzás hatását vizsgálva arra jutottak, hogy a növekvő kezelési intenzitás növeli a növények fajsza­mát és diverzitását. Gerinctelenek esetében két kutatás eredményei ismertek. Ezek szerint a szárazúzás intenzitásának növelése kedvezőtlenül hatott a lepkeközösségekre (Babálová & Štrbová 2014), illetve a méhekre és darazsak meghatározott csoportjaira (Georgi et al. 2022).

Legeltetés

A legeltetés során közvetlenül a területen tartott állatok távolítják el a növényzetet. A közvetett hatás nem olyan egyenletesen jelentkezik a területeken, mint a géppel történő élőhelykezelések hatása. Az állatok jelenléte, viselkedése az élőhely strukturális heterogenitására nagy hatással van. Befolyásolja a hatásokat, hogy milyen fajt, fajtát tartanak a területen, területegységenként hány egyed legel, az aktuális fiziológiai igényeiknek megfelelően hogyan válogatják maguknak össze a táplálékukat (Rook et al. 2004, Molnár et al. 2020). Ezek közül is a legtöbb figyelmet a legeltetés intenzitás-változásának szentelik a kutatók.

Legeltetés során is létezik direkt behatás, a taposásnak köszönhetően (lásd fentebb; Denmead et al. 2015). A taposásnak azonban közvetett hatásai is lehet: intenzív marhalegelőkön végzett vizsgálatok kimutatták, hogy az állatok

taposása miatt a talaj tömörödik és vízáteresztő képessége csökken. Ez hosszabb távon az élőhely átalakulásához vezethet (Sochorec et al. 2015).

A legeltetett területeken a vegetáció komplexitása – beleértve a fajösszetételt, növényzet magasságát, heterogenitást – jóval alacsonyabb, mint nem legeltetett területeken (Kruess & Tschardtke 2002, Jerrentrup et al. 2014). A növényzet magassága kiemelten fontos. Az alacsonyabb növényzet rendszerint kevesebb mikrohabitatot biztosít, ami kedvezőtlenül befolyásolhatja bizonyos gerinctelenek elterjedését (Labaune & Magnin 2002). Ugyanakkor a magasabb növényzet számos fajcsoport egyedszámára és fajgazdagságára hat kedvezően (Zulka et al. 1997, Körösi et al. 2012, Řezáč & Heneberg 2019.).

Az állatok, illetve jelentős mennyiségű ürülékük kedvez a hozzájuk kapcsolódó életmódot folytató gerinctelen csoportok, például legyek vagy ganéjtúró-bogarak mennyiségi növekedésének (Dennis et al. 2015, Frank et al. 2017).

A legelők élővilágának szempontjából kiemelt jelentősége van a kezelés intenzitásának. A legeltetés hatását vizsgáló tanulmányok jelentős része nem is önmagát a legeltetés tényét, hanem az intenzitásának hatását vizsgálja. Ennek megfelelően a következőkben a legeltetés általános hatásait az intenzitás változásából fakadó hatásokkal együtt mutatom be.

A legeltetés a növényzet magasságát és biomasszájának mennyiségét csökkenti (Berisha & Geci 2023). Bizonyos élőhelyeken a fajösszetétel változása tapasztalható, a legeltetés a fűfélék terjedésének kedvez (Steffan-Dewenter & Leschke 2003). Egyes szerzők szerint azonban a legeltetés általában nem okoz jelentős változást a növényzet tulajdonságaiban (Dennis et al. 2015, Kormann et al. 2015). Berisha és Geci (2023) szerint a mérsékelt legeltetési intenzitást csökkentve a növények fajsza és biodiverzitása csökken, ugyanakkor az intenzitás növelése még ehhez képest is alacsonyabb fajszámot és biodiverzitást eredményez. Kruess és Tschardtke (2002) nem találtak különbséget az extenzív és az intenzív legelők vegetációjának komplexitásában (fajszám, növényzet magasság, heterogenitás). A növényzet magasságán kívül a legeltetés intenzitása olyan tulajdonságokra is hatással lehet, mint virágzási időszakok eltolódása vagy a domináns virágszín jelenléte (Steffan-Dewenter & Leschke 2003) – ami hatással lehet a viráglátogató gerinctelenekre is.

Az egyenesszárnyúak szempontjából a legeltetés kedvező kezelési módszer (Kampmann et al. 2008). Egyes kutatások szerint az extenzíven legeltetett gyepterületeken magasabb a fajszám, az egyedszám és a diverzitás, mint az intenzíven legeltetett területeken (Fabriciusová et al. 2011, Chisté et al. 2016). Ugyanakkor az intenzitás nagyon alacsony szintre történő csökkentése az abundancia csökkenéséhez vezethet (Jerrentrup et al. 2014).

A pókok esetében a legeltetés önmagában is kedvezőtlen folyamatokat indukálhat, a legeltetés intenzitásának növelése pedig többnyire a közösség károsodását okozza. Intenzíven legeltetett területeken a fajszaám és egyedszaám egyaránt lecsökken (Pozzi et al. 1995, Horváth et al. 2009, Szinetár & Samu 2012, Polchaninova et al. 2016, Řezáč & Heneberg 2019, Berisha & Geci 2023). Az intenzitás növelése a talajfelszínen és a növényzetben élő, illetve hálókészítő fajokra egyaránt negatívan hat. Egyedül Szinetár & Samu (2012) jelezte, hogy a talajlakó fajok esetében az intenzitás növekedése nem befolyásolta a fajszaámot. Ha a legeltetés intenzitásának növekedése nem is károsítja a területen élő talajlakó pókegyüttéseket, de a fajösszetétel megváltozik (Szalkovszki et al. 2007).

A bogarak kevésbé érzékenyen reagálnak a legeltetésre, illetve annak intenzitásának változására. Batáry és munkatársai (2007b) nem találtak a bogarakra általánosan megfigyelhető hatást, egyedül leveleken táplálkozó fajok esetében mutatták ki, hogy extenzíven legeltetett területeken több faj fordul elő. Hasonló módon, Mazalová és munkatársai (2015) sem találtak közvetlen hatást a legeltetés és a bogárközösségek tulajdonságai között. Kruess és Tscharrntke (2002) nagyobb fajgazdagságot találtak extenzíven használt legelőkön. Intenzíven használt legelőkön egyedül a ganajtúrók esetében tapasztaltak növekedést (Frank et al. 2017). Ez a speciális igényű csoport a legelő állatok ürülékéhez kötődik. Az állatok számaának növekedésével az ürülékük mennyisége is növekszik, ami több lehetőséget nyújt a ganajtúrók táplálkozási és szaporodási tevékenységeihez.

A lepkék esetében pozitív hatásokról nem számolnak be kutatások. Egyes tanulmányok szerint (Jerrentrup et al. 2014) a legeltetésnek nincs jelentős hatása a lepkéközösségekre. Más tanulmányok a fajszaám csökkenéséről (Mazalová et al. 2015), az egyedszaám csökkenéséről, és elsősorban tágtúrúsú, generalista fajok elterjedéséről (Kalivoda & Grendár 2001) számolnak be. Az intenzitás növelése negatívan hat a lepkék diverzitására (Babálová & Štrbová 2014).

A méhek kapcsán a legeltetés semleges (Sárospataki et al. 2009) vagy a faj- és egyedszaámra gyakorolt kedvező hatásáról számolnak be (Kormann et al. 2015). Más kutatások szerint a beporzókat jelentős mértékben befolyásolhatja a legelés szelektivitása, a virágzási idők legelés miatti megváltozása vagy bizonyos színű, virágszerkezetű növényfajok állományainak változása (Pellaton et al. 2023).

Egy skóciai vizsgálat során a kétszárnyúak egyedszaama a legeltetés intenzitásával nőtt (Dennis et al. 2015), annak köszönhetően, hogy a megnövekedő állatállomány és a megnövekedett ürülékük miatt bőségesebb táplálkozóterületet találtak.

A csigákra a legeltetés többnyire kedvezőtlen hatásokkal jár. A legeltetés, a legeltetés intenzitásának növekedése egyaránt csökkenti a csigaközösségek egyedszámát, fajsámát, diverzitását (Labaune & Magnin 2002, Ausden et al. 2005, Boschi & Baur 2007b). Kivételt azok a fajok jelenthetnek, amelyek a felnyílt élőhelyeket kedvelik (Labaune & Magnin 2002).

A kabócák és poloskák esetében a legelőkön a növényzet magassága a legmeghatározóbb tényező, amely a faj- és egyedszámukra egyaránt pozitívan hat (Kőrösi et al. 2012).

A legeltetés esetében felmerülhet kérdésként, hogy a legelő fajok, fajták közötti különbségek megjelennek-e a gerinctelen közösségek reakcióiban is. Socher és munkatársai (2013) szerint birkával legeltetett területeken nagyobb a növények fajsáma, mint marhával legeltetett területeken. Boschi és Baur (2007b) lovakkal, birkákkal, marhákkal való legeltetés esetén nem találtak különbséget az érintett területek csigaközösségeinek faj- és egyedszáma között.

A kezelés felhagyásának hatása

A területek felhagyása nem produktív kezelés. Okozhatja, hogy a gazdálkodó a területet „pihentetni” kívánja, hogy az megfelelő regeneráció után újra használatba vehető legyen. A felhagyás oka lehet az is, hogy a területen a gazdálkodás tartósan gazdaságtalanná vált. Bármilyen okból is történjen, azzal jár, hogy az adott területen a korábbi gazdálkodás megszűnik és a természetes folyamatok kezdenek újra érvényesülni.

A növényzet szempontjából a felhagyás kedvező és kedvezőtlen folyamatokat egyaránt elindíthat. Cremene és munkatársai (2005) munkájában a száraz gyepek kezelésének felhagyása után keletkezett élőhelyeken a növények fajsáma általában emelkedett, a nyíltabb élőhelyeket kedvelő fajok viszont visszahúzódtak. Más kutatások szerint a felhagyás nem hatott jelentősen a növényekre (Kormann et al. 2015) vagy a fajsám csökkenéséhez vezetett (Steffan-Dewenter & Leschke 2003, Socher et al. 2013, Caboň et al. 2021). A felhagyást követően a növényzet jóval változatosabb szerkezetűvé és összetettebbé válik. Ugyanakkor a hosszú távú felhagyás következtében előrehaladó szukcesszió a gyepek cserjésedéséhez, erdősödéséhez vezet, ami az eredeti élőhely tulajdonságainak drasztikus romlásához, végül magának az élőhelynek a megszűnéséhez vezet (Moog et al. 2002, Cremene et al. 2005)

A felhagyás gerinctelen fajokra gyakorolt hatását általában kedvezőnek tekintik. Ez történhet teljes felhagyással (Kormann et al. 2015), vagy a kaszált területeken belül érintetlenül visszahagyott sávok, blokkok kialakításával is (Déri et al. 2007, Cizek et al. 2012, Révész et al. 2024). Egyenesszárnúiak tekintetében a kaszált területekhez képest a visszahagyott kaszálatlan sávok

nagyobb egyedszámú és fajszámú közösség számára biztosítanak élőhelyet (Buri et al. 2013, Kaláb et al. 2020). Pókok esetében, a növényzetlakó fajok számára kifejezetten kedvező, ha kezeletlen bűvósávokat jelölnek ki (Déri et al. 2007, Entling et al. 2008) vagy egyáltalán nem kezelik a területet (Hamřík & Košulič 2021). A növényekhez hasonlóan hosszú távú felhagyás esetén a pókközösségek összetétele is megváltozik (Polchaninova et al. 2016). Lepkék esetében a felhagyás a fajszámra és a diverzitásra egyaránt kedvezően hat (Baur et al. 2006, Skórka & Lenda 2011, Babálová & Štrbová 2014). A felhagyás előrehaladtával ezek az értékek egyre magasabbak lesznek, a közösségek egyre összetettebbé válnak (Cremene et al. 2005). A legösszetettebb közösségek hosszabb idő (15-20 év) után kezdenek kialakulni (Balmer & Erhardt 2000), a szukcesszió előrehaladtával azonban, mintegy 30 év után a mutatók romlani kezdenek (Skórka & Lenda 2011). A kaszált területeken kaszálatlan bűvósávok meghagyása ugyancsak kedvező a lepkék számára (Cizek et al. 2012, Kühne et al. 2015), akár az egyedszám 70%-os növekedéséhez is hozzájárulhatnak (Brupaccher et al. 2016). A hártványászárnyúak nagyobb egyedszámmal és fajszámmal vannak jelen felhagyott területeken (Steffan-Dewenter & Leschke 2003, Hoste-Danyłow et al. 2010, Pérez-Sánchez et al. 2018). Csigák esetében a felhagyás folyamata során a közösség összetettebbé válik, bár a nyitott élőhelyeket kedvelő fajok visszább szorulnak (Cremene et al. 2005).

Tápanyagpótlás hatása

Az egyre intenzívebbé váló mezőgazdaság megkívánja, hogy egységnyi területen minél nagyobb legyen a produkció. Az élőhelyek természetes produkciója az adott körülmények miatt limitált. Ugyanakkor plusz tápanyagnak a területre történő kijuttatásával a produkció növelhető. A tápanyagpótlás a növényzet extra fejlődését célozza meg, azonban a növényzetben bekövetkező változásokon keresztül a területen élő állatcsoportokra is hatással lehet. A kijuttatott tápanyag lehet szerves trágya vagy műtrágya, mennyiségével a tevékenység intenzitása befolyásolható. Összetételének módosításával a legnagyobb hozamot lehet beállítani egy adott területre jellemző környezeti tényezőkhöz vagy a kezelt kultúra jellegéhez képest. A tápanyagpótlás nem önmagában történő kezelés, általában valamilyen termelő tevékenységgel: kaszálással, legeltetéssel jár együtt. Egyik következménye, hogy alkalmazása mellett egy területen a hagyományos gazdálkodáshoz képest több alkalommal is lehet kaszálni vagy nagyobb állatállománnyal lehet legeltetni. A tápanyagpótlás ezért a gyepkezelések intenzitását fokozza. A tápanyagpótlás és a vele párhuzamosan végzett kezelés hatásai egymástól nem függetlenek (Lepš 2014).

Andrey és munkatársai (2014) hegyi réteken végeztek tápanyagpótlásos és öntözéses kísérletet. Általuk mérsékeltnek nevezett, 26,7-53,3 kg N/ha/év tápanyagpótlást végeztek, öntözésként pedig 200 mm/hét vízmennyiséget juttattak ki. A cikk megállapítja, hogy a tápanyagpótlás és az öntözés önmagában vagy egymással kombinálva is nagyobb fajgazdagságot eredményezett a növények körében. Ezzel ellentétben Lepš (2014) nedves, oligotróf réteken a növények fajgazdagságának jelentős csökkenéséről számol be, az előző vizsgálathoz hasonló, évi 40-50 kg N/ha/év tápanyagpótlás mellett. Socher et al. (2013) szerint is a tápanyagpótlásnak jelentős negatív hatása van a növények fajsámára és a társulás összetételére.

Az ízeltlábúak egyedszámát az öntözés, illetve az öntözés és tápanyagpótlás kombinációja szignifikánsan növelheti (Andrey et al. 2014). Chisté et al. (2016) egyenesszárnnyúakon végzett vizsgálatai szerint a tápanyagpótlás csökkentette a diverzitást, de az egyedszámot jelentősen nem befolyásolta. Egy poloskákon végzett vizsgálat során Di Giulio és munkatársai (2001) jelentős különbségeket mutattak ki évente egyszer kaszált, illetve évente kétszer kaszált, és eközben tápanyagpótlott területek között. Az intenzívebben kezelt, tápanyagpótlott területek faunája nagyon hasonló volt egymáshoz, széles körben elterjedt fajok alkották és kevésbé volt változatos, mint az extenzíven használt területeken. A tápanyagpótlásnak szignifikánsan negatív hatása van a ganéjtúró bogarak trágyaeltávolítási aktivitására (Frank et al. 2017). A tápanyagpótlás kedvező hatással van a futóbogarak fajsámának növekedésére, ha a kezelés is intenzívebb eközben (Grandchamp et al. 2005). Egyenesszárnnyúakon és beporzókon végzett kísérletes vizsgálatuk során Hudewenz és munkatársai (2012) kimutatták, hogy az egyenesszárnnyúak egyedszáma a kaszálás és tápanyagpótlás legnagyobb intenzitású kombinációja mellett a legmagasabb, ugyanakkor a beporzók az alacsony intenzitású kezelésből profitáltak a legjobban. Beporzók esetén ugyanezt támasztják alá Weiner és munkatársainak (2011) eredményei is. Lepkék esetében rendszeresen tápanyagpótlott legelőkön lényegesen alacsonyabb diverzitású és generalista fajokból álló közösséget találtak, mint a kevésbé intenzíven használt területeken (Kalivoda & Grendár 2001). Hegyi rétek tápanyagpótlással és öntözéssel kombinált, intenzív kaszálásos kezelése a csigaközösségek egyedszámának és a fajsámának csökkenéséhez vezethet (Martínez-De León et al. 2022). A tápanyagpótlás a csigaközösségek fajösszetételét is negatívan módosítja (Wehner et al. 2019). Egy másik vizsgálatban a legeltetett területeken végzett tápanyagpótlás intenzitásának növekedése a csigák fajsámának csökkenéséhez vezetett (Boschi & Baur 2007a).

3.4.3.3. Kezelések hatásainak összehasonlítása

A különböző vizsgálatok célcsoportjai, a vizsgált élőhelyek, a kezelési módszerek alkalmazásának részletei nagyon változatosak. Két, egymással minden részletében összehasonlítható kutatást általában nem találni. Lehet-e mégis valamilyen általános képet alkotni arról, melyik kezelési módszer a legkedvezőbb a gerinctelenek számára?

A kezelések hatásait vizsgáló kutatások egy része nem csak egy kezelés hatásait vizsgálja, hanem kettő vagy több különböző módszerét hasonlítja össze, ugyanabban a publikációban. Jelen összehasonlításunkhoz ezeket a publikációkat használtuk fel. A kezelések közül kiválasztottuk a négy legelterjedtebb módszert: kaszálás, szárzúzás, legeltetés, felhagyás. Hatásaik összehasonlítása során azt vizsgáltunk, melyikről állapították meg, hogy a többihez képest kedvezőbb/kedvezőtlenebb hatásokkal jár, voltak-e olyanok is, amikor nem találtak közöttük különbséget. A taxonok közül kiválasztottuk azokat, amelyek a legtöbbször képezték a kutatások tárgyát és a következő csoportokat hasonlítottunk össze közülük: növények, egyenesszárnyúak, pókok, lepkék és csigák.

A növények esetében az élőhelyek felhagyása hosszabb távon többnyire nem hozott kedvező változásokat a növénytársulások tulajdonságaiban. Ezzel szemben a kaszálás, szárzúzás, legeltetés egyaránt kedvező változásokkal járt együtt. A kezelések a vizsgált kutatások 85%-ában voltak kedvezőek a kezelés hiányához képest, míg 15%-ban ez a különbség nem volt kimutatható.

Az egyenesszárnyúak esetében a kaszálás minden esetben kedvezőtlenebb hatásokkal járt, mint a többi kezelés vagy a felhagyás. A közösségek számára legkedvezőbb változásokat a legeltetés és a felhagyás okozta. A pókok esetében a kezelések felhagyása volt az, amelyet a legtöbb kutatás kedvezőnek tartott. A lepkék esetében a közösségekre kedvező változások kaszálás és felhagyás mellett voltak megfigyelhetők.

Valamennyi gerinctelen csoportot egységesen kezelve megállapítható, hogy a kezelések többnyire kedvezőtlenül hatnak rájuk. A vizsgált kutatások 61%-ában erre a következtetésre jutottak. A területek felhagyása – ide értve a kezeletlen részterületek, bűvósávok kialakítását is – a kaszálással, szárzúzással, legeltetéssel páronként összehasonlítva mindig kedvezőbb megoldásnak bizonyult. A kezelések nem minden esetben járnak negatív következményekkel, a vizsgálatok 25%-ában mégis hozzájárultak a közösség mutatóinak javulásához.

A növényeket és a gerincteleneket összehasonlítva éles különbséget lehet megfigyelni. Míg a növényeknél az esetek túlnyomó többségében a kezelések megléte biztosította a növénytársulások kedvező állapotát, addig a

gerincteleneknél éppen fordítva történt, a kezelések kedvezőtlen hatásokkal jártak a különböző csoportokra.

3.4.3.4. Kezelések hatását befolyásoló tényezők

A gyepkezelések változatos módon valósulhatnak meg. Ha csak az „emberi” oldalát nézzük is, a kezelés kivitelezése, az alkalmazott eszközök, időzítés, intenzitás sok olyan változót rejtnek magukban, amelyek különböző eredményekre vezethetnek. A gerinctelen fajokra gyakorolt hatásokat ezek miatt is nehéz előre megbecsülni. Ugyanakkor a gerinctelen csoportok, fajok egyedi tulajdonságai és az élőhely abiotikus és biotikus tulajdonságai is meghatározóak lehetnek. Nem szabad elfeledkezni arról sem, hogy az élőhelyek nem teljesen izolált rendszerek, hanem valamilyen összefüggésben vannak a környező élőhelyekkel is, amely kapcsolat ugyancsak befolyással lehet a kezelések kimenetelére (pl. Skórka & Lenda 2011, Rada et al. 2014, Kormann et al. 2015).

Az élőhely tulajdonságai

Az élőhelyekre jellemző abiotikus és biotikus tényezők sok esetben a kezelésekkel összemérhető, vagy azoknál nagyobb hatással lehetnek a terület gerinctelen közösségére. Ugyanakkor az is előfordulhat, hogy a kezelés hatása jelentősebb, mint az élőhely tulajdonságai. Többnyire az derül ki, hogy a kezelés és az élőhely tulajdonságai egymástól nem függetlenek, hanem együttesen befolyásolják a területen élő közösségek állapotát. Egymás hatásait tompíthatják, de fel is erősíthetik. Előfordulhat, hogy az élőhely egy adott tulajdonsága a gerinctelenek egy részére hatást gyakorol, más részükre viszont nem. Ezért fontos a kezelések hatását célzó vizsgálatok során, hogy az élőhely minél több tulajdonságát is figyelemmel kísérjük a kezelések ideje alatt.

Wehner és munkatársai (2019) különböző gyepkezelések csigaközösségekre gyakorolt hatásait vizsgálva megállapították, hogy az élőhelyekre jellemző abiotikus (talaj kémhatás, csapadék mennyisége, talajnedvesség) és abiotikus tulajdonságok (avarmennyiség, növényzet összetétele és borítása) hétszer nagyobb hatással vannak a csigákra, mint maguk a kezelések. Ugyancsak egy csigás kutatás eredménye volt, hogy a kaszálás gyakoriságától függetlenül az határozta meg a közösség faj- és egyedszámát, hogy mennyi volt a talaj nedvességtartalma (Martin & Sommer 2004a). Egy lepkeközösség vizsgálata során azonban Fiedler és munkatársai (2017) szerint a talaj nedvességének különbségei nem befolyásolták a közösség fajösszetételét.

Maga a kezelés is megváltoztathatja az élőhely abiotikus- és biotikus tulajdonságait. Révész és munkatársai (2024) kimutatták, hogy a kaszált területen meghagyott kaszálatlan sávok belsejében kedvezőbb a mikroklíma,

mint a kaszált területeken. Nem minden esetben van ez így. Egy kaszálás és szárazítás hatásait vizsgáló kutatás során például megállapították, hogy a különböző kezelések nem okoztak a talaj nedvességtartalmában kimutatható változásokat (Kvítek et al. 1998), illetve a különböző kezelések között csak szárazabb időjárási viszonyok mellett találtak különbséget (Kvítek et al. 2000). Az élőhely hőmérsékleti viszonyai ugyancsak meghatározók lehetnek az ott élő fajok számára. Azokban az esetekben, amikor a gyepterületeken a kifejlett növényzet nagy része eltávolításra kerül, az a megmaradt növényzet belsejében, a talaj felszínén vagy a talajban is magasabb hőmérsékletet eredményezhet (pl. Kvítek et al. 2000, Gardiner & Hassall 2009, Hesslerová et al. 2013). A gyepek avarrétegében élő hangyák számára a növényzet eltávolításával járó kezelések hatása attól függ, hogy a kezelések milyen módon változtatják meg a mikroklimát, azaz a nedvességet és a hőmérsékletet (Pérez-Sánchez et al. 2018). Az alacsonyabb nedvesség és a magasabb hőmérséklet általában kedvező a hangyák számára, de a növényzet eltávolítása járhat az avarréteg olyan szintű felmelegedésével, ami egyfajta hőstresszként már negatív hatásokkal jár (Grill et al. 2007). A kaszált területeken élő állatok nehezebben tudnak védekezni a túlmelegedés ellen, ez kedvezőtlenül befolyásolja a túlélésüket. Mobilisabb gerinctelen csoportok, mint az egyenesszárnyúak ez ellen úgy tudnak védekezni, ha a közelben találnak kezeletlen területeket, ahol meghúzódhatnak (Gardiner & Hassall 2009). Minél kevésbé képes az alkalmazkodni az újonnan kialakuló körülményekhez, a mikroklima változásának annál nagyobb hatása van a közösségre. A növényzet eltávolításával járó szárazabb és melegebb mikroklima kialakulása az eleve szárazabb, sztyepp-jellegű legelőkön jóval kisebb változásokat okoz a gerinctelen csoportok struktúrájában, mint a nedves réteken (Torma et al. 2023).

Gyepes élőhelyek szerkezetének jellegzetes része a talaj felszínét borító avarréteg. Ez nemcsak a lebontási folyamatok kiemelt helyszíne, jelentős hatása lehet az élőhely mikroklimájára, továbbá számos gerinctelen faj élőhelyeként is funkcionál. Kezelések hiányában, vagy felhagyása esetén jelentős mennyiségű avar halmozódik fel, míg a kaszálás jelentősen csökkenti a mennyiségét (Doležal et al. 2011, Pech et al. 2015). A kaszálás során az avar mennyisége lényegesen csökken, míg a szárazítás során felaprított biomassza a területen halmozódik fel – az így képződő avarréteg mennyisége mégis kevesebb a nem kezelt területeken kialakuló avarréteghez képest (Mašková et al. 2009). Az avar eltávolítása hatással van a növényzet összetételére is (Liira et al. 2009), amely azután hatással lehet az élőhely gerinctelen közösségeire is. Az avar mennyiségének csökkentése, magának a mikroélőhely csökkenésének köszönhetően is a benne élő fajok visszaszorulását eredményezi. Az avarréteg

mennyiségének változása mikroklimatikus változásokat okozhat, ami közvetlenül ugyancsak befolyásolja a gerinctelen fajok állományait (Grill et al. 2007). Az avarréteg csökkenése a szerkezete változásával is jár. Kevesebb avarban szegényesebb struktúrák alakulnak ki, ez csökkentheti az avar sajátos szerkezetéhez alkalmazkodó fajok számát, például pókok esetében (Cattin et al. 2003).

A gyepes élőhelyeken a növényzet szerkezete erősen befolyásolja az élőhely gerinctelen csoportjait. A szerkezetet a növényfajok gazdagsága, a növényzet magassága és borítása is befolyásolhatja. A kezelés elsődlegesen a növényzet szerkezetét változtatja meg, ez a változás másodsorban okozza az ott élő gerinctelen közösségek változásait (Andrey et al. 2014). A géppel történő, szisztematikus munkavégzés, például kaszálás meglehetősen homogén struktúrájú növényzetet eredményez. Ez a kezelt terület egészen egyenletesen hat, egységesen kedvezőtlen változást hozva az arra érzékeny fajok életében. Ezzel szemben a legeltetés során a vegetáció szerkezete mozaikosan változik, sokkal változatosabb szerkezetet tud biztosítani, ami több faj együttélését, nagyobb diverzitást eredményezhet (Grandchamp et al. 2005, Torma et al. 2019). A legeltetésnek is vannak azonban korlátai: intenzitásának növekedése csökkenti a vegetáció változatosságát, ami a szűkebb tűrésű fajok visszaszorulásához vezethet (Babálová & Štrbová 2014).

A növényzetlakó gerinctelenek érzékenyebbek a kaszálásra, mint az avarrétegben vagy a talajon élő fajok (Torma et al. 2019). A növényzetlakó pókok különösen érzékenyek a strukturális változásokra. Ezek a komplex térbeli struktúráknak megfelelően alakították ki sajátos életmódjukat – amit a különböző típusú hálók szövése is alátámaszt. A növényzeti struktúra, fajgazdagság csökkenése csökkenti a térbeli összetettséget igénylő fajok, csoportok számát. A vegetáció szerkezetének összetettsége a zsákmányállatok gazdagságára is pozitívan hat, ami közvetve ismét a pókok számára jelent segítséget (Cattin et al. 2003, Diehl et al. 2013).

A növényzet szerkezetének változatossága fontos tényező, de ez alól is lehetnek kivételek. A vegetáció szerkezetének komplexitása általában pozitív hatással van a lepkék közösségeire. Ugyanakkor a sajátos igényű lepkefajok gyakorisága nem elsősorban a vegetáció szerkezetétől, hanem a területen elérhető növényfajok, tápnövények jelenlététől, mennyiségétől függ (Wettstein & Schmid 2001). Fiedler et al. (2017) vizsgálata a lepkéközösség összetételével kapcsolatban sem a növényfajok számát, sem a nektárt biztosító fajok gazdagságát nem találta meghatározó tényezőnek. Georgi és munkatársai (2023) szerint a növényfajok száma nem volt hatással sem a növényeken táplálkozó rovarlárvákra, sem a beporzó fajokra. Jerrentrup et al. (2014) munkájában a növényfajok száma nem volt hatással a vizsgált gerinctelenekre,

egyedül a lepkék abundanciájára volt kedvező hatással a nektárforrásként szolgáló növények magasabb száma.

A virágzó növényfajok számának növekedése, illetve a virágzó növényfajok borítása pozitív hatással van a beporzók fajszáma (Hudewenz et al. 2012). Sárospataki és munkatársai (2009) egy legeltetési vizsgálat során arra jutottak, hogy a legeltetés intenzitása nem hat a méhek faj- és egyedszáma. Ugyanakkor a virágzó növények fajszáma és borításának növekedésével a méhek faj- és egyedszáma is nőtt, ami rávilágít a táplálékforrások elérhetőségének kiemelt fontosságára ennél a csoportnál. Weiner és munkatársai (2011) megállapították, hogy a kezelés intenzitásának növekedése (kaszálás és tápanyagpótlás) a méhek és lepkék közösségére negatív hatást gyakorol. Az alacsony intenzitású kezelések mellett a növények fajsza magasabb volt, így a rovarokra gyakorolt hatást az elérhető virágzó fajok mennyiségével hozták összefüggésbe. Véleményük szerint a beporzók egyedi sajátosságai – mint például melyik csoport milyen szerkezetű virág beporzására szakosodott –, ugyancsak befolyásolják a virágok mennyiségén keresztül az abundanciájukat.

A növényzet magassága további információkkal szolgálhat a vegetáció szerkezetére vonatkozóan. Egyszerűen mérhetősége miatt népszerű változó a kutatások során, de önmagában nem ad elegendő információt a vegetáció strukturáltságával kapcsolatban. A kaszálás és a legeltetés során a növényzet magassága hirtelen, drasztikus mértékben változik, a növényzet egységesen lesz alacsonyabb. Ezzel szemben a legeltetés során ez a folyamat hosszabb és a legelő állatok egyedi viselkedése miatt magasabb és alacsonyabb növények egyaránt megtalálhatók a gyepterületen.

Hoste-Danyłow és munkatársai (2010) szerint a magasabb növényzet több gerinctelent képes eltartani, amit a komplexebb vegetáció kialakulásával magyaráz. Ezzel szemben Marini és munkatársai (2009) azt tapasztalták, hogy intenzív kaszálás és tápanyagpótlás mellett a növényzet ugyan magas, de fajszegény és alacsony strukturáltságú, amely mellett csak alacsony diverzitású lepkéközösségek képesek fennmaradni. A tápanyagpótlás a növények fajszáma csökkenését valószínűleg azzal okozza, hogy a fűfélék versenyképesebbek a kisebb kétszikűeknél (Socher et al. 2013). Jerrentrup és munkatársai (2014) szerint a magas növényzet nem ad jelentősen többféle élőhelyi lehetőséget a gerinctelenek számára, mint egy kevésbé magas. Ezzel szemben kiemelik a legelő állatok hatására kialakuló térbeli heterogenitás fontosságát, amely egyaránt kedvez az alacsonyabb vagy magasabb növényzetet kedvelő, illetve a mobilis és kevésbé mobilis fajok számára is. A nagy kiterjedésű kaszálások során egyszerre csökken, majd szinkronban egyszerre nő a növényzet magassága. Ez a homogenitás a legtöbb faj számára

kedvezőtlen, akár a magasabb, akár az alacsonyabb növényzetet kedvelő fajokról beszélünk (Cizek et al. 2012). A növényzet magassága legelőkön pozitívan hat a pókfajok számára (Horváth et al. 2009, Řezáč & Heneberg 2019), illetve ugyanezen kezelés mellett a poloskák és a kabócák közösségeire is (Kőrösi et al. 2012).

A növényzet magassága befolyásolja a predációs kockázatot. A kezeletlen területeken élő gerinctelenekre számos ragadozó faj vadászik. Amikor a növényzetet hirtelen eltávolítják a területről, a növényzet takarásától addig védett állatok olyan ragadozóknak is könnyebben ki vannak téve, amelyek addig nem férhettek hozzájuk. A kaszáló, szárazúzó gépek után gyülekező fehér gólyák, varjúfélék vagy frissen levágott területek felett megjelenő fecskecsapatok megszokott látványnak minősülnek. Peggie és munkatársai (2011) Észak-Angliában vizsgálták a frissen kaszált területeken táplálkozó madárfajok viselkedését. Megfigyeléseik szerint a levegőben vadászó rovarvő fajok (fecskék, sarlósfecskék) megjelenésének esélye közvetlenül a kaszálás után volt a legmagasabb, de ez gyorsan és folyamatosan csökkent, 2-3 hét után teljesen meg is szűnt. A földön táplálkozó (rovarokat és kisebb emlősöket is fogyasztó) varjúfélék megjelenésének esélye szintén a kaszálás után közvetlenül volt a legmagasabb. Esetükben azonban lényegesen lassabban csökkent ez az érték, és akár hat hétig is eltartott. Az eredményeket azzal magyarázzák, hogy a növényzetben megbújó, röpképes fajok a kaszálást követően könnyű zsákmánnyá válnak, de hamar elpusztulnak vagy más, megfelelőbb élőhelyre távoznak. A földön táplálkozó, nagyobb testű varjúfélék a kevésbé mozgékony állatokkal tovább tudnak táplálkozni. Egy idő után azonban a kaszálás közvetett hatása miatt a táplálékfajok mennyisége jelentősen csökken, illetve a fokozatosan növekedő növényzet is akadályozza a vadászatukat, így már nem éri meg velük foglalkozni.

Kapcsolat a környező élőhelyekkel

A kezelt élőhelyek általában nem teljesen izolált területek, hanem nagyobb léptékben egy hálózat részét képezik, ahol különböző típusú élőhelyek fordulnak elő és ezeken bizonyos eséllyel különböző gazdálkodás folyik. A nem teljesen izolált területeken a kezelések hatását nagyban befolyásolhatja, hogy az élőhely és a rajta élő fajok mennyire érintkeznek hasonló vagy más élőhelyekkel, mekkora esélye van annak, hogy az egyes élőhelyek között a fajok át tudjanak járni (pl. Rada et al. 2014, Kormann et al. 2015).

A kezeléssel érintett élőhelyeket a többi hasonló vagy eltérő élőhelytől általában valamilyen szegély választja el. Az élőhelyen élő fajok egy része a szegélyben is megtalálható. A kezeléssel nem érintett szegélyek alkalmasak lehetnek arra, hogy ott egyes gerinctelen csoportok a kezelés hatásait

elkerüljék, illetve a kezelés után visszanépesíthessék az élőhelyet. Legelők méhfaunájának sem a faj-, sem az egyedszámát nem befolyásolja, hogy az adott mintavételi pont az élőhely belsejében vagy a szegélyének közelében helyezkedik el (Sárospataki et al. 2009). Rada és munkatársai (2014) kezelt gyepterületek esetében vizsgálták a szegély jelentőségét. A szegélytől való távolság mellett vizsgálták, hogy a gyepeket övező gyepes vagy fás szegélyek megléte hogyan hat az egyeneszárnyú közösségre. Megállapították, hogy a fás szegélyektől való távolság nem hat az egyenesszárnyúak faj- és egyedszámára. Ezzel ellentétben a gyepes szegélytől való távolság mindkét közösségi változóra negatívan hatott.

Horváth és munkatársai (2009) során különösen arra voltak kíváncsiak, hogy a különböző kiterjedésű és izoláltságú gyepterületeken zajló kezelések hogyan befolyásolják a gyepek pók közösségeit. A publikációjukban hivatkozott számos cikkhez hasonlóan ők sem találtak összefüggést a fajok száma és az élőhely mérete illetve izoláltsága között. Az élőhelyek kapcsolódásának mértéke kedvező hatással lehet számos csoport fajgazdagságára. Ezt befolyásolhatja a vizsgált állatok testmérete is. A nagyobb testmretű csoportok esetében a kapcsolódások hatása növeli a fajsámot, míg a kis testű fajok esetén nem. A nagyobb testű állatok ugyanis a hasonló élőhelyek közötti távolságot könnyebben le tudják küzdeni, így könnyebben be- vagy visszatelepülnek (Kormann et al. 2015).

Az élőhelyet körülvevő táj szerkezete, változatossága befolyással lehet a kezelések hatására. A táj összetettségének egyik mérőszáma az egyes élőhelyek közötti határok összhosszúsága. Ezt tanulmányozta Pellaton et al. (2023) különböző intenzitással kezelt legelők összehasonlításával. A táj összetettségének növekedése növelte a zavarástűrő növényfajok számát, a funkcionális egyenletességet, ugyanakkor nem hatott a növényzet magasságára, a későn virágzó fajok és a termelt nektár mennyiségére. Fiedler és munkatársai (2017) szerint a különböző kezelési módok együttes, mozaikos jelenléte a táji léptékben kedvezően hat a lepkefajok diverzítására. Skórka és Lenda (2011) is arra jutottak, hogy a felhagyott és kaszált területek együttes jelenléte kedvező a lepkefajok számára. Azt is megállapították, hogy a felhagyott területek jelentősége függ attól, mekkora a gyepterületek kiterjedése a vizsgált táji környezetben. Minél több a gyepe, annál kevesebb a jelentősége felhagyott területeknek, mert a vizsgált lepkefajok többsége a gyepterületeken is megtalálja az életfeltételeit.

Egy adott vizsgálat mintaterületei sok esetben nem egymás közelében, hanem egészen távol, különböző régiókban helyezkednek el. Kutatások egész sora – Di Giulio et al. (2001), Báldi et al. (2007, 2013), Batáry et al. (2007a), Entling et al. (2008) Sárospataki et al. (2009), Kőrösi et al. (2012), Socher et al. (2013),

Pérez-Sánchez et al. (2018) – támasztja alá, hogy különböző régiókban a kezelés eltérő módon hathat a vizsgált változókra. A régiók éghajlati, földtani különbségei, az élőhelyek diverzitása és heterogenitása magyarázatot adhatnak arra, hogy ugyanolyan kezelés mellett miért különböznek az eredmények ugyanolyan élőhelyek vagy csoportok esetében is. Az intenzív kezelések alatt álló területek a regionalitás ellenére is nagyon hasonlóak, tehát az intenzitásnak nagyobb hatása lehet, mint a regionalitásnak (Di Giulio et al. 2001).

Gerinctelen csoportok sajátosságai

A kezelést végző gépek elől történő elmenekülés, a kezelt területek újra benépesítése a kezelések által okozott negatív hatásokat mérsékelheti. Nem minden taxon képes élni ezzel a lehetőséggel. Természetes körülmények között, a különböző életmódot folytató gerinctelen csoportok közül egyeseknek előnyt jelent, ha gyorsabban képesek változtatni a helyüket. Másoknak erre nincs szükségük, kevésbé mozgékonyan is sikeresek tudnak lenni. A kezelések hatása azonban a tapasztalatok szerint nem egyformán érinti a mozgékony és kevésbé mozgékony fajokat.

A csoportok mobilitása közötti különbség befolyásolhatja a kezelések eredményeit (Pech et al. 2015). Kezelések után a mobilis és kevésbé mobilis taxonok mennyisége eltérő dinamika szerint változhat. Egy egyenesszárnyúakon és pókokon végzett, kaszálósos vizsgálat során különbséget találtak a két csoport egyedszámának változásában. Az egyenesszárnyúak száma közvetlenül kaszálás után csökkent, majd ezután növekedett, míg a pókoké nem változott azonnal, később esett vissza. A jelenséget azzal magyarázzák, hogy az egyenesszárnyúak már a kezelő gépek elől elmenekülhetnek, illetve azonnal el tudják hagyni a kedvezőtlené váló élőhelyet, amelyet az állapotok rendeződése után újra igénybe vesznek (Déri et al. 2007). A pókok az egyenesszárnyúakhoz képest kevésbé mobilisak, a kevésbé mobilis fajokra a kaszálás nagyobb negatív hatással jár (Cattin et al. 2003). A pókok lassabban tudják elhagyni a kedvezőtlen élőhelyet és utána jó ideig nem is népesítik be azt újra (Déri et al. 2007).

Miközben a kevésbé mozgékony fajokra a kezelések negatív hatást gyakorolnak, a mobilis, különösen a röpképes taxonok kevésbé érzékenyek a kezelésekre, (Mazalová et al. 2015). A mobilis csoportok (pl. méhek) képesek ideiglenesen elhagyni a kezelésekre miatt megváltozott élőhelyeket. Addig az ideig, amíg az igényeiknek megfelelő állapotok nem állnak vissza, a szomszédos élőhelyeken folytatják az életüket (Georgi et al. 2022).

Legeltetett területen a kevésbé mozgékony egyenesszárnyúak számára kedvező viszonyokat biztosít, ha a legelő állatok a területet nem egyenletesen, hanem egyfajta foltos szerkezetben „kezelik”. Így könnyen eljuthatnak egy

kedvezőtlenne váló foltból egy kedvezőbe, magán az élőhelyen belül is (Jerrentrup et al. 2014). Az intenzíven legeltetett területeken az üres foltok, alkalmas tápnövények egymástól távolabb helyezkedhetnek el, újra benépesítésük nehézséget okozhat, a legelő állatok folyamatos zavaró hatása miatt (Kruess & Tscharnke 2002).

A kezelések hatásait bemutató kutatások túlnyomó többségének tárgyát az aktív életet élő, kifejlett egyedek képezik. Kevés olyan kutatás van, amelyik nyugalmi (pl. telelés vagy aestiváció) állapotban levő egyedekre gyakorolt hatásokat vizsgál. A gerinctelenek túlnyomó része az életét pete formában kezdi, majd az ebből kialakuló fejlődési állapotok is sok esetben különböznek a teljesen kifejlett egyedektől (pl. hernyó, báb állapot). Még abban az esetben is, amikor a petéből való kikelés után már a kifejlett egyedre hasonlító, csak kisebb egyedek jelennek meg, a méretből és mozgékonyaságból adódó különbségek befolyásolhatják a kezelések hatásait. Georgi és munkatársainak (2023) kutatásai szerint a gyepek kezelése (szárzúzása) károsítja a növényzeten táplálkozó rovarlárvákat. Ezek mennyisége a nyár elején (június) még alacsonyabb, ezért a hagyományos időponthoz képest korábbi vagy későbbi (szeptember) kezelések végrehajtását javasolja a védelmük érdekében. A peték és lárvák védelme leggyakrabban a lápréteken élő, specialista hangyaboglárka-fajok esetében merül fel. Ezek esetében a kutatók azt javasolják, hogy az érintett gyepeket csak azután kaszálják le, miután a petéből kikelt hernyók a növényzet alsóbb részeire húzódnak (Körösi et al. 2014, Grill et al. 2007, Johst et al. 2006).

A kezelések hatásaival foglalkozó publikációk egy része megállapítja, hogy egy adott gerinctelen csoport tagjai sem egyformán reagálnak a beavatkozásokra. A ritka vagy speciális élőhelyi igényű fajokra a kezelések többnyire kedvezőtlenül hatnak.

Kormann és munkatársai (2015) megállapították, hogy a legeltetés jobban csökkenti az ott élő ízeltlábúak faj- és egyedszámát, mint a felhagyás vagy a kaszálás. Kiemelték, hogy ez a hatás különösen jelentős a vörös listás fajok esetében. Egyedi igényeik miatt ezek azok a fajok, amelyek először jelezhetik, ha egy kezelés negatívan érinti az élőhelyüket.

Egyes fajok sajátos élőhelyi igényei napjainkban csak kezeléssel tarthatók fenn. Jó példa erre a nedves réteken, lápréteken élő hangyaboglárkák esete. Ezek a fajok a gazdálkodás felhagyására rosszul reagálnak, állományaiknak sokkal kedvezőbb, ha egy extenzív, az életmenetükhöz alkalmazkodó kaszálás zajlik az élőhelyükön (Körösi et al. 2014). Más, ritka lepkefajok esetében kedvezőbb hatással járhat a felhagyás, a szukcesszió későbbi szakaszaiban a vörös listás lepkefajok száma lényegesen magasabb lehet, mint a kezdeti időszakban (Balmer & Erhardt 2000).

Cattin és munkatársai (2003) nedves élőhelyeken élő pókok esetében vizsgálták a kaszálás hatását. Ennek során azt is figyelték, hogyan hat a kezelés a közönséges és a ritka, veszélyeztetett fajokra. Egyes veszélyeztetett fajok a nedves, hűvösebb mikroklimát kedvelték, mégsem hatott rájuk a kaszálás károsan. Ugyanakkor voltak olyan ritka fajok, amelyek kizárólag a kaszálatlan területeken maradtak fenn. Ezek sajátos igényű, melegkedvelő fajok voltak, amelyek a nedves, üde élőhelyen azért maradtak addig fenn, mert az avarréteg lefedte a nedves részeket, benne és felette pedig melegebb és szárazabb mikroklima uralkodott. A kaszálás az avarréteg csökkenéséhez vezetett, amely már nem volt alkalmas a specialista fajok igényeinek megfelelő környezet biztosításához. Egy másik pókos vizsgálat során Hamřík és Košulič (2021) arra a következtetésre jutott, hogy vörös listás fajok a különböző módon kezelt, illetve a nem kezelt területeken egyaránt előfordulnak. Az egyedszámuk azonban lényegesen alacsonyabb volt a kaszált és a legeltetést imitáló zavart területeken, mint a kezeletlen élőhelyeken.

A kezelés intenzitásának változása is befolyással lehet a ritkább fajok állományaira. A vörös listás csigafajok száma egy, a legeltetés intenzitásának növekedését vizsgáló tanulmány eredményei szerint az intenzitás növekedésével szignifikánsan csökkent (Boschi & Baur 2007a, b). Svájci hegyi rétek poloska faunáját vizsgálva Di Giulio és munkatársai (2001) ugyancsak az intenzitás növekedésének káros hatásaira hívják fel a figyelmet. A tápanyagpótlás miatt többször és korábban kaszálhatóvá vált réteken számos poloskafaj egyedszáma csökkent. Ez a hatás azonban legerősebben az egyedi igényű, száraz- és melegebb mikroklimájú élőhelyeket kedvelő fajok esetében mutatkozott.

A speciális igényű, ritka fajokkal ellentétben vannak olyan fajok is, amelyek jobb alkalmazkodó képességgel rendelkeznek, ezért a kezeléseik intenzitásának növekedését is jobban tolerálják. Chisté és munkatársai (2016) megállapították, hogy az intenzív gazdálkodás során a legtöbb faj vesztesként viselkedett az vizsgált egyenesszárný közösségben. Csak kevés olyan faj volt, amelyik az alacsonyabb és a magasabb intenzitású kezeléshez is tudott alkalmazkodni (opportunisták) és még kevesebb, amelyik az intenzív gazdálkodás során tudott jobban érvényesülni. Egy lepkéken végzett vizsgálat során Kalivoda és Grendár (2001) ugyancsak arra a megállapításra jutott, hogy a legelési intenzitás és a tápanyagpótlás növekedése a specialista fajok eltűnéséhez vezet. A legintenzívebben használt területeken csak a tág tűrésű, nagyon jól alkalmazkodó fajok voltak képesek megélni.

3.4.3.5. Kezelések gazdaságossága

Kevés olyan Közép-Európára vonatkozó tudományos cikk van, amelyik a kezelések ökológiai és ökonómiai oldalát egyaránt vizsgálja. A mezőgazdasági hasznosítás alatt álló területeken a gazdálkodó abban érdekelt, hogy profitot termeljen. Lényegesen kisebb területet érintenek a természetvédelmi célú gyepterkezelések, amelyek esetében a terület értékeinek fenntartása élvez prioritást az anyagi szempontokkal szemben.

Liira és munkatársai (2009) egy hat éves program folyamán különböző élőhely-helyreállítási módokat végeztek nedves réteken Észtországban. Nemcsak a kezelések élővilágra gyakorolt hatását, hanem az egyes kezelések költségvonzatait is vizsgálták, annak érdekében, hogy megtalálják a közös nevezőt közöttük. A növényeket megcélzó vizsgálat megállapította, hogy a hagyományos kézi kaszálás, a gépi kaszálás és a szárazúzás egyaránt növelte az élőhelyeken a fajgazdagságot. Megállapították, hogy a kézi kaszálás természetvédelmi szempontból nem jár több előnnyel, mint a gépi kaszálás. Mindeközben az égetéssel kezelt, illetve kezeletlen területeken a fajszám jelentősen nem változott. A kezelések egymáshoz viszonyított költségei a következők voltak: kezelés elmaradása 0, égetés 0,6, szárazúzás 1, gépi kaszálás 2,5, kézi kaszálás 11,3 egység. Az ökológiai és ökonómiai szempontokat véve a szárazúzást tartották legjobb megoldásnak, de felhívták a figyelmet arra, hogy az hosszabb távon kedvezőtlen hatásokkal is járhat. Így végül a néhány évente szárazúzással pótolta kaszálást javasolták hasonló rekonstrukciós munkák elvégzésére.

Egy másik tanulmányban Zechmeister és munkatársai (2003) ugyancsak gyepek kezelésének hatásait vizsgálták az ott élő vegetációra gyakorolt hatásuk tükrében. A vizsgált gyepeken nem természetvédelmi, hanem különböző gazdasági jellegű beavatkozásokat (tápanyagpótlás, kaszálási intenzitás, silótakarmány előállítás) elemeztek. Összegyűjtötték a területek kezelésére vonatkozó pénzügyi információkat is. Megállapították, hogy a minél több pénzt fektet be egy területen a gazdálkodó, annál alacsonyabb lesz a növényfajok száma. A tápanyagpótlás esetében a költségeket befolyásolja, hogy műtrágyát, vagy szerves hígtrágyát használnak-e. A haszonkulcs növekedése ugyancsak a fajszám csökkenésével járt együtt. A felvett mezőgazdasági támogatások és a növények fajszáma között nem találtak összefüggést.

Kampmann és munkatársai (2008) egy másik gazdasági vonatkozású összefüggésre hívják fel a figyelmet. Az Alpokban végzett kutatások során megállapították, hogy a kaszálással hasznosítható területek megközelíthetőségének gazdasági szempontból kiemelt szerepe van. A nehezen megközelíthető helyeken alacsonyabb intenzitás mellett zajlanak a

kezelések. Ez pedig kedvezően hat a területek élővilágára. Felhívják ugyanakkor a figyelmet, hogy a legnehezebben elérhető területek esetében történő felhagyás már több csoport esetén is negatív folyamatokat indít be.

3.4.4. Kezelési javaslatok

A gyepterületek jelentős hatással vannak az élőhelyekre és az ott élő gerinctelenek közösségeire. Az egyes gyepekre jellemző környezeti tényezők, élőhelyi jellemzők, fajkészlet, az alkalmazott kezelés típusa és kivitelezése bonyolult rendszert képeznek, a megfelelő kezelés kiválasztása nem könnyű feladat. Kijelenthető, hogy nincs olyan kezelési módszer, ami minden élő szervezet számára megfelelő lenne (Józsefowska et al. 2018).

Annak érdekében, hogy a gyepterületek természeti értékeit hatékonyabban tudjuk megőrizni, több szempontot kell átgondolni. Mi a kezelés célja? Milyen gazdálkodási módszert alkalmazzunk egy területen? A módszer ismeretében milyen eszközökkel, technikai beállításokkal végezzük a kezelést? Minden természeti érték megőrzése egyformán hangsúlyos, vagy vannak kiemelt célcsoportok? A természeti értékek megőrzését a kezelt területen vagy annak tágabb környezetében is meg lehet oldani?

3.4.4.1. Kezelt területek funkciójának kiválasztása táji léptékben

A gyepterületek nem zárt rendszerek. Körül veszik őket hasonló vagy eltérő funkciójú területek (gyepek, szántóföldek, erdők, beépített területek, stb.), amelyek jelentős hatással lehetnek egymásra. A tájléptékű, regionális gondolkodás és tervezés elősegítheti a gerinctelenek számára kedvező körülmények megvalósulását. A táji szintű kedvező hatás könnyebben elérhető, ha:

- a tájra, régióra ezt előíró jogszabályok vonatkoznak. Ilyen lehetőség előállhat védett vagy közösségi jelentőségű (Natura 2000) területeken.
- ha a célterület jelentős részén olyan gazdálkodó dolgozik, akinek célja a területek ilyen módon történő kezelése. Erre példák lehetnek nemzeti park igazgatóságok, természetvédelmi céllal létrejött civil szervezetek.
- ha a területen dolgozó gazdálkodók közül minél többen érdekeltek a cél elérésében. Ez megtörténhet a gazdálkodók anyagi motiválásán, például agrártámogatásokon keresztül.

Milyen szempontok figyelembevételével segítheti az értékes gerinctelen közösségek fennmaradását táji léptékben?

Változatos kezelési típusok

Nincs olyan kezelési módszer, ami egységesen jó lenne minden csoport számára. Ezért a kezelések táji szintű változatosságának biztosítása kiemelten fontos a magas biodiverzitás fenntartása érdekében (Kampmann et al. 2008, Hoste-Danyłow et al. 2010, Rada et al. 2014, Pech et al. 2015). A különböző kezelési módszerek táji szintű együttes jelenléte számos gerinctelen csoport diverzitásának megőrzésére jelenthet megoldást. Több kutatás is kiemeli a kaszálás és a legeltetés egymást kiegészítő hatását (Wettstein & Schmid 2001, Hoste-Danyłow et al. 2010, Fiedler et al. 2017).

Különböző intenzitású kezelések

Egy adott kezelés intenzitásának táji léptékű diverzifikációja is változatosabb faunát eredményez. Az intenzíven kezelt élőhelyek mellett extenzíven kezelteknek, sőt felhagyott foltoknak is jelen kell lennie a tájban, ezáltal az alacsonyabb és magasabb intenzitású kezelést igénylő csoportok fennmaradása egyaránt biztosítható (Boschi & Baur 2007a).

Kezelési időszakok széthúzása

Egymás közelében található, hasonló kezeléssel érintett területek esetén a kezelések időbeli diverzifikációja kedvezően hat a táji szintű biodiverzitásra (Cizek et al. 2012, Kőrösi et al. 2014, Fiedler et al. 2017). A szezon során különböző időpontokban végzett kezelések különösen azokat a gerincteleneket segítik, amelyek aktivitási csúcsa a hagyományos kezelési időszakokra esik.

Különböző adottságú élőhelyek kezelése

Az élőhelyekre ható élő- és élettelen tényezők táji léptékben jelentősen eltérhetnek egymástól. Egymás közelében fekvő, különböző adottságú élőhelyeken végzett kezelés, eltérő eredményekkel járhat. Ezzel megnő az esélye annak, hogy a diverzitás táji léptékben megőrizhető marad (Entling et al. 2008).

A növényzet szerkezete az élőhely fontos jellemzője, amely a kezelés módjától függetlenül is meghatározó lehet a gerinctelen közösségek összetételére. A különböző kezelések hatására kialakuló növényzeti szerkezet más-más gerinctelen csoportok számára lehet kedvező.

Élőhelyek kapcsolatának fejlesztése

A tájon belül található élőhelyek között megfelelő átjárhatóság biztosítása szükséges. Az izoláltság csökkentése fontos, az összeköttetések fejlesztése segíti a diverzitás megőrzését (Kormann et al. 2015). Állandó, nem termelési célú élőhelyi elemek – pl. mezsgyék, fasorok – létrehozása növeli a táj biológiai értékét az intenzívebbé váló mezőgazdasági környezetben (Rada et

al. 2014, Mazalová et al. 2015). Ezek az elemek nemcsak az élőhelyek közötti összeköttetéseket javítják, de menedéket nyújthatnak a kezelésre érzékeny fajok állományainak is.

3.4.4.2. Hasznosítás helyes megválasztása

A fejezet korábbi részeiből kiderült, hogy a legfontosabb kezelési módszerek eltérő módon hatnak a vizsgált célcsoportokra. Ami hasznos az egyiknek, károsíthatja a másikat. Eközben pedig a gazdasági szempontokat sem lehet minden esetben figyelmen kívül hagyni. Milyen célokat lehet kitűzni és hogyan lehet a legjobban végrehajtani őket?

A gyepek fenntartása, amikor természetvédelmi és termelési cél sincs

Ha egy gyepterületen nincsenek termelési igények és a terület gerinctelen faunája valamilyen oknál fogva elhanyagolható jelentőségű, akkor is érdemes lehet fenntartani. Ez speciális eset, olyan példákat lehet itt említeni, mint intenzíven használt füves repülőgép kifutópályák, kultúrtörténeti jelentőségű gyepterületek. Egyes esetekben ilyenek lehetnek az értékes területek körül, azok védelme érdekében kialakított puffervónak is. Itt a kezelés legfontosabb szempontja a magának a gyepeknek a fenntartása, a leggazdaságosabb módszerrel. Gaisler és munkatársai (2004) szerint, amennyiben nincsenek mezőgazdasági célok, a szárazítás az egyetlen olyan módszer, amivel a gyepek hosszú távon és költséghatékonyan fenntartható.

Gyepterületek fenntartása intenzív kezelés mellett

A legjobb termőhelyi adottsággal rendelkező, hosszú ideje intenzíven használt gyepek a mezőgazdaság fontos színhelyei, ahol a gazdasági érdekek a gazdálkodás intenzitásának magasán tartását indokolják. Ezeken a területeken a gerinctelen közösségek rendszerint alacsony faj- és egyedszámúak, jellemzően a rendszeres, intenzív zavaráshoz hozzászokott fajok alkotják. Ahol nincsenek kiemelt gerinctelen értékek, ott az intenzív gazdálkodás – gerinctelen élőlények szempontjából – megtartható. Természetesen ezekből a gyepekből is lehetne ökológiai szempontból értékesebb élőhelyeket létrehozni. Ehhez azonban az kell, hogy a gazdálkodó érdekelt legyen a változtatásban. Erre az ökológiai állapotok fejlesztését megcélzó agrártámogatások lehetnek a legalkalmasabbak.

A teljes közösség vagy kiemelt csoportok védelme

Azokon a gyepeken, ahol védelmet, egyedi kezelést igénylő fajok nem élnek, olyan kezelési módszerek alkalmazása célszerű, amely az ott élő gerinctelen közösség diverzitását általánosan képes hatékonyan megőrizni vagy

fejleszteni. Ez – eltérő szabályozás vagy támogatás hiányában – minden mezőgazdasági hasznosítás alatt álló gyepterületre érvényes lehet. Ilyen általánosan kedvező hatású megoldás gerinctelenek esetében a gazdálkodási intenzitás csökkentése, extenzív szinten tartása. Ez megoldható gerinctelenbarát gépi beállítások alkalmazásával, a kezelések számának, a kijuttatott tápanyagpótló anyagok mennyiségének vagy az utóbbi kettő kombinációjának csökkentésével.

Lényegesen kisebb területen élnek védelem alatt álló vagy ritka, élőhely specialista, veszélyeztetett fajok. Ezek megőrzése érdekében egyedi szabályok betartása is szükséges lehet. Ez jogszabályi és agrártámogatási előírásokon keresztül is elérhető. Konkrét területre, szakemberek javaslata alapján érdemes a kezeléseket megtervezni és kivitelezni. A kutatási eredmények felhívják rá a figyelmet, hogy a különböző kezelések különböző célcsoportokra különböző módon hatnak. Egy kiválasztott gerinctelen csoport érdekében végzett kezelés más csoportokra negatívan hathat, ezért miközben az egyiket megsegítjük, a másikat veszélyeztethetjük.

Kaszálás vagy szárazúzás?

A kaszálás és a szárazúzás napjainkban a gyepek fenntartásának legnépszerűbb gépesített megoldásai. Utóbbi módszer széles körű elterjedése viszonylag újabb folyamat, így hatásairól csak kevés tudással rendelkezünk, különösen a gerinctelenekkel kapcsolatban. Míg a növények szempontjából általában mindkettő kedvező hatású, a gerinctelenekre többnyire negatívan hatnak – ebből a szempontból nehéz közülük választani.

Néhány éves időtartamban a szárazúzás képes olyan mértékben helyettesíteni a kaszálást, hogy az élőhely tulajdonságaiban nem történik jelentős változás (Gaisler et al. 2004, Mašková et al. 2009, Pavlů et al. 2016). Különösen igaz ez, ha egy helyett évente két alkalommal történik a szárazúzás (Gaisler et al. 2019). Ugyanakkor hosszabb időtartam alatt az élőhely minőségi mutatói romlani kezdenek, a növényzet fajösszetétele megváltozik, fajszáma és diverzitása is csökken, a talaj szervesanyag tartalma és annak növények által történő felhasználhatósága is kedvezőtlenül alakul (Kaštovská et al. 2005, Gaisler et al. 2019).

A szárazúzás fentiek miatt hosszú távú élőhelymegőrzésre alkalmatlan, sőt kedvezőtlen módszer, alkalmazása önmagában nem ajánlott. A kaszálás alkalmanként (pl. néhány évente) szárazúzással helyettesített, kombinált használata ökológiailag elfogadhatónak tűnik és – ha nem elsődleges cél a gazdasági termelés biztosítása – pénzügyi szempontból is kedvező megoldást jelenthet (Liira et al. 2009).

3.4.4.3. Búvósávok kialakítása

A gerinctelen fajok esetében láthattuk, hogy maga a kezelés általában kedvezőtlenebb hatásokkal jár, mint a kezelés hiánya. A kezelt és kezeletlen területek együttes jelenléte a tájban ugyancsak kedvezőbb, mint valamelyikük egyedüli megléte. Ezt az együttes jelenlétet kisebb léptékben, egyetlen kezelési egységen belül is ki lehet alakítani. Az egy földterületen belül egy vagy néhány évig kaszálatlanul hagyott részterületeket búvósávoknak nevezik. Kaszálás, szárazúzás és legeltetés mellett egyaránt kialakíthatók. A meglétük hatását bemutató publikációk kivétel nélkül kedvező hatásokról számolnak be. Melyek a legfontosabb szempontok a búvósávok kialakítása és fenntartása során?

Búvósávok mérete

A búvósávok mérete meghatározható a kezelt terület százalékos arányával, vagy konkrét méretadatokkal. A százalékosan megadott értékekkel kapcsolatban problémát jelenthet, hogy többnyire nem derül ki, az így megadott terület egyetlen vagy több – pontos mérettel ugyancsak nem megadott – foltban helyezkedik el. A százalékos aránnyal dolgozó publikációk szerint a kaszált területeken a 10-25%-nyi kaszálatlan terület meghagyása kedvező hatással van a terület gerinctelen csoportjaira (Kühne et al. 2015, Révész et al. 2024).

A konkrét méretekkel jellemzett búvósávok hatását bemutató publikációk gyakran nem tartalmazzák a teljes parcella méretét és a búvósávok számát. Ilyen esetben nem lehet megmondani, hogy a búvósávok a terület hány százalékát fedik le, így a százalékokkal dolgozó kutatások eredményeivel korlátozottan hasonlíthatók össze. Méretekkel megadott búvósávok esetén változatos értékekkel találkozhatunk: 50-150 méter széles (Cattin et al. 2003), 20 méter széles (Déri et al. 2007), 10 méter széles, 30-50 méter hosszú (Entling et al. 2008), 10 méter széles, 50 méter hosszú (Schwarz et al. 2023) 3 és 9 méter széles, 100 méter hosszú (Révész et al. 2024.). Ezekben az esetekben is a gerinctelenek számára mindig kedvezőbb volt a búvósáv, mint a kaszált terület.

Egyedül Révész et al. (2024) vizsgálta, hogy a százalékos értékekkel megadott, különböző méretű területeken belül van-e jelentősége a búvósávok konkrét méretének. Azt állapította meg, hogy 10%-os kiterjedés mellett a szélesebb (9 méter), 25%-os visszahagyás mellett a keskenyebb (3 méter) búvósávok alkalmazása volt kedvezőbb a gerinctelenekre.

A szomszédos erdők széle mentén kialakított búvósávok esetén Tölgyesi et al. (2018) a gyepek és az erdők faunája közötti átmozgások során. Keskenyebb (5 méter széles) sávok meghagyása esetén azt tapasztalták, hogy a gyepi fajok

erdőkben történő terjedéséhez vezettek. Ugyanez a hatás szélesebb (10 méter széles) bűvósávok esetén már nem volt megfigyelhető.

A fentiekből kitűnik, hogy már magának a bűvósávnak a meghagyása is kedvező hatással jár. A bűvósávok kiterjedésének meghatározása a kezelendő földterület kiterjedésének ismeretében, a megadott tartományokon belül a gazdálkodó belátására bízható, vagy agrártámogatási, jogszabályi előírásokkal is motiválható.

Bűvósávok elhelyezkedése

A kaszálatlan sávokat célszerű a terület szegélyeivel érintkező módon kijelölni. A kezelésekkal nem érintett szegélyekben a kezelésre érzékeny fajok tartósan fennmaradhatnak. A szegélyek mentén, azokkal érintkezve kialakított bűvósávokban ezért ezek a csoportok könnyebben fennmaradnak, innen pedig könnyebben benépesítik a kezelt területet (Rada et al. 2014, Mazalová et al. 2015). Amennyiben egyetlen földterületen belül különböző adottságú élőhelyek vannak, a bűvósávokat célszerű úgy kialakítani, hogy mindegyik érintve legyen. Cattin és munkatársai (2003) nedves élőhelyek esetén a nedvesség grádiens mentén olyan bűvósáv elrendezést javasolnak, amely a nedvesebb és szárazabb vegetációs zónákat egyaránt érinti. Ez változatosabb összetételű fajkészlet fennmaradását teszi lehetővé.

Bűvósávok fenntartási ideje és módja

A kezelt és nem kezelt helyek éves léptékben történő változtatását a szakirodalmak „rotáció”-ként emlegetik, míg az egy kezelési szezonon belüli szakaszos kezelés kijelölését a „diverzifikáció” szóval illetik.

A bűvósávokat általában évente, vagy minden kezelési időszakban, a földterület más-más részén célszerű kijelölni (pl. Entling et al. 2008). Ebben az esetben a kezelt és nem kezelt területek rendszeresen, sűrűn váltakoznak, a szukcessziós hatások nem tudnak a kezeletlen területen érvényesülni, így a gyepek minősége a gazdálkodó és a gerinctelenek számára sem változik jelentősen egy év alatt. A bűvósávok kijelölése több éves időtartamra is megtörténhet, Cattin és munkatársai (2005) 3-10 év közötti periódusokat javasolnak. Megfelelően nagy kiterjedésű földterület esetén különböző korú bűvósávokkal különböző szukcessziós állapotokat is fenn lehet tartani. A bűvósávokat azonban nem lehet a végtelenségig egy helyen tartani, mert a szukcessziós folyamatok miatt egy idő után elveszíthetik gyepek jellegüket. (Cremene et al. 2005, Baur et al. 2006).

A diverzifikáció lényege, hogy a gazdálkodó a teljes földterületét nem egy alkalommal kezeli meg, hanem több részre osztja, a kezeléseket ugyanabban az évben, de eltérő időpontban végzi el. Ez szakaszos kaszálásnak is

nevezhető. Mire a későbbre időzített kezelést elvégzik, az elsőnek kezelt részterületen már jelentős mértékben regenerálódik a növényzet, így a később kezelt területről ide menekülő gerincteleneket kedvezőbb állapotok várják. A módszer kedvezően hat a gerinctelenek biodiverzitásának megőrzésére (Cizek et al. 2012).

Búvósávok kialakítása legelőkön

Búvósávokat nemcsak kaszálókon, de legelőkön is ki lehet alakítani, az arra érzékeny csoportok védelme érdekében. A legelőkön kialakított búvósávok alapelvei és hatásai hasonlóak a kaszált területeken tapasztaltakhoz. Különbséget jelent, hogy az állatok kizárását ideiglenes mechanikai akadályokkal, például villanypásztor kiépítésével kell biztosítani (Kruess & Tscharrntke 2002, Ausden et al. 2005).

3.4.4.4. Kezelés időpontjának helyes megválasztása

A kezelés időpontját az adott területen megvalósítandó célhoz kell igazítani. Az egy adott területen élő, hagyományostól eltérő kezelést igénylő fajok előfordulásáról a természetvédelmi kezelő rendelkezik információval. Erről a gazdálkodónak is tudomást kell szereznie valamilyen módon. Minél több egyedi beavatkozást igénylő taxonra kell koncentrálni, annál jobban szűkülnek a lehetőségek. Szélsőséges esetben a fokozott gondoskodás is vezethet természetvédelmi érdekek sérüléséhez.

Általános eset

A gazdálkodó a gyepterületen akkor végzi el a kezelést, amikor a hasznosítható biomasza mennyiségi és minőségi szempontból is optimális. Amennyiben nincs eltérő természetvédelmi érv, a kezelés végrehajtása ennek megfelelően történhet.

Kiemelt célcsoport védelme

A hagyományos kezelési időpontot módosíthatják olyan természetvédelmi szempontok, amelyeket egy taxon védelme érdekében érvényesíteni kell. A kezelést ebben az esetben a célcsoport számára legkedvezőbb időpontban kell elvégezni. Jól ismert példa a vérfű hangyaboglárka védelmének esete. A hagyományosan június-augusztus közötti időpontban végzett első- vagy másodkaszálások csökkenthetik a lepkék petézésére alkalmas őszi vérfű virágzatok számát, vagy a már lerakott petéket, hernyókat károsíthatják. A hagyományos időszak helyett ezért a szakemberek a késői, szeptemberi kaszálást javasolják (Johst et al. 2006, Grill et al. 2007).

Különböző igényű célcsoportok védelme

Ugyanazon a földterületen élő, különböző igényű célcsoportok védelme során az egyes csoportok érdekei a másik miatt is sérülhetnek. A természetvédelmi kezelő feladata, hogy a prioritásokat megállapítsa, sok esetben nem lehet minden gerinctelen igényeinek egyformán megfelelni. Az alábbi két példával hívjuk fel a figyelmet arra, milyen konfliktusok származhatnak a fajspecifikus kezelési módszerek alkalmazásából.

Georgi és munkatársai (2022, 2023) kis kiterjedésű erdei tisztások, rétek fenntartását vizsgálták, amely csak rendszeres szárzúzással volt megvalósítható. Tapasztalatuk szerint a vizsgált rovarcsoportok lárvái zömmel nyár elejéig kifejlődtek és elhagyták a növényzetet. Júniusban kevés volt a rovarlárva, rájuk való tekintettel a szárzúzást arra az időszakra javasolták. Megállapították azt is, hogy a viráglátogató rovarok számára a virágbősséggel járó nyári hónapokban végzett beavatkozás veszélyes, nekik később, szeptemberben lenne kedvező a kezelés. Meghatározott darázs-fajokat vizsgálva pedig arra jutottak, hogy azokat a szeptemberi kezelés veszélyezteti, míg a nyári kezelés kedvezőbb hatással járna.

A fenti eredmények alapján, ha mindhárom csoportra figyelemmel szeretne lenni a kezelő, júniustól szeptemberig nem végezhetne munkát. Meg kell jegyezni, hogy a téli nyugalmi állapotban végzett kezelések a növényzetben inaktív módon áttelelő rovarokat jelentősen károsíthatják (Cattin et al. 2003). Mindezeket figyelembe véve egy alig néhány hónapos időszak lenne alkalmas a kezelés elvégzésére – ha azt más, eddig nem kutatott gerinctelen csoport védelme nem csökkentené még jobban. A jelentősen leszűkülő kezelési időszak csökkenti annak az esélyét, hogy a kezelés elvégezhető lesz.

A haris nedves réteken élő, földön fészkelő, veszélyeztetett madárfaj. Fészkelési időszakában – Magyarországon május közepétől augusztus közepéig – a fészkelőhelyét nem szabad kaszálni, mert az a fészkelés sikerességét veszélyezteti (Viszló 2011). Ugyanilyen élőhelyen előfordulhat a vérfű hangyaboglárka is, amelynek védelme érdekében a szakemberek a kaszálást csak szeptemberben, akkor is csak a hernyóknak a növényzetből a talaj szintjére történő áthelyeződését követően tartják elfogadhatónak (Grill et al. 2007). A május közepétől szeptember közepéig tartó kaszálási korlátozás miatt a gazdálkodó a betakarítható takarmány mennyiségéből és minőségéből is jelentős mértékben veszíthet. Ha a kaszálás gazdaságtalanná válik számára, nem éri meg elvégeznie. A kaszálás rendszeres elmaradása ugyanakkor a szukcessziós folyamatok beindulásához vezet (Moog et al. 2002), így az élőhely bizonyos idő múlva mindkét kiemelt faj számára alkalmatlanná válik. Ebben az esetben minden érdekelt vesztesként kerül ki a szituációból.

Amennyiben a kiemelt csoportok védelme a kezelésre alkalmas időszakot drasztikusan lerövidítené, a következő megoldásokban lehet gondolkodni:

- a) a gazdálkodó anyagi támogatása, hogy a számára egyébként alkalmatlan időben végzett kezelés miatt kisebb hozammal és/vagy rosszabb minőségben betakarított javai ellenére mégis motivált maradjon a kezelésben. Ettől természetesen nem lesz több takarmánya. Ha szüksége van rá, más helyről kell pótolnia, ami az érintett helyeken intenzívebb kezelést vonhat maga után.
- b) táji léptékű gondolkodás és cselekvés alkalmazása. Hasonló jellegű élőhelyek táji szintű együttes jelenléte esetén biztosítani kell, hogy mindig legyenek a kiemelt értékek és a gazdálkodók számára is alkalmas területek. Ez akkor működhet, ha a gazdálkodónak nem csak egy földterülete van meghatározott környezetben, és ha van olyan személy vagy szervezet, aki képes ennek napi szintű koordinálására.

3.4.4.5. Kezelést végző eszközök megválasztása és technikai beállításai

Napjainkban elképzelhetetlen a gazdálkodás, de még a természetvédelmi helyreállítás is gépi munkavégzés nélkül. A kezelést végző eszközök azonban a gerinctelenek jelentős pusztulását okozzák. Bizonyos mértékű negatív hatás elkerülhetetlen. Néhány szempont mérlegelése esetén azonban ez a hatás mérsékelhető lehet.

Megfelelő eszköz kiválasztása

A vizsgált publikációk nem találtak statisztikai különbséget az alternáló kaszák és a forgó kaszák által okozott direkt pusztulások mértéke között (Schwarz et al. 2023, Berger et al. 2024, von Berg et al. 2024). Hazai, statisztikai kiértékelés nélkül publikált tapasztalatok az alternáló kaszát kedvezőbbnek tartják a forgó kaszáknál, utóbbiak közül pedig a rotációsat tartják jobb megoldásnak a dobos kaszához képest (Viszló 2011). Sajnos, a kaszálás közvetett hatásával foglalkozó vizsgálatokhoz képest a direkt hatásokat bemutató publikációk száma kevés, a vizsgált élőhelyek, fajok, az alkalmazott eszközök és beállításai változatosak. Ezért egyértelműen nem mondható ki, hogy melyik a legkedvezőbb kaszálási eszköz.

A szakirodalmak egyetértenek abban, hogy a szársértő alkalmazása kaszálás során jelentősen növeli a gerinctelenek pusztulását a hagyományos kaszálási eljáráshoz képest. Az intenzíven kezelt, fajszegény és alacsony egyedszámú gerinctelen közösségeket tartalmazó területeken való használata feltehetően nem okoz jelentős károkat. A természetközeli, értékes közösséget őrző gyepjárásokban azonban nem szabad használni.

Gépek mozgása által okozott hatások mérséklése

A kezelést végző gépek kerekei jelentős nyomást fejtenek ki a felszínre, ami tömöríti a talajt és a vízáteresztést is csökkenti (Sochorec et al. 2015), így az élőhely átalakulásához vezethet. A kerekek által okozott direkt pusztulás is jelentős veszteséget okoz a gerinctelen közösségben (Humbert et al. 2010a).

A vontatott eszközök használata (kasza, szárzúzó) a traktorra függesztett eszközökhöz képest további kerekek alkalmazásával jár. A taposási kár csökkentése érdekében javasolt függesztett eszközök használata. (A függesztett és vontatott eszközök vágási, zúzási hatásait összehasonlító tanulmányt nem találtam.)

A munkafelület növelése, szélesebb kezelő adapter használata csökkenti a területen a géppel megtenni szükséges fordulók teljes hosszúságát, ami kevesebb taposási kárhoz vezethet. Ugyanakkor előfordulhat, hogy a szélesebb kezelő felület elől nehezebben tudnak elmenekülni a gerinctelenek, így növekedhet a kezelési mortalitás. Ez a kérdés további vizsgálatokat igényel.

Kaszálás magasságának helyes megválasztása

A megvizsgált publikációkban – Humbert et al. (2010a), Berger et al. (2024), Schwarz et al. (2015) – 3 és 15 cm magassági szélsőértékek között dolgozva nem találtak összefüggést a kaszálási magasság és a gerinctelenekre gyakorolt direkt hatás között. Közvetett hatás azonban kimutatható: Török és munkatársai (2013) szerint 4 cm magas kaszálás esetén a növényzet felnyílik, borítása csökken, míg 8-12 cm magasságban végzett kezelés mellett ez nem figyelhető meg.

Az élőhely hosszú távú kedvező fenntartása érdekében ezért legalább 8 centiméter magas kaszálási szinttel javasolt dolgozni.

Kaszálás sebessége

A kaszálás sebességének hatása gerinctelenek esetén még kevésbé ismert. A vizsgált publikációk szerint a 3-5 és 8-9 km/h sebességgel haladó gépek (Déri et al. 2007), illetve az 5, 8, illetve 12 km/h sebességgel haladó gépek (von Berg et al. 2024) direkt hatása között nem volt különbség. Ugyanakkor von Berg et al. (2024), még publikálatlan eredményeire hivatkozva jelezte, hogy 12 km/h felett a negatív hatás már kimutatható. Fentiek alapján a hagyományos, alacsony sebességű kaszálás alkalmazása javasolt.

Kaszálás napközbeni időzítése

A kora reggel, vagy más, hűvös, harmatos körülmények között végzett kaszálás jelenős negatív hatással lehet azokra a gerinctelenekre, amelyek az ilyen időszakokban inaktívak, mozgásra nem vagy csak korlátozottan képesek

(Dover et al. 2010). Javasolt ezért a gépi munkákat száraz, naposabb időjárási körülmények között végezni.

Gerincteleneket riasztó eszközök felszerelése

Míg a gerincesek védelme érdekében alkalmazott vadriasztó láncok mortalitást csökkentő hatása jól ismert, addig a gerinctelenek esetében, hasonló riasztási módszerek még nem hoztak áttörő sikert. Viszló (2011), statisztikai szintű elemzések bemutatása nélkül publikált eredményei szerint a vadriasztó lánc használata, főleg a róla lelógatott láncok sűrűségének fokozása csökkenti a gerinctelenek pusztulását. Ez a hatás azonban csak a mozgékonyabb csoportokra érvényesülhet.

A vadriasztó lánc használata tehát gerincteleneknél is előnyökkel járhat, használata javasolt.

3.4.5. Konklúziók

Az emberi tevékenységek hatására létrejött gyepeket csak a rajtuk végzett gazdálkodás, kezelés képes fenntartani. Gazdálkodási, kezelési céltól függően különböző tevékenységek zajlanak a gyepterületeken. Ezek a beavatkozások hatással vannak az élőhelyre és az ott élő fajokra egyaránt. Kedvező és kedvezőtlen hatások egyaránt bekövetkezhetnek, ezért a megfelelő módszerek kiválasztására fokozottabb hangsúlyt kell fektetni.

A kezelések során azonnal jelentkeznek a közvetlen hatások. A kezelést végző eszközök, állatok által kiváltott direkt hatások negatívak, mert a gépek és állatok taposása, a vágó és zúzó felületek mozgása, forgása sérüléseket és pusztulásokat eredményez a gerinctelenek között. A veszteség ilyenkor hirtelen következik be és jelentős mértékű. Az egyes gerinctelen csoportokra – testfelépítéstől, mobilitástól függően – eltérően hathatnak a kezelések. A vizsgált tanulmányok bebizonyították, hogy az eszközök helyes megválasztásával és alkalmazásával a direkt hatások által okozott veszteségek mérsékelhetők.

A kezelések által hosszabb távon okozott, közvetett hatások összetett folyamatok révén érvényesülnek. Ezeket a kezelési módszer és az élőhely jellege egyaránt befolyásolhatja. A kezelések közvetett hatásainak megítélése pedig attól is függ, milyen gerinctelen csoportot vizsgálunk meg. Nincs olyan kezelési módszer, ami minden körülmény között kedvezően hat. A kezelés hatását jelentősen befolyásolják az élőhelyre jellemző abiotikus környezeti tényezők, a növényzet szerkezete és magassága. A kezelés intenzitásának szélsőségesen alacsonyan tartása a gyepek cserjésedéséhez vezet, míg a fokozott intenzitás az élőhelyen belüli változatosság csökkenésével,

homogenizálódással jár, ami ugyancsak kedvezőtlen a gerinctelenek számára. Mivel az élőhelyek jellemzően hasonló vagy különböző élőhelyek által képezett hálózatot alkotnak, a táj szerkezete, az élőhelyek kapcsolata, átjárhatósága is meghatározó lehet. Akárcsak a direkt hatások esetén, a közvetett hatások érvényesülése esetén is fontos, hogy milyen élőlény csoportot vesz egy vizsgálat célba. A testfelépítés és mobilitás mellett nagy jelentősége van a csoport alkalmazkodó képességének is, a szűk tűrésű fajok általában érzékenyebbek az élőhelyen bekövetkező változásokra. A tág tűrésű fajok jobban elviselik a beavatkozásokat és kedvezőtlenebb viszonyok kialakulását is nagyobb eséllyel élik túl.

Univerzális megoldások nem léteznek. A fenntartható gazdálkodás csak úgy biztosítható, ha megfelelő tervezés előzi meg, a kivitelezés pedig tekintettel van az adott élőhely és az ott élő fajok igényeire. Több lehetőség és nagyobb mozgástér áll rendelkezésre, ha nemcsak a kezelendő földterület határain belül, hanem táji léptékben gondolkodhatunk. A táji szinten vegyesen alkalmazott kezelési típusok, különböző kezelési intenzitások, a térben és időben diverzifikált kezelési aktivitás változatos élőhelykomplexek fennmaradásához járulhat hozzá. Ha csak magán a kezelt földterületen zajló folyamatokba van lehetőség beleszólni, korlátozottabbak a lehetőségek. Fontos a gazdasági és az ökológiai célok, szempontok egyensúlyának helyes megválasztása. Egy földterületen belül is lehetőség van a tér- és időbeli diverzifikációra. A bűvósávok megfelelő módon történő kijelölése a kezelésre érzékeny fajok védelmének legegyszerűbb, de hatékony módszere. Ha a területen a kezelésre érzékeny gerinctelen csoport előfordulása ismert, az annak életmenetéhez igazított időbeli tervezés és helyes intenzitás megválasztása megelőzheti károsodását. Eközben a többi gerinctelen csoportra is figyelemmel kell lenni, mert miközben az egyiket megsegítjük, könnyen károsíthatjuk egy másik állományát.

Fontos, hogy a jövőben a gazdálkodók, kezelők érdekeltek legyenek a helyes tevékenység megválasztásában. Szükség van a tudományos kutatások eredményeinek a gyakorlatba történő átültetésére. A változás a tudás átadásával, szemléletformálással vagy támogatással is elérhető. A fenntartható gazdálkodás megvalósítása érdekében nyújtott agrártámogatások alkalmazása során fontos, hogy ne csak azt tudják a gazdálkodók, mit kell csinálniuk, hanem azt is, miért kell éppen úgy csinálniuk. A helyes kezelési gyakorlat alkalmazása tervezést és odafigyelést igényel, de nem lehetetlen feladat.

4. Összefoglaló

A gyepek világszerte elterjedt, változatos megjelenésű, magas diverzitású élőhelyek, amelyeken sok esetben valamilyen gazdálkodás folyik. Fenntartásuk sok esetben már elképzelhetetlen az emberi tevékenységek nélkül. A nem megfelelő gazdálkodás az élőhelyek teljes átalakulásához vezethet és az ott élő fajok állományait veszélyeztetheti. A fenntartható gazdálkodás biztosítása érdekében kiemelten fontos, hogy a kezelések hatásmechanizmusát megismerjük. Olyan módszerek kidolgozására és használatára van szükség, amelyek hosszú távon is fenntartják a gyepek életközösségeit.

Doktori dolgozatomban arra kerestem a választ, hogyan hatnak a leggyakoribb gyepterkezelési módszerek a kezelt területeken élő gerinctelen közösségekre. Kiemelt figyelmet fordítottam a csigákra, amelyek a nedves rétek jellegzetes, de kevésbé kutatott csoportjai közé tartoznak. Csigaközösségeken végzett két, kísérletes vizsgálatom a kaszálás és a szárzúzás hatásainak megismerését célozta meg. Egy harmadik tanulmányban a csigáknál felmerülő, a kutatások eredményét befolyásoló módszertani kérdést vizsgáltam meg. A negyedik tanulmány egy részletes áttekintés, amely elsősorban a Közép-Európára vonatkozó, gerinctelen fajokon végzett gyepterkezelési vizsgálatok eredményeit dolgozza fel. A feldolgozott publikációk alapján összeállítottam, hogy az egyes gazdálkodási módszerek kedvezőtlen hatásainak mérséklésére a tudományos munkák milyen gyakorlati alkalmazások megvalósítását szorgalmazzák. Céloom, hogy a tudományos eredmények a területek kezelésén dolgozó gyakorlati szakemberek számára is elérhetőek és közérthetőek legyenek.

Első tanulmány: Kaszálás hatása nedves rétek csigaközösségére

A nedves rétek törékeny ökoszisztémák, az ott élő csigaközösségek változásai pedig megbízható indikátorként szolgálnak az ökológiai állapotuk tekintetében. Ebben a tanulmányban egy kísérletes vizsgálatot végeztünk, hogy felmérjük a kaszálás hatását a nedves réteken élő csigaközösségekre. Egy kísérleti kezelési elrendezéssel megerősítettük, hogy a kaszálás negatív hatásokkal járt, ami a fajok számának, a fajok jelenlétének és a Shannon-diverzitásnak a csökkenéséhez vezetett közösségi szinten.

A nedves élőhelyeken végzett kaszálás a jellemzően szárazabb élőhelyekhez kötődő csigafajok számára tűnt kedvezőnek. Ez arra utal, hogy a kaszálás az eredeti élőhely átalakítását segíti elő. Hosszú távon a kaszálás negatív hatásai még kedvezőtlenebb feltételekhez vezethetnek az eredeti ökoszisztémák

számára. Az eredmények hangsúlyozzák annak fontosságát, hogy ezeket a káros hatásokat a nedves rétek kezelési terveinek kialakítása során figyelembe kell venni. Javasoljuk, hogy a rendszeresen kaszált területeken tartsanak fenn kaszálatlan foltokat, hogy azokon az eredeti életközösség fenntartható legyen.

Második tanulmány: Kaszálás és szárazítás hatása csigaközösségekre: egy nedves réten végzett kísérlet

A nedves rétek ősidők óta a gyepgazdálkodás helyszínéként funkcionálnak. Az új módszerek és az egyre intenzívebb mezőgazdasági gyakorlat jelentősen átalakítják ezeket az értékes élőhelyeket. Míg a kezelések vegetációra gyakorolt hatása valamelyest ismert, az állatközösségek, különösen a gerinctelenek sorsáról keveset tudunk. Munkánk során egy gyepkezelési kísérlet beállításával vizsgáltuk a kaszálás és a szárazítás nedves réteken élő csigaközösségekre gyakorolt hatását.

Eredményeink azt mutatják, hogy a kezelés megkezdése után alig több mint egy évvel már jelentős változások figyelhetők meg a vizsgált csigaközösségekben. Ennyi idő alatt a kaszálás negatív hatása egyértelművé vált, míg a szárazítás nem vezetett jelentős változásokhoz. Rövid távú beavatkozások során a szárazítás alkalmas kezelési megoldásnak tűnik, amely nélkülözi a kaszálás által kiváltott negatív hatásokat. A gyepek hosszú távú fenntartása nem csak az élőhelyek szerkezetének, hanem a minőségük és a biológiai sokféleségük megőrzése szempontjából is figyelmet érdemel. A kaszálás általunk tapasztalt negatív hatásaira való tekintettel, kulcsfontosságúnak tartjuk a megfelelő kezelési módszerek kiválasztását.

Egy adott területen számos gerinctelen csoport található, amelyek eltérően reagálhatnak a beavatkozásokra. Szükségesnek tartjuk ezért hasonló vizsgálatok elvégzését más csoportokon is. Noha a különböző kezelési módszerek egy év alatt bekövetkező hatásairól szerzett tapasztalatok hasznosak, még mindig hiányzik a gyepkezelések hosszú távú monitorozásáról, különösen a nedves réteken végzett szárazítás hatásairól szóló tapasztalatok. Kulcsfontosságú lenne ezért hosszú távú kutatási programok kezdeményezése és működtetése. A jövőben a fenntarthatóság biztosítása érdekében a gazdasági megfontolások mellett a rétgazdálkodások ökológiai szempontjait is figyelembe kell venni.

Harmadik tanulmány: Módszertani különbségek hatása szárazföldi csigákon végzett vizsgálatok eredményeire

A külső, meszes vázzal rendelkező csigák héjai haláluk után huzamosabb ideig a területen maradhatnak. A leggyakoribb malakológiai mintavételi módszerek élő egyedeket és üres héjakat egyaránt begyűjthetnek. Az élő egyedeket és az

üres héjakat számos kutatás nem különíti el egymástól, amikor a nedves réteken zajló környezeti változások, kezelések hatását vizsgálja. A kutatások során nyert adatok elemzése során fontos volna tudni, hogy az élő egyedekkel kapott eredmények eltérhetnek-e az élő egyedeket és üres héjakat egységesen kezelő eredményektől.

A második tanulmány készítése során elemzett élő csigaegyedek adatait kiegészítettük a velük azonos időben és ugyanolyan módon gyűjtött üres héjak adataival. Ezután megvizsgáltuk, hogy az élő egyedek és üres héjak által képviselt összevont kategória elemzésének eredményei mennyiben térnek el a csak élő egyedekkel végzett vizsgálatok eredményeitől. Az üres héjak beszámításával kapott egyedszám átlagosan hatszorosa volt a csak élő egyedekkel kapott értékhez képest. Az élő egyedek és üres héjak közötti különbség fajokként eltérő mértékű volt, a legszélsőségebb esetben 12-szer annyi üres héj volt, mint élő egyed. A kisebb fajok esetében nagyobb arányú különbséget tapasztaltunk, mint a nagyoknál. Ezt a jelenséget szaporodásbiológiájukról és életmenetükből adódó sajátosságok okozhatják. A kezelés hatása különbözött az élő egyedek adataival végzett, illetve az élő egyedekkel és üres héjakkal együttesen végzett elemzések eredményeként. Élő egyedek esetén a kaszált területeken az egyedszám, fajsza szám csökkent és az egyenletesség nőtt a kontroll területekhez képest, ugyanakkor a szárazzásnak nem volt hatása. Az üres héjak bevonása esetén a kezelés után a kezelt területek nem különböztek a kontroll területtől. Üres héjak bevonása mellett az egyedszám mindhárom kezelési típus területén csökkent, ami pusztán az élő egyedek vizsgálata során nem jelentkezett.

Az üres héjak beszámítása fentiek alapján befolyásolhatja a vizsgálatok végeredményét, következtetéseit. Az üres héjak hatása jelentős mértékben függhet az élőhely adottságaitól, illetve a vizsgált fajok tulajdonságaitól. Szükség lenne ezért arra, hogy a jövőben, különböző élőhelyeken, minél több kutatás során megvizsgálják a két létállapot okozta hatásokat. Tisztázni kell, hogy az üres héjak élő egyedekkel egyenértékű alkalmazásának van-e létjogosultsága, és ha igen, milyen esetekben lehet csak elfogadni.

Negyedik tanulmány: Különböző gyepterkezelési módszerek természetvédelmi vonatkozásai Közép-Európában

Napjainkban a gyepek legnagyobb része valamilyen beavatkozás, gazdálkodás kapcsán emberi hasznosítás alatt áll. A gazdálkodás az élőhelyek szerkezetére, tulajdonságaira, az ott élő életközösségek tagjaira egyaránt hat. A gazdálkodás hatása számos körülménytől függ, amelyek egymásra is hatással lehetnek.

Annak érdekében, hogy összefüggésükben, minél részletesebben bemutathassuk a gyepterkezelések hatását, Közép-Európa területére koncentrálna

összegyűjtöttük a gyepterkezelések élővilágra gyakorolt hatásaival foglalkozó tudományos publikációkat. A kaszálás, legeltetés és szárazítás mellett a gyepek felhagyásának és a tápanyagpótlás hatásait is elemeztük.

A kezelések során közvetlen (direkt) és közvetett (indirekt) hatások jelentkeznek. A direkt hatások jellemzően mechanikai eredetűek, magának a kezelésnek a végrehajtása során jelentkeznek, hatásuk minden esetben negatív. A közvetett hatások a kezelés hosszabb távú következményei, jellemzően az élőhely kezelés következtében történő változásaiból fakadnak. A közvetett hatások kedvezőek és kedvezőtlenek egyaránt lehetnek.

A hatásokat a kezelési módszer, a kezelés intenzitása, az élőhely abiotikus jellemzői, a növényzet szerkezete, a vizsgált gerinctelen csoport tulajdonságai egyaránt befolyásolhatják. A vizsgált élőlények szempontjából azok mérete, testfelépítése, mobilitása és tűrőképessége határozza meg leginkább, milyen és mekkora hatást gyakorol rájuk egy adott kezelés. A kezelések hatásait befolyásolja még a vizsgált terület körüli táj szerkezete, az élőhelyek összefüggősége és átjárhatósága.

Nincs olyan kezelési módszer, ami minden körülmény között kedvezően hat. A fenntartható gazdálkodás csak megfelelő tervezés és kivitelezés alkalmazásával biztosítható. A kezelés kulcsszava a változatosság, amelyet váltakozva vagy kombinálva alkalmazott kezelési típusok, különböző kezelési intenzitások, a térben és időben diverzifikált kezelési aktivitás segítségével lehet elérni. A direkt hatások esetében kiemelt jelentősége van a kezelési eszközök helyes megválasztásának. A közvetlen hatások esetében a kíméleti területek (búvósávok) alkalmazása biztosíthatja a legegyszerűbb, de leghatékonyabb megoldást. A területen élő, természetvédelmi szempontból értékes, egyedi kezelési igényű fajok esetében az azok életmenetéhez igazított kezelés jelenthet megoldást, de ez a kezelés nem sodorhatja veszélybe az ott élő többi csoportot.

A fenntartható gazdálkodás eléréséhez ismerni kell a természetes folyamatokat és törekedni kell az azokat legkevésbé befolyásoló kezelések alkalmazására. A helyes kezelési gyakorlat alkalmazása tervezést és odafigyelést igényel, de nem lehetetlen feladat.

Új tudományos eredmények

- A kaszálás negatívan hat a nedves rétek csigaközösségeire.
- A kezelések közvetett hatása már a kezelés utáni évben kimutatható lehet.
- A szárazításnak a kezelés utáni évben nincs kimutatható hatása a nedves rétek csigaközösségeire.

- Az élő csigaegyedek mellett a friss, de üres héjak figyelembevétele torzítja a kezelések eredményeit.
- A különböző gyepterkezelési módszerek az esetek nagyobb részében negatívan hatnak a gyepekben élő gerinctelenekre.
- Számos, a gyepterkezelések gerinctelenekre gyakorolt hatását befolyásoló tényezőt azonosítottunk.
- Tudományos publikációk eredményei alapján a gerinctelenek számára kedvezőbb kezelési javaslatokat fogalmaztunk meg.

5. Summary

Grasslands are widespread ecosystems with high biodiversity and varied appearance, often shaped and maintained by different forms of land use. Their preservation in many regions is no longer feasible without human intervention. Inappropriate management practices can lead to the complete transformation of these habitats and pose a threat to the species inhabiting them. Therefore, understanding the mechanisms behind different management methods is of utmost importance to ensure sustainable land use. It is essential to develop and implement management approaches that maintain the ecological integrity of grassland communities in the long term.

In my doctoral thesis, I investigated how the most common grassland management practices affect invertebrate communities in managed areas. Particular attention was given to land snails, a characteristic but under-researched invertebrate group of wet meadows. Two experimental studies focused on the effects of mowing and mulching on snail communities. A third study addressed a methodological issue concerning the inclusion of empty shells in malacological research. The fourth study presented a comprehensive literature review of grassland management effects on invertebrates, particularly in Central Europe. Based on the reviewed publications, I compiled practical recommendations promoted by scientific research to mitigate the adverse impacts of specific management techniques. My goal is to make scientific findings accessible and understandable for field practitioners involved in habitat management.

First Study: Mowing wet meadows reduces the health of their snail communities

Wet meadows are fragile ecosystems, and their snail communities can serve as reliable indicators of ecological condition. In this study, we conducted an experimental investigation to assess the effects of mowing on snail communities in wet meadows. The experimental treatment setup confirmed

that mowing exerted negative impacts, leading to reduced species richness, presence, and Shannon diversity at the community level.

Mowing in wet habitats appeared to benefit snail species typically associated with drier environments. This suggests that mowing may facilitate habitat transformation away from its original ecological state. In the long run, the negative effects of mowing could lead to increasingly unsuitable conditions for the original ecosystem. Our findings underscore the importance of incorporating these harmful effects into the development of management plans for wet meadows. We recommend maintaining unmown patches within regularly mown areas to support the persistence of native communities.

Second Study: The effect of mowing and mulching on snail communities: an experiment in wet meadows

Wet meadows have historically served as sites of traditional grassland management. However, novel methods and increasingly intensive agricultural practices have considerably altered these valuable habitats. While the general impacts of management on vegetation are somewhat understood, much less is known about the responses of animal communities, especially invertebrates. In our study, we established a grassland management experiment to examine the effects of mowing and mulching on snail communities in wet meadows.

Our results show that significant changes in snail communities were already observable slightly over a year after the initiation of treatments. During this short period, mowing clearly produced negative effects, whereas mulching did not lead to substantial changes. Mulching appears to be a suitable short-term management solution that avoids the negative consequences associated with mowing.

The long-term maintenance of grasslands must focus not only on habitat structure but also on habitat quality and biodiversity. In light of the negative effects of mowing observed in our study, careful selection of appropriate management methods is crucial.

As invertebrate groups respond differently to interventions, we emphasize the need for similar studies focusing on other taxa. Although short-term insights are valuable, there is a notable lack of long-term monitoring data, particularly regarding the effects of mulching in wet meadows. Long-term research programs are essential. Future management strategies must integrate ecological considerations alongside economic aspects to ensure sustainability.

Third Study: Methodological differences affect the results of studies on land snails

Land snail shells, composed of external calcareous material, can persist in the environment long after the animals' death. The most commonly used malacological sampling techniques typically collect both live individuals and empty shells. Many studies do not differentiate between these two states when assessing the effects of environmental changes or management in wet meadows. However, when interpreting results, it is important to determine whether analyses based solely on live individuals produce different outcomes than those including empty shells. The dataset of live snail specimens collected during the second study was supplemented with data from empty shells collected concurrently and using the same methodology. Subsequently, we examined the extent to which the results of analyses based on the combined category of live individuals and empty shells differed from those obtained using only live specimens. The total abundance calculated with empty shells included was, on average, six times higher than that based solely on live individuals. The discrepancy between live individuals and empty shells varied by species; in the most extreme case, the number of empty shells was twelve times higher than that of live specimens. Smaller species showed greater discrepancies than larger ones, likely due to life-history and reproductive traits.

The treatment effect also differed depending on the type of data used. In analyses based on live individuals, mown areas showed reduced abundance and species richness, and increased evenness compared to controls, while mulching had no effect. In contrast, when empty shells were included, treated areas no longer differed significantly from control sites. Furthermore, including empty shells led to a decrease in abundance across all treatments, a trend not observed when analyzing only live individuals.

These findings indicate that the inclusion of empty shells can influence research conclusions. The significance of their inclusion depends on habitat conditions and species traits. Future studies across various habitat types are needed to further explore the implications of including both life states. It remains to be clarified whether using empty shells as proxies for live individuals is justified, and if so, under what specific conditions.

Fourth Study: Conservation aspects of different grassland management methods in Central Europe

Today, most grasslands are subjected to human use through various interventions and management practices. These activities affect habitat structure, environmental conditions, and the resident biological communities. The outcome of management is influenced by numerous interacting factors.

To provide a detailed overview of the effects of grassland management, we compiled scientific publications focusing on Central Europe that examine the impacts of different practices on grassland fauna. Besides mowing, grazing, and mulching, we also considered the effects of abandonment and fertilization. Management practices result in both direct and indirect effects. Direct effects are typically mechanical, occur during the implementation of the treatment, and are consistently negative. Indirect effects arise from longer-term habitat changes due to management and can be either beneficial or harmful.

The effects may be influenced by the type of management applied, the intensity of the treatment, the abiotic characteristics of the habitat, the structure of the vegetation, and the traits of the invertebrate group under study. From the perspective of the taxa examined, factors such as body size, morphology, mobility, and tolerance levels primarily determine the nature and magnitude of the impact exerted by a given treatment. Additionally, the effects of management are shaped by the surrounding landscape structure, as well as by the connectivity and permeability of habitats. There is no universally favorable management method. Sustainable management can only be achieved through appropriate planning and implementation. The key principle is heterogeneity achieved by alternating or combining management types, applying variable intensities, and diversifying treatments across time and space. In the case of direct impacts, selecting appropriate tools is crucial. For mitigating direct harm, the use of refuge zones (e.g., unmown strips) offers a simple yet effective solution.

For species of conservation concern with specific management requirements, fitted interventions aligned with their life history may be necessary. However, these must not endanger other co-occurring species.

Achieving sustainable grassland management requires a solid understanding of natural processes and a commitment to using methods that minimize disruption. While implementing sound management practices demands careful planning and attention, it is a feasible goal.

Novel scientific findings

- Mowing exerts a negative impact on snail communities of wet meadows.
- Indirect effects of treatments may already be detectable in the year following their application.
- Mulching has no detectable impact on the snail communities of wet meadows in the year after treatment.
- Considering not only live snails but also fresh, empty shells distorts the assessment of treatment effects.

- In most cases, grassland management practices negatively affect invertebrates inhabiting grasslands.
- We identified several factors that influence the effects of grassland management on invertebrates.
- Based on published scientific results, we formulated management recommendations more favorable for invertebrates.

6. Köszönetnyilvánítás

Elsősorban témavezetőmnek, Dr. Barta Zoltánnak szeretnék köszönetet mondani. Köszönöm, hogy kezdetektől fogva, kitartóan segítette és felügyelte munkámat. Nem ismert megoldhatatlan helyzetet, biztatott és támogatott, ha nehéz helyzetből kellett felállni. Tapasztalatára, véleményére mindig számíthattam. Odafigyelésének és aktivitásának köszönhetem, hogy sikerült a doktori dolgozatot elkészíteni.

Dr. Bán Miklósnak, témavezetőmnek köszönöm innovatív ötleteit, technikai kérdésekben nyújtott segítségét. Gyakorlati kérdésekben nyújtott segítsége nélkülözhetetlen volt a kutatások megtervezése és lebonyolítása során.

Dudás Györgynek, a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság szakmai igazgatóhelyettesének köszönöm, hogy vállalati konzulensként, végig közreműködött annak érdekében, hogy a kutatás tervezése, kivitelezése és eredményei a gyakorlati természetvédelmi kezelések tervezése és kivitelezése során is alkalmazhatók legyenek.

Oláh Gergely nélkülözhetetlen segítséget jelentett a terepi munkában és a gyűjtött minták feldolgozásának terén.

Köszönöm Nagyné Kapczár Emesének, hogy folyamatos kapcsolatot biztosított az egyetemmel. Köszönöm, hogy bátran hagyatkozhattam rá az egyetemi ügyintézésnek útvesztőjében, pályázati és tanulmányi kérdésekben mindig számíthattam rá.

Köszönöm Kriston-Kömüves Nórának, hogy az élő csigák és friss héjak kapcsán végzett módszertani vizsgálat során részt vett az adatok feldolgozásában.

Köszönöm Páll-Gergely Barnának, hogy a Putnoki-dombságban végzett kaszálási kísérletünkből készült kéziratához szakmai javaslataival járult hozzá. Köszönöm ifj. dr. Székely Tamásnak a kézirat megfogalmazásában nyújtott segítségét.

A kutatások a Technológiai és Ipari Minisztérium Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapjából kerültek támogatásra, a Kooperatív Doktori Program keretében. A kutatásokat a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal támogatta (NKFIH K138503). A kutatások ideje alatt Dr.

Barta Zoltán témavezetőt a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal támogatta (TKP2021-NKTA-32).

7. Irodalomjegyzék

- Albano, P.G., 2014. Comparison between death and living land Mollusk assemblages in six forested habitats in Northern Italy. *PALAIOS* 29, 338–347. <https://doi.org/10.2110/palo.2014.020>
- Albano, P.G., Strazzari, G., D’occhio, P., Succetti, F., 2015. Field estimates of detectability and site occupancy show that northern Italy forest molluscs are spatially rare and poorly detectable. *Italian Journal of Zoology* 1–17. <https://doi.org/10.1080/11250003.2015.1040084>
- Andrey, A., Humbert, J.-Y., Pernollet, C., Arlettaz, R., 2014. Experimental evidence for the immediate impact of fertilization and irrigation upon the plant and invertebrate communities of mountain grasslands. *Ecology and Evolution* 4, 2610–2623. <https://doi.org/10.1002/ece3.1118>
- Ausden, M., Hall, M., Pearson, P., Strudwick, T., 2005. The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. *Biological Conservation* - *BIOL CONSERV* 122, 317–326. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.021>
- Babálová, M., Štrbová, E., 2014. Influence of grasslands management on diversity of the diurnal butterflies of Vlkolinec Village (Central Slovakia). *Ecology and noospherology* 25, 83–91.
- Bakker, J., 2023. *Applied Multivariate Statistics in R*. University of Washington.
- Báldi, A., Batáry, P., Kleijn, D., 2013. Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary – analysing assemblages of 1200 species. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Landscape ecology and biodiversity in agricultural landscapes* 166, 28–34. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.005>
- Balmer, O., Erhardt, A., 2000. Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: Rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14, 746–757. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98612.x>
- Banaszuk, P., Kamocki, A.K., Zarzecki, R., 2016. Mowing with invasive machinery can affect chemistry and trophic state of rheophilous mire. *Ecological Engineering* 86, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.005>
- Batáry, P., Báldi, A., Szél, G., Podlussány, A., Rozner, I., Erdős, S., 2007b. Responses of grassland specialist and generalist beetles to management

- and landscape complexity. *Diversity and Distributions* 13, 196–202.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00309.x>
- Batáry, P., Orci, K.M., Báldi, A., Kleijn, D., Kisbenedek, T., Erdős, S., 2007a. Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology* 8, 280–290. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.03.012>
- Baur, B., Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileiko, A.A., Baur, A., Stoll, P., Erhardt, A., 2006. Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biological Conservation* 132.
- Ben-Ari, M., Inbar, M., 2013. When herbivores eat predators: Predatory insects effectively avoid incidental ingestion by Mammalian herbivores. *PLoS One* 8, e56748. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056748>
- Berger, J.L., Staab, M., Hartlieb, M., Simons, N.K., Wells, K., Gossner, M.M., Vogt, J., Achury, R., Seibold, S., Andreas, H., Weisser, W.W., Blüthgen, N., 2024. The day after mowing: Time and type of mowing influence grassland arthropods. *Ecological Applications* 34. <https://doi.org/10.1002/eap.3022>
- Berisha, N., Geci, D., 2023. The analysis of the influence of grazing intensity on the diversity and abundance of plants and spiders (Arachnida: Araneae). *European Journal of Environmental Sciences* 13, 31–38.
- Boschi, C., Baur, B., 2008. Past pasture management affects the land snail diversity in nutrient-poor calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology* 9, 752–761.
- Boschi, C., Baur, B., 2007a. Effects of management intensity on land snails in Swiss nutrient-poor pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120, 243–249. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.008>
- Boschi, C., Baur, B., 2007b. The effect of horse, cattle and sheep grazing on the diversity and abundance of land snails in nutrient-poor calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology* 8, 55–65.
- Brooks, M., Kristensen, K., van Benthem, K., Magnusson, A., Berg, C., Nielsen, A., Skaug, H., Mächler, M., Bolker, B., 2017. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal* 9, 378–400. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>
- Bruppacher, L., Pellet, J., Arlettaz, R., Humbert, J.-Y., 2016. Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation* 196, 196–202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.018>

- Bubová, T., Vrabec, V., Kulma, M., Nowicki, P., 2015. Land management impacts on European butterflies of conservation concern: a review. *J Insect Conserv* 19, 805–821. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9819-9>
- Buri, P., Arlettaz, R., Humbert, J.-Y., 2013. Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: Evidence drawn from field-scale experimentation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 181, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.003>
- Caboň, M., Galvánek, D., Detheridge, A.P., Griffith, G.W., Maráková, S., Adamčík, S., 2021. Mulching has negative impact on fungal and plant diversity in Slovak oligotrophic grasslands. *Basic and Applied Ecology* 52, 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.02.007>
- Cadée, G., 2007. Bioerosion of shells by terrestrial gastropods. *Lethaia* 32, 253–260. <https://doi.org/10.1111/j.1502-3931.1999.tb00543.x>
- Cameron, R., Pokryszko, B., 2005. Estimating the species richness and composition of land mollusc communities: Problems, consequences and practical advice. *Journal of Conchology* 38, 529–547.
- Cattin, M.-F., Blandenier, G., Banašek-Richter, C., Bersier, L.-F., 2003. The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation* 113, 179–188. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00297-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00297-5)
- Cernohorsky, N.H., Horsák, M., Cameron, R.A., 2010. Land snail species richness and abundance at small scales: The effects of distinguishing between live individuals and empty shells. *Journal of Conchology* 40, 233–241.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chisté, M.N., Mody, K., Gossner, M.M., Simons, N.K., Köhler, G., Weisser, W.W., Blüthgen, N., 2016. Losers, winners, and opportunists: How grassland land-use intensity affects orthopteran communities. *Ecosphere* 7, e01545. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1545>
- Cizek, O., Zámečník, J., Tropek, R., Kocarek, P., Konvicka, M., 2012. Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation* 16, 215–226. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9407-6>
- Clergeau, P., Tapko, N., Fontaine, B., 2011. A simplified method for conducting ecological studies of land snail communities in urban

- landscapes. *Ecological Research* 26, 515–521. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0808-5>
- Coufal, R., Ryelandt, J., Peterka, T., Dítě, D., Hájková, P., Hájek, M., Horsakova, V., Horsák, M., 2021. Land snail community patterns related to regional habitat conservation status of European spring fens. *Science of The Total Environment* 783, 146910. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146910>
- Coupland, R.T., 1979. Grassland ecosystems of the world. Analysis of grasslands and their uses., International Biological Programme Synthesis Series. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileyko, A., Baur, A., Erhardt, A., Baur, B., 2005. Alterations of steppe-like grasslands in Eastern Europe: a threat to regional biodiversity hotspots. *Conservation Biology* 19, 1606–1618. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00084.x>
- Denmead, L.H., Barker, G.M., Standish, R.J., Didham, R.K., 2015. Experimental evidence that even minor livestock trampling has severe effects on land snail communities in forest remnants. *Journal of Applied Ecology* 52, 161–170. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12370>
- Dennis, P., Skartveit, J., Kunaver, A., McCracken, D.I., 2015. The response of spider (Araneae) assemblages to structural heterogeneity and prey abundance in sub-montane vegetation modified by conservation grazing. *Global Ecology and Conservation* 38, 715–728. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.03.007>
- Déri, E., Horváth, R., Lengyel, S., Nagy, A., Varga, Z., 2007. Zoológiai kutatások a gépi kaszálás hatásának vizsgálatára hat magyarországi tájegységben. *Állattani Közlemények* 92, 59–70.
- Di Giulio, M., Edwards, P.J., Meister, E., 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38, 310–319. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00605.x>
- Diehl, E., Mader, V., Wolters, V., Birkhofer, K., 2013. Management intensity and vegetation complexity affect web-building spiders and their prey. *Oecologia* 173, 579–589. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2634-7>
- Dixon, A.P., Faber-Langendoen, D., Josse, C., Morrison, J., Loucks, C.J., 2014. Distribution mapping of world grassland types. *Journal of Biogeography* 41, 2003–2019. <https://doi.org/10.1111/jbi.12381>
- Dobány Z., 2010. A Cserehát történeti földrajza (18 –20. század), ANP Füzetek. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő.
- Doležal, J., Mašková, Z., Lepš, J., Steinbachová, D., de Bello, F., Klimešová, J., Tackenberg, O., Zemek, F., Květ, J., 2011. Positive long-term effect of

- mulching on species and functional trait diversity in a nutrient-poor mountain meadow in Central Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Understanding species and community response to environmental change - a functional trait perspective 145, 10–28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.010>
- Dövényi, Z., 2010. Magyarország kistájainak katasztere, 2. ed. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- Dover, J.W., Rescia, A., Fungariño, S., Fairburn, J., Carey, P., Lunt, P., Dennis, R.L.H., Dover, C.J., 2010. Can hay harvesting detrimentally affect adult butterfly abundance? *J Insect Conserv* 14, 413–418. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9267-5>
- Dudás, P., Menyhárt, L., Gedeon, C., Ambrus, G., Tóth, F., 2016. The effect of hay mulching on soil temperature and the abundance and diversity of soil-dwelling arthropods in potato fields. *Eur. J. Entomol.* 113, 456–461. <https://doi.org/10.14411/eje.2016.059>
- Dvořáková, J., Horsák, M., 2012. Variation of snail assemblages in hay meadows: Disentangling the predictive power of abiotic environment and vegetation. *mala* 55, 151–162. <https://doi.org/10.4002/040.055.0110>
- Dvořáková, J., Merunková, K., Preislerová, Z., Horsák, M., Chytrý, M., 2014. Diversity of the Western Carpathian flysch grasslands: Do extremely species-rich plant communities coincide with a high diversity of snails? *Biologia* 69. <https://doi.org/10.2478/s11756-013-0299-7>
- Elphick, C.S., 2008. How you count counts: the importance of methods research in applied ecology. *Journal of Applied Ecology* 45, 1313–1320. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01545.x>
- Entling, M., Rocker, S., Hanafi, J., Gigon, A., 2008. Rotational fallows as overwintering habitat for grassland arthropods: The case of spiders in fen meadows. *Biodiversity and Conservation* 17, 3003–3012. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9412-6>
- European Environmental Agency, 2013. *Vertigo angustior* - Report under the Article 17 of the Habitats Directive Period 2007-2012., <https://projects.eionet.europa.eu/habitat-art17report/library/2007-2012-reporting/factsheets/species/molluscs/vertigo-angustior/download/en/1/vertigo-angustior.pdf>. ed.
- Everward, G., Scherber, C., Tschardtke, T., 2013. Slug responses to grassland cutting and fertilizer application under plant functional group removal. *Acta Oecologica* 48, 62–68. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.01.015>
- Fabriciusová, V., Kaňuch, P., Krištín, A., 2011. Response of Orthoptera assemblages to management of montane grasslands in the Western

- Carpathians. *Biologia* 66, 1127–1133. <https://doi.org/10.2478/s11756-011-0115-1>
- FAO, 2021. Land use statistics and indicators statistics. Global, regional and country trends 1990-2019. FAOSTAT Analytical Brief Series No28. Rome.
- Farkas, R., Bán, M., Barta, Z., 2024. Mowing wet meadows reduces the health of their snail communities. *PeerJ* 12, e16783. <https://doi.org/10.7717/peerj.16783>
- Farkas, R., Bán, M., Oláh, G., Dudás, G., Barta, Z., 2025. The effect of mowing and mulching on snail communities: an experiment in wet meadows. *PLoS One* 20, e0314670. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0314670>
- Fiedler, K., Wróbk, T., Dullinger, S., 2017. Pluralism in grassland management promotes butterfly diversity in a large Central European conservation area. *J Insect Conserv* 21, 277–285. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9974-2>
- Fisher, R.A., Corbet, A.S., Williams, C.B., 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *The Journal of Animal Ecology* 12, 42. <https://doi.org/10.2307/1411>
- Frank, K., Hülsmann, M., Assmann, T., Schmitt, T., Blüthgen, N., 2017. Land use affects dung beetle communities and their ecosystem service in forests and grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 243, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.010>
- Gaisler, J., Hejčman, M., Pavlů, V., 2004. Effect of different mulching and cutting regimes on the vegetation of upland meadow. *Plant Soil Environ.* 50, 324–331. <https://doi.org/10.17221/4039-PSE>
- Gaisler, J., Pavlů, L., Nwaogu, C., Pavlů, K., Hejčman, M., Pavlů, V.V., 2019. Long-term effects of mulching, traditional cutting and no management on plant species composition of improved upland grassland in the Czech Republic. *Grass and Forage Science* 2019, 1–13.
- Gardiner, T., Hassall, M., 2009. Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? *J Insect Conserv* 13, 97–102. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9129-y>
- Georgi, M.M., Fornoff, F., Gärtner, S.M., Neitzel, S., Geist, A., Klein, A.-M., 2022. Timing and mulching frequency affected the number of nests of cavity-nesting wasps that hunt for aphids in forest meadows. *J Insect Conserv* 26, 973–981. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00442-y>
- Georgi, M.M., Gärtner, S.M., Förchler, M.I., Buse, J., Fornoff, F., Ssymank, A., Oelmann, Y., Klein, A.-M., 2023. Mulching time of forest meadows

- influences insect diversity. *Insect Conservation and Diversity* 16, 368–378. <https://doi.org/10.1111/icad.12629>
- Gibon, A., 2005. Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livestock Production Science* 96, 11–31. <https://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2005.05.009>
- Glöer, P., Meier-Brook, C., 2003. Süßwassermollusken: Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Göttingen.
- Gotelli, N., Colwell, R., 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379–391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Gotelli, N.J., Graves, G.R., 1996. Null models in ecology. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Grandchamp, A.-C., Bergamini, A., Stofer, S., Niemelä, J., Duelli, P., Scheidegger, C., 2005. The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110, 307–317. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.018>
- Grill, A., Cleary, D., Stettmer, C., Bräu, M., Settele, J., 2007. A mowing experiment to evaluate the influence of management on the activity of host ants of *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation* 12, 617–627. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9098-1>
- Grodsky, S., Iglay, R., Sorenson, C.E., Moorman, C., 2015. Should invertebrates receive greater inclusion in wildlife research journals? *The Journal of Wildlife Management* 79, 529–536. <https://doi.org/10.1002/jwmg.875>
- Haas-Renninger, M., Weber, J., Felske, I., Kimmich, T., Csader, M., Betz, O., Krogmann, L., Steidle, J., 2023. Microhymenoptera in roadside verges and the potential of arthropod-friendly mowing for their preservation. *Journal of Applied Entomology* 147, 1–10. <https://doi.org/10.1111/jen.13199>
- Halada, L., David, S., Hreško, J., Klimantova, A., Baca, A., Rusňák, T., Bural', M., Vadel, L., 2017. Changes in grassland management and plant diversity in a marginal region of the Carpathian Mts. in 1999–2015. *Science of The Total Environment* 609, 896–905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.066>
- Hamřík, T., Košulič, O., 2021. Impact of small-scale conservation management methods on spider assemblages in xeric grassland.

- Agriculture, Ecosystems & Environment 307, 107225.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107225>
- Hartig, F., 2022. DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (Multi-Level/Mixed) regression models. R package version 0.4.6.
<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>.
- Hecker, L., Wätzold, F., Yang, X., Birkhofer, K., 2022. Squeeze it or leave it? An ecological-economic assessment of the impact of mower conditioners on arthropod populations in grassland. *Journal of Insect Conservation* 26, 463–475. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00392-5>
- Hejčman, M., Hejčmanová, P., Pavlů, V., Beneš, J., 2013. Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. *Grass and Forage Science* 68, 345–363. <https://doi.org/10.1111/gfs.12066>
- Hesslerová, P., Pokorný, J., Brom, J., Rejšková-Procházková, A., 2013. Daily dynamics of radiation surface temperature of different land cover types in a temperate cultural landscape: Consequences for the local climate. *Ecological Engineering* 54, 145–154.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.036>
- Hettenbergerová, E., Horsák, M., Chandran, R., Hájek, M., Zelený, D., Dvořáková, J., 2013. Patterns of land snail assemblages along a fine-scale moisture gradient. *Malacologia* 56, 31–42.
<https://doi.org/10.4002/040.056.0227>
- Horačková, J., Juříčková, L., Šizling, A., Jarošík, V., Pyšek, P., 2014. Invasiveness does not predict impact: Response of native land snail communities to plant invasions in riparian habitats. *PLOS One* 9, e108296.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108296>
- Horan, B., Hennessy, D., O'Donovan, M. (Eds.), 2018. Sustainable meat and milk production from grasslands: proceedings of the 27th General Meeting of the European Grassland Federation, Cork, Ireland, 17 - 21 June 2018, *Grassland Science in Europe Volume 23*. Presented at the European Grassland Federation, Wageningen Academic Publishers, Wageningen.
- Horsák, M., Hájek, M., 2003. Composition and species richness of molluscan communities in relation to vegetation and water chemistry in the Western carpathian spring fens: the poor-rich gradient. *Journal of Molluscan Studies* 69, 349–357. <https://doi.org/10.1093/mollus/69.4.349>
- Horsák, M., Zelený, D., Hájek, M., 2014. Land snail richness and abundance along a sharp ecological gradient at two sampling scales: Disentangling relationships. *Journal of Molluscan Studies* 80, 256–264.
<https://doi.org/10.1093/mollus/eyu027>

- Horváth, R., Magura, T., Szinetár, C., Tóthmérész, B., 2009. Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: A field study (East Hungary, Nyírség). *Agriculture Ecosystems & Environment* 130, 16–22.
- Hoste-Danyłow, A., Romanowski, J., Żmihorski, M., 2010. Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 129–133. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.07.009>
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Hudewenz, A., Klein, A.-M., Scherber, C., Stanke, L., Tscharntke, T., Vogel, A., Weigelt, A., Weisser, W.W., Ebeling, A., 2012. Herbivore and pollinator responses to grassland management intensity along experimental changes in plant species richness. *Biological Conservation* 150, 42–52. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.024>
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Richner, N., Walter, T., 2010b. Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 522–527. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.012>
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Sauter, G., Walter, T., 2010a. Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology* 134, 592–599. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2009.01503.x>
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Walter, T., 2009. Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.014>
- Hylander, K., Nilsson, C., Göthner, T., 2004. Effects of buffer-strip retention and clearcutting on land snails in boreal riparian forests. *Conservation Biology* 18, 1052–1062. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00199.x>
- Isselstein, J., Jeangros, B., Pavlu, V., 2005. Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe – A review. *Agronomy Research* 3, 139–151.
- Jackson, M., Turner, M., Pearson, S., Ives, A., 2012. Seeing the forest and the trees: multilevel models reveal both species and community patterns. *Ecosphere* 3, art79. <https://doi.org/10.1890/ES12-00116.1>
- Janssen, J., Rodwell, J., García Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Landucci, F., Loidi, J., Ssymank, A., Tahvanainen, T., Valderrabano, M., Acosta, A., Aronsson, M., Arts, G., Attorre, F., Bergmeier, E., Bijlsma, R.-J., Bioret, F., Biță-Nicolae, C., Biurrun, I.,

- Calix, M., Capelo, J., Čarní, A., Chytrý, M., Dengler, J., Dimopoulos, P., Essl, F., Gardfjell, H., Gigante, D., Giusso del Galdo, G., Hájek, M., Jansen, J., Kapfer, J., Mickolajczak, A., Molina, J.A., Molnár, Z., Paternoster, D., Piernik, A., Poulin, B., Renaux, B., Schaminée, J.H.J., Šumberová, K., Toivonen, H., Tonteri, T., Tsiripidis, I., Tzonev, R., Valachovič, M., 2016. European Red List of Habitats Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2779/091372>
- Jerrentrup, J.S., Wrage-Mönnig, N., Röver, K.-U., Isselstein, J., 2014. Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology* 51, 968–977. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12244>
- Johst, K., Drechsler, M., Thomas, J., Settele, J., 2006. Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *Journal of Applied Ecology* 43, 333–342. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01125.x>
- Joyce, C.B., Simpson, M., Casanova, M., 2016. Future wet grasslands: ecological implications of climate change. *Ecosystem Health and Sustainability* 2, e01240. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1240>
- Józefowska, A., Zaleski, T., Zarzycki, J., Frączek, K., 2018. Do mowing regimes affect plant and soil biological activity in the mountain meadows of Southern Poland? *J. Mt. Sci.* 15, 2409–2421. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4953-y>
- Juříčková, L., Horsák, M., Cameron, R., Hylander, K., Míkovcová, A., Hlaváč, J., Rohovec, J., 2007. Land snail distribution patterns within a site: The role of different calcium sources. *European Journal of Soil Biology* 44, 172–179. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.07.001>
- Kalivoda, H., Grendár, M., 2001. Influence of anthropological factors on diversity of grassland butterfly communities in the Morava river alluvium. *Ekológia* 20, 217–225.
- Kampmann, D., Herzog, F., Jeanneret, P., Konold, W., Peter, M., Walter, T., Wildi, O., Lüscher, A., 2008. Mountain grassland biodiversity: Impact of site conditions versus management type. *Journal for Nature Conservation* 16, 12–25. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2007.04.002>
- Kaštovská, E., Šimek, M., Šantrůčková, H., 2005. Microbial transformation of organic matter in soils of montane grasslands under different management. *Applied Soil Ecology* 28, 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.08.002>
- Kenyeres, Z., Varga, S., 2023. Effects of mowing on *Isophya costata*, Natura 2000 species (Orthoptera), by direct mortality and management history.

- Journal of Insect Conservation 27, 1–9. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00456-0>
- Kerney, M.P., Sanderson, R.A.D., Jungbluth, J.H., 1983. Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas: ein Bestimmungsbuch für Biologen und Naturfreunde. Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Kidwell, S.M., Tomasovych, A., 2013. Implications of time-averaged death assemblages for ecology and conservation biology. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 44, 539–563. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135838>
- Klímeš, L., Hájek, M., Mudrák, O., Dančák, M., Preislerová, Z., Hájková, P., Jongepierová, I., Klimešová, J., 2013. Effects of changes in management on resistance and resilience in three grassland communities. *Applied Vegetation Science* 16, 640–649. <https://doi.org/10.1111/avsc.12032>
- Kormann, U., Rösch, V., Batáry, P., Tschardt, T., Orci, K.M., Samu, F., Scherber, C., 2015. Local and landscape management drive trait-mediated biodiversity of nine taxa on small grassland fragments. *Diversity and Distributions* 21, 1–14. <https://doi.org/10.1111/ddi.12324>
- Kőrösi, Á., Batáry, P., Orosz, A., Rédei, D., Báldi, A., 2012. Effects of grazing, vegetation structure and landscape complexity on grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha) and true bugs (Hemiptera: Heteroptera) in Hungary. *Insect Conservation and Diversity* 5, 57–66. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00153.x>
- Kőrösi, Á., Szentirmai, I., Batáry, P., Kövér, S., Örvössi, N., Peregovits, L., 2014. Effects of timing and frequency of mowing on the threatened scarce large blue butterfly – A fine-scale experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 196, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.019>
- Kruess, A., Tschardt, T., 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106, 293–302. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00255-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00255-5)
- Książkiewicz, Z., 2014. Impact of land use on populations of *Vertigo moulinsiana* (Dupuy, 1849) and *Vertigo angustior* (Jeffreys, 1830) (Gastropoda: Pulmonata: Vertiginidae): Ilanka River Valley (W. Poland). *Folia Malacologica* 22, 277–282. <https://doi.org/10.12657/folmal.022.019>
- Kuemerle, T., Hostert, P., Radeloff, V., van der Linden, S., Perzanowski, K., Kruhlov, I., 2008. Cross-border comparison of post-socialist farmland abandonment in the Carpathians. *Ecosystems* 11, 614–628. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9146-z>
- Kühne, I., Arlettaz, R., Pellet, J., Bruppacher, L., Humbert, J.-Y., 2015. Leaving an uncut grass refuge promotes butterfly abundance in

- extensively managed lowland hay meadows in Switzerland. *Conservation Evidence* 12, 25–27.
- Kvítek, T., Duffková, R., Peterková, J., Mašková, Z., 2000. Soil temperature and moisture at differently used grasslands in Šumava mountains. *Silva Gabreta* 5, 51–62.
- Kvítek, T., Klímová, P., Šonka, J., 1998. The effect of mulching on botanical composition and species representation in grassland, evapotranspiration and soil moisture content. *Rostlinna Vyroba* 44, 553–560.
- Labaune, C., Magnin, F., 2002. Pastoral management vs. land abandonment in Mediterranean uplands: impact on land snail communities. *Global Ecology and Biogeography* 11, 237–245. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2002.00280.x>
- Latruffe L., Diazabakana A., Bockstaller C., Desjeux Y., Finn J., Kelly E., Ryan M., Uthes S., 2016. Measurement of sustainability in agriculture: a review of indicators. *Studies in Agricultural Economics* 118, 123–130.
- Lenth, R., 2023. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means_. R package version 1.8.4-1. <<https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>>.
- Lepš, J., 1999. Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of relationships in a wet meadow. *Journal of Vegetation Science* 10, 219–230. <https://doi.org/10.2307/3237143>
- Lepš, J., 2014. Scale- and time-dependent effects of fertilization, mowing and dominant removal on a grassland community during a 15-year experiment. *Journal of Applied Ecology* 51, 978–987. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12255>
- Liira, J., Issak, M., Jõgar, Ü., Mändoja, M., Zobel, M., 2009. Restoration management of a floodplain meadow and its cost-effectiveness — the results of a 6-year experiment. *Annales Botanici Fennici* 46, 397–408. <https://doi.org/10.5735/085.046.0504>
- Lipińska, A.M., Bielański, W., 2022. Mowing in agri-environmental schemes (AES) and rare species of Vertigo snails: hope for grasslands but a threat to snails. *Folia Malacologica* 30, 54–59.
- MacKenzie, D.I., Royle, J.A., 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42, 1105–1114. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x>
- Marini, L., Fontana, P., Battisti, A., Gaston, K.J., 2009. Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland–forest mosaic: a multi-scale approach. *Insect Conservation and Diversity* 2, 213–220. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00053.x>

- Marticsek, J., 2010. Tájgazdálkodás pannon gyepeken, Rosalia kézikönyvek. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest.
- Martin, K., Sommer, M., 2004a. Effects of soil properties and land management on the structure of grassland snail assemblages in SW Germany. *Pedobiologia* 48, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2003.12.004>
- Martin, K., Sommer, M., 2004b. Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forest ecosystems. *Journal of Biogeography* 31, 531–545. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.01005.x>
- Martínez-De León, G., Dani, L., Hayoz-Andrey, A., Humann-Guillemín, S., Arlettaz, R., Humbert, J.-Y., 2022. Mid- and long-term responses of land snail communities to the intensification of mountain hay meadows management. *BMC Ecology and Evolution* 22. <https://doi.org/10.1186/s12862-022-01972-4>
- Mašková, Z., Doležal, J., Květ, J., Zemek, F., 2009. Long-term functioning of a species-rich mountain meadow under different management regimes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 132, 192–202. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.002>
- Mazalová, M., Šipoš, J., Rada, S., Kašák, J., Šarapatka, B., Kuras, T., 2015. Responses of grassland arthropods to various biodiversity-friendly management practices: Is there a compromise? *European Journal of Entomology* 112. <https://doi.org/10.14411/eje.2015.076>
- McCord, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82, 290–297. <https://doi.org/10.2307/2680104>
- Menez, A., 2002. The degradation of land snail shells during the annual dry period in a Mediterranean climate. *Iberus* 20, 73–79.
- Mezősi G., 1998. A Borsodi-dombság tájföldrajzi jellemzése. *Földrajzi Értesítő* 47., 395–408.
- Middleton, B., Holsten, B., Diggelen, R., 2006. Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science* 9, 279–284. [https://doi.org/10.1658/1402-2001\(2006\)9\[307:BMOFAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1658/1402-2001(2006)9[307:BMOFAF]2.0.CO;2)
- Molnár, Z., Kelemen, A., Kun, R., Máté, J., Sáfián, L., Provenza, F., Díaz, S., Barani, H., Biró, M., Máté, A., Vadász, C., 2020. Knowledge co-production with traditional herders on cattle grazing behaviour for better management of species-rich grasslands. *Journal of Applied Ecology* 57, 1677–1687. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13664>

- Moog, D., Poschlod, P., Kahmen, S., Schreiber, K.-F., 2002. Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. *Applied Vegetation Science* 5, 99–106. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00539.x>
- Moreno-Rueda, G., 2014. Distribution of arid-dwelling land snails according to dryness. *Journal of Arid Environments* 103, 80–84. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.01.006>
- Myšák, J., Horsák, M., Svobodová, E., Cernohorsky, N., 2013. Small-scale distribution of terrestrial snails: Patterns of species richness and abundance related to area. *Journal of Molluscan Studies* 79, 118–127. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyt002>
- Myzyk, S., 2011. Contribution to the biology of ten vertiginid species. *Folia Malacologica* 19, 55–80. <https://doi.org/10.2478/v10125-011-0004-9>
- Newell, P.F., 1967. Mollusca, in: *Soil Biology*. Academic Press, London, pp. 413–444.
- Oelmann, Y., Broll, G., Hölzel, N., Kleinebecker, T., Vogel, A., Schwartz, P., 2009. Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biological Conservation* 142, 2941–2948. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.021>
- O'Mara, F.P., 2012. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany* 110, 1263–1270. <https://doi.org/10.1093/aob/mcs209>
- Oppermann, R., Krismann, A., 2001. Naturverträgliche Mähtechnik und Populationssicherung. Ergebnisse eines Workshops am 24.10.2000 im Bundesamt für Naturschutz (BfN) in Bonn und Kurzfassung der Ergebnisse der E & E Voruntersuchung.
- Páll-Gergely, B., Krell, F.-T., Abraham, L., Bajomi, B., Balog, L., Boda, P., Csuzdi, C., Dányi, L., Fehér, Z., Hornok, S., Horváth, A., Kobor, P., Koczor, S., Kontschán, J., Kovács, P., Kovács, T., Lukátsi, M., Majoros, G., Murányi, D., Németh, T., Pernecker, D., Puskás, G., Rózsa, L., Soltész, Z., Szita, É., Szűts, T., Tóth, B., Tőke, A., Vas, Z., Zsuga, K., Zsupos, V., Csabai, Z., Móra, A., 2024. Identification crisis: a fauna-wide estimate of biodiversity expertise shows massive decline in a Central European country. *Biodiversity and Conservation* 33, 3871–3903. <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02934-6>
- Pavlu, L., Gaisler, J., Hejzman, M., Pavlu, V.V., 2016. What is the effect of long-term mulching and traditional cutting regimes on soil and biomass chemical properties, species richness and herbage production in *Dactylis glomerata* grassland? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 217, 13–21. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.026>

- Pearce, T.A., 2008. When a snail dies in the forest, how long will the shell persist? Effect of dissolution and micro-bioerosion. *American Malacological Bulletin* 26, 111–117. <https://doi.org/10.4003/006.026.0211>
- Pech, P., Dolanský, J., Hrdlička, R., Lepš, J., 2015. Differential response of communities of plants, snails, ants and spiders to long-term mowing in a small-scale experiment. *Community Ecology* 16, 115–124. <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.1.13>
- Peggie, C., Garratt, C., Whittingham, M., 2011. Creating ephemeral resources: How long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? *Bird Study* 58, 1–9. <https://doi.org/10.1080/00063657.2011.597841>
- Pellaton, R., Csecserits, A., Szitár, K., Rédei, T., Batary, P., Báldi, A., 2023. Grazing and boundaries favour weedy plants with functional traits beneficial for pollinators. *Global Ecology and Conservation* 48, e02717. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02717>
- Pérez-Sánchez, A.J., Zopf, D., Klimek, S., Dauber, J., 2018. Differential responses of ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) to long-term grassland management in Central Germany. *Myrmecological News* 27, 13–23.
- Petermann, J.S., Buzhdygan, O.Y., 2021. Grassland biodiversity. *Current Biology* 31, R1195–R1201. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.06.060>
- Pielou, E.C., 1975. *Ecological diversity*. John Wiley & Sons, New York.
- Piipponen, J., Jalava, M., de Leeuw, J., Rizayeva, A., Godde, C., Cramer, G., Herrero, M., Kummu, M., 2022. Global trends in grassland carrying capacity and relative stocking density of livestock. *Glob Chang Biol* 28, 3902–3919. <https://doi.org/10.1111/gcb.16174>
- Pižl, V., Starý, J., 2001. The effects of mountain meadows management on soil fauna communities (on example of earthworms and oribatid mites). *Silva Gabreta* 7, 87–96.
- Plantureux, S., Peeters, A., McCracken, D., 2005. Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy Research* 3, 153–164.
- Polchaninova, N., Savchenko, G., Drovalenko, A.M., Ronkin, V., Shabanov, D., 2016. The impact of cattle grazing on cursorial spiders (Aranei) and true bugs (Heteroptera) in steppe gullies of northeastern Ukraine. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234, 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.031>
- Poschlod, P., WallisDeVries, M.F., 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands - Lessons from the distant and recent

- past. *Biological Conservation* 104, 361–376. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00201-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00201-4)
- Pozzi, S., Gonseth, Y., Hänggi, A., 1998. Evaluation de l'entretien des prairies sèches du plateau occidental suisse par le biais de leurs peuplements arachnologiques (Arachnida: Araneae) - Evaluation of dry grassland management on the Swiss occidental plateau using spider communities (Arachnida: Araneae). *Revue Suisse de Zoologie* 105, 465–485.
- R Core Team, 2022. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rada, S., Mazalová, M., Šipoš, J., Kuras, T., 2014. Impacts of mowing, grazing and edge effect on orthoptera of submontane grasslands: Perspectives for biodiversity protection. *Polish Journal of Ecology* 62, 123–138.
- Révész, K., Torma, A., Szabó, M., Korsoveczky, L., Gallé-Szpisjak, N., Batary, P., Gallé, R., 2024. Supportive effect of uncut refuge strips on grassland arthropods may depends on the amount and width of strips. *Journal of Applied Ecology* 61, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14699>
- Řezáč, M., Heneberg, P., 2019. Grazing as a conservation management approach leads to a reduction in spider species richness and abundance in acidophilous steppic grasslands on andesite bedrock. *J Insect Conserv* 23, 777–783. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00163-9>
- Říhová, D., Janovský, Z., Horsák, M., Juříčková, L., 2018. Shell decomposition rates in relation to shell size and habitat conditions in contrasting types of Central European forests. *Journal of Molluscan Studies* 84, 54–61. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyx048>
- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M.F., Parente, G., Mills, J., 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures - A review. *Biological Conservation* 119., 137–150.
- Rundell, R., Cowie, R., 2004. Preservation of species diversity and abundances in Pacific Island land snail death assemblages. *Journal of Conchology* 38, 155–169. <https://doi.org/10.5962/p.408130>
- Ryser, P., Langenauer, R., Gigon, A., 1995. Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica* 30, 157–167. <https://doi.org/10.1007/BF02812095>
- Sárospataki, M., Báldi, A., Batary, P., Józán, Z., Erdős, S., Rédei, T., 2009. Factors affecting the structure of bee assemblages in extensively and intensively grazed grasslands in Hungary. *Community Ecology* 10, 182–188. <https://doi.org/10.1556/ComEc.10.2009.2.7>

- Schenkova, V., Horsák, M., Hájek, M., Plesková, Z., Dítě, D., Pawlikowski, P., 2014. Mollusc and plant assemblages controlled by different ecological gradients at Eastern European fens. *Acta Oecologica* 56, 66–73. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.03.002>
- Schmitt, T., 2003. Influence of forest and grassland management on the diversity and conservation of butterflies and burnet moths (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperidae, Zygaenidae). *Animal Biodiversity and Conservation* 26, 51–67.
- Schwarz, C., Fumy, F., Drung, M., Fartmann, T., 2023. Insect-friendly harvest in hay meadows – Uncut refuges are of vital importance for conservation management. *Global Ecology and Conservation* e02731. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02731>
- Scotter, A., Dumont, B., 2012. How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands? *Animal: an international journal of animal bioscience* 6, 1129–1138. <https://doi.org/10.1017/S1751731111002618>
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana.
- Shirish, P., Kelkar, T.S., Satish, B.A., 2013. Mulching: A soil and water conservation practice. *Research Journal of Agriculture and Forestry Sciences* 1, 26–29.
- Skeldon, M.A., Vadeboncoeur, M.A., Hamburg, S.P., Blum, J.D., 2007. Terrestrial gastropod responses to an ecosystem-level calcium manipulation in a northern hardwood forest. *Can. J. Zool.* 85, 994–1007. <https://doi.org/10.1139/Z07-084>
- Skórka, P., Lenda, M., 2011. Abandoned fields as refuges for butterflies in the agricultural landscapes of Eastern Europe, in: *Insect Habitats: Characteristics, Diversity and Management*. Nova Science Publishers, Inc., pp. 83–103.
- Skórka, P., Settele, J., Woyciechowski, M., 2007. Effects of management cessation on grassland butterflies in southern Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 319–324.
- Socher, S., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Baumbach, H., Gockel, S., Andreas, H., Schöning, I., Wells, K., Buscot, F., EKV, K., Linsenmair, K.E., Ernst Detlef, S., Weisser, W., Fischer, M., 2013. Interacting effects of fertilization, mowing and grazing on plant species diversity of 1500 grasslands in Germany differ between regions. *Basic and Applied Ecology* 14, 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.12.003>
- Sochorec, M., Jandák, J., Raus, J., Kvasnovský, M., Hejduk, S., Knot, P., 2015. Influence of different grassland management on water infiltration and soil

- physical properties. *Bulgarian Journal of Agricultural Science* 21, 573–578.
- Sólymos, P., Kemencei, Z., Páll-Gergely, B., Farkas, R., Vilisics, F., Hornung, E., 2009. Does shell accumulation matter in micro-scale land snail surveys? *mala* 51, 389–393. <https://doi.org/10.4002/040.051.0211>
- Southwood, R., Henderson, P.A., 2000. *Ecological methods*, 3rd ed. ed. Blackwell Science, Oxford ; Malden, MA, USA.
- Squires, V.R., Dengler, J., Hua, L., Feng, H., 2018. *Grasslands of the World: Diversity, management and conservation*. CRC Press, Boca Raton.
- Steffan-Dewenter, I., Leschke, K., 2003. Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 12, 1953–1968. <https://doi.org/10.1023/A:1024199513365>
- Steidle, J.L.M., Kimmich, T., Csader, M., Betz, O., 2022. Negative impact of roadside mowing on arthropod fauna and its reduction with ‘arthropod-friendly’ mowing technique. *Journal of Applied Entomology* 146, 465–472. <https://doi.org/10.1111/jen.12976>
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N., Herzon, I., Doorn, A., Snoo, G.R., Rakosy, L., Ramwell, C., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—A review. *Journal of environmental management* 91, 22–46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>
- Sutherland, W.J., 1996. *Ecological Census Techniques: a handbook*, 2nd Edition. ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Szalkovszki O., Horváth R., Szinetár C., Tóthmérész B., 2007. Legeltetés hatása talajlakó pókokra a Hortobágyon. *Természetvédelmi Közlemények* 13, 209–216.
- Szinetár, C., Samu, F., 2012. Intensive grazing opens spider assemblage to invasion by disturbance-tolerant species. *Journal of Arachnology* 40, 59–70.
- Theenhaus, A., Scheu, S., 1996. The influence of slug (*Arion rufus*) mucus and cast material addition on microbial biomass, respiration, and nutrient cycling in beech leaf litter. *Biology and Fertility of Soils* 23, 80–85. <https://doi.org/10.1007/BF00335822>
- Torma, A., Császár, P., Bozsó, M., Deák, B., Valkó, O., Kiss, O., Gallé, R., 2019. Species and functional diversity of arthropod assemblages (Araneae, Carabidae, Heteroptera and Orthoptera) in grazed and mown salt grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 273, 70–79. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.004>
- Torma, A., Révész, K., Gallé-Szpisjak, N., Šeat, J., Szél, G., Kutasi, C., Malenovsky, I., Batary, P., Gallé, R., 2023. Differences in arthropod

- communities between grazed areas and grazing exclosures depend on arthropod groups and vegetation types. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 341, 108222. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108222>
- Tölgyesi, C., Császár, P., Torma, A., Török, P., Bátori, Z., Gallé, R., 2018. Think twice before using narrow buffers: Attenuating mowing-induced arthropod spillover at forest – grassland edges. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 255, 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.011>
- Török G., Ször B., Kasperné Szél Z., Béres A., Tasi J., 2013. Adatok a tarlómagasság hatásának vizsgálatáról a szárazanyaghozamra és botanikai összetételre. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 63–71.
- Tscharntke, T., 1997. Vertebrate effects on plant-invertebrate food webs, in: Gange, A. C., Brown, V. K. (eds.): *Multitrophic Interactions in Terrestrial Systems: 36th Symposium of the British Ecological Society*, pp. 277-297. Blackwell Science.
- Valkó, O., Török, P., Balázs, D., Tóthmérész, B., 2013. Review: Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic and Applied Ecology* 15, 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.11.002>
- Viszló, L., 2011. A természetkímélő gyepgazdálkodás: hagyományörző szemlélet, modern eszközök. *Pro Vértess Természetvédelmi Közalapítvány*, Csákvár.
- von Berg, L., Frank, J., Betz, O., Steidle, J., Böttinger, S., Sann, M., 2024. Disc mower versus bar mower: Evaluation of the direct effects of two common mowing techniques on the grassland arthropod fauna. *Journal of Applied Ecology* 62, 360–370. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14852>
- von Berg, L., Frank, J., Sann, M., Betz, O., Steidle, J., Böttinger, S., 2023. Insect-and spider-friendly mowing technology in grassland -overview and evaluation. *Landtechnik* 78, 80–96.
- Wagner, C., 2004. Passive dispersal of *Metrioptera bicolor* (Phillipi 1830) (Orthopteroidea: Ensifera: Tettigoniidae) by transfer of hay. *Journal of Insect Conservation* 8, 287–296. <https://doi.org/10.1007/s10841-004-0404-x>
- Wäreborn, I., 1969. Land Molluscs and their environments in an oligotrophic area in Southern Sweden. *Oikos* 20, 461–479. <https://doi.org/10.2307/3543209>
- Wehner, K., Renker, C., Brückner, A., Simons, N., Weisser, W., Blüthgen, N., 2019. Land-use in Europe affects land snail assemblages directly and indirectly by modulating abiotic and biotic drivers. *Ecosphere* 10, e02726. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2726>

- Weiner, C., Werner, M., Linsenmair, K.E., Blüthgen, N., 2011. Land use intensity in grasslands: Changes in biodiversity, species composition and specialisation in flower visitor networks. *Basic and Applied Ecology* 12, 292–299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.08.006>
- Welter-Schultes, F.W., 2012. European non-marine molluscs, a guide for species identification. Planet Poster Editions, Göttingen.
- Wettstein, W., Schmid, B., 2001. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: Effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology* 36, 363–373. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x>
- Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., Wrbka, T., 2003. The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* 114, 165–177. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00020-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00020-X)
- Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39–74. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>
- Zelený, D., Štaritová, D., Mašková, Z., Květ, J., 2001. Management effects on a mountain meadow plant community. *Silva Gabreta* 7., 45–54.
- Zschokke, S., Dolt, C., Rusterholz, H.-P., Oggier, P., Braschler, B., Thommen, G.H., Lüdin, E., Erhardt, A., Baur, B., 2000. Short-term responses of plants and invertebrates to experimental small-scale grassland fragmentation. *Oecologia* 125, 559–572. <https://doi.org/10.1007/s004420000483>
- Zulka, K.P., Milasowszky, N., Lethmayer, C., 1997. Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the National Park “Neusiedler See-Seewinkel” (Austria): implications for management (Arachnida: Araneae). *Biodiversity and Conservation* 6, 75–88.

8. Az értekezés alapjául szolgáló tudományos közlemények

- Farkas, R., Bán, M., Barta, Z., 2024. Mowing wet meadows reduces the health of their snail communities. *PeerJ* 12, e16783. <https://doi.org/10.7717/peerj.16783> Quartile: Q1, IF: 2,4
- Farkas, R., Bán, M., Oláh, G., Dudás, G., Barta, Z., 2025. The effect of mowing and mulching on snail communities: an experiment in wet meadows. *PLoS One* 20, e0314670. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0314670> Quartile: Q1, IF: 2,6 (2024)

9. Mellékletek

1. melléklet Az élő egyedek megoszlása fajok között.

Faj tudományos neve	Egyedszám
Anisus spirorbis	2
Carychium minimum	2031
Carychium tridentatum	15
Cochlicopa lubrica	255
ctridentatum	5
Euconulus fulvus	4
Fruticicola fruticum	6
Galba truncatula	2
Laciniaria plicata	1
Nesovitrea hammonis	20
Oxyloma elegans	5
Pseudotrichia rubiginosa	60
Punctum pygmaeum	8
Succinella oblonga	39
Trochulus hispidus	12
Vallonia pulchella	551
Vertigo angustior	2021
Vertigo antivertigo	152
Vertigo pygmaea	4
Vitrina pellucida	1
Zonitoides nitidus	39
Végösszeg	5233

2. melléklet Az élő egyedek számának eloszlása a különböző kezelési típusok között, a két vizsgálati időszakban.

	Kezelés előtt			Kezelés után		
	Kontroll	Kaszált	Szár-zúzott	Kontroll	Kaszált	Szár-zúzott
Szilvásváradsz	260	280	193	239	117	253
Tarnalelesz	559	903	877	447	510	595

3. melléklet A kezelési típusokkal érintett területek páronkénti összehasonlítása a kezelések megkezdése előtt. Utólagos (posthoc) tesztek az egyes válaszváltozókra külön-külön illesztett GLMM-ekből (részleteket ld. a szövegben).

	Kezelés előtti állapotok		
	Kontroll-Kaszált	Kontroll-Szárazított	Kaszált-Szárazított
Élő egyedek száma	$z = -1,39$, $p = 0,35$	$z = -0,66$, $p = 0,79$	$z = 0,75$, $p = 0,73$
Fajok száma	$t = -2,20$, $p = 0,07$	$t = -0,27$, $p = 0,96$	$t = 1,92$, $p = 0,14$
Pielou-féle egyenletesség	$t = 0,50$, $p = 0,87$	$t = -0,56$, $p = 0,84$	$t = -1,09$, $p = 0,52$

4. melléklet Az egyes kezelési típusok területén a kezelés hatására bekövetkezett változások. Utólagos tesztek az egyes válaszváltozókra külön-külön illesztett GLMM-ekből (részleteket ld. a szövegben). A vastaggal kiemelt szövegrészek szignifikáns különbségeket jelölnek.

	Kontroll	Kaszált	Szárazított
Élő egyedek száma	$z = 1,62$, $p = 0,10$	$z = 4,68$, $p < 0,0001$	$z = 1,43$, $p = 0,15$
Fajok száma	$t = 1,53$, $p = 0,13$	$t = 5,86$, $p < 0,0001$	$t = 1,62$, $p = 0,11$
Pielou-féle egyenletesség	$t = -0,31$, $p = 0,76$	$t = -2,39$, $p = 0,02$	$t = 1,17$, $p = 0,24$

5. melléklet Létállapotok megkülönböztetése különféle vizsgálatok során. A létállapot rövidítések jelentése: élő = élő egyed, friss = friss állapotú üres héj,

üres = friss és régi üres héjak együttese. A létállapotok közötti pontosvessző a forrásban elkülönítve megkülönböztetett kategóriákat, a + jel egymással összevont kategóriákat jelöl. A táblázat összeállítása során az első, második és negyedik tanulmányban hivatkozott publikációk adatait használtuk fel.

Létállapot felosztás	Elkülönítés módja	Hivatkozás
élő	test maradványa látszik	Denmead et al. 2015
élő	test maradványa látszik	Farkas et al. 2025
élő	nincs megadva	Horačková et al. 2014
élő	nincs megadva	Martin & Sommer 2004
élő	élvefogó csapdázás	Skeldon et al. 2007
élő; friss	nincs megadva	Schenkova et al. 2014
élő; üres	nincs megadva	Dvoráková et al. 2014
élő; üres	test maradványa látszik	Hylander et al. 2004
élő; üres	nincs megadva	Moreno-Rueda 2014
élő+friss	ép periostracum	Coufal et al. 2021
élő+friss	ép periostracum	Farkas et al. 2024
élő+friss	ép periostracum	Horsák & Hájek 2003
élő+friss	ép periostracum	Juříčková et al. 2008
élő+friss	nincs megadva	Labaune & Magnin 2002
élő+friss	nincs megadva	Martínez-De León et al. 2022
élő+üres	nincs megkülönböztetés	Ausden et al. 2005
élő+üres	nincs megkülönböztetés	Baur et al. 2006
élő+üres	nincs megkülönböztetés	Boschi & Baur 2007
élő+üres	nincs megkülönböztetés	Boschi & Baur 2008
élő+üres	nincs megkülönböztetés	Cremene et al. 2005
élő+üres	nincs megkülönböztetés	Wehner et al. 2019

6. melléklet A kezelési típusok, vizsgált gerinctelen csoportok és a kezelés hatásának bemutatása az elemzett publikációkban

Kezelés típusa	Vizsgált csoport(ok)	Alcsoport	Kezelés hatása	Hivatkozás
felhagyás	atkák		semleges	Pižl & Starý 2001.
felhagyás	darazsak	kaparódarazsak	pozitív	Steffan-Dewenter & Leschke 2003.

felhagyás	edényes növények		semleges	Kormann et al. 2015.
felhagyás	edényes növények		negatív	Socher et al. 2013.
felhagyás	edényes növények		negatív	Steffan-Dewenter & Leschke 2003.
felhagyás	edényes növények, talajlakó gombák		negatív	Caboň et al. 2021.
felhagyás	egyenesszárnyúak		pozitív	Buri et al. 2013.
felhagyás	egyenesszárnyúak		pozitív	Kaláb et al. 2020.
felhagyás	gyűrűsférgesek		negatív	Józefowska et al. 2018.
felhagyás	gyűrűsférgesek		negatív	Pižl & Starý 2001.
felhagyás	hangyák		pozitív	Pérez-Sánchez et al. 2018.
felhagyás	hártyásszárnyúak		pozitív	Hoste-Danyłow et al. 2010.
felhagyás	multitaxon	egyenesszárnyúak, futóbogarak, nappali lepkék, pókok	pozitív	Cizek et al. 2012.
felhagyás	multitaxon	nappali lepkék, poloskák, pókok, mezei kabócák	pozitív	Kormann et al. 2015.
felhagyás	multitaxon	bogarak, kabócák, parazita darazsak, poloskák	pozitív	Kruess & Tschardt 2002.
felhagyás	nappali és éjszakai lepkék		pozitív	Baur et al. 2006.
felhagyás	nappali lepkék		pozitív	Babálová & Štrbová 2014.
felhagyás	nappali lepkék		pozitív	Kühne et al. 2015.
felhagyás	nappali lepkék		negatív	Skórka & Lenda 2011.
felhagyás	nappali lepkék		pozitív	Skórka et al. 2007.

felhagyás	pókok	Araneidae, Clubionidae, Gnaphosidae	pozitív	Entling et al. 2008.
felhagyás	pókok		semleges	Entling et al. 2008.
felhagyás	pókok		semleges	Szinetár & Samu 2012.
felhagyás	poloskák		pozitív	Torma et al. 2023.
kaszálas	áskák		pozitív	Hoste-Danyłow et al. 2010.
kaszálas	atkák		semleges	Pižl & Starý 2001.
kaszálas	bogarak		pozitív	Mazalová et al. 2015.
kaszálas	csigák		negatív	Pech et al. 2015.
kaszálas	csigák		pozitív	Wehner et al. 2019.
kaszálas	csigák		negatív	Farkas et al. 2024.
kaszálas	darazsak		semleges	Steffan-Dewenter & Leschke 2003.
kaszálas	edényes növények		semleges	Gaisler et al. 2004.
kaszálas	edényes növények		pozitív	Gaisler et al. 2019.
kaszálas	edényes növények		semleges	Kormann et al. 2015.
kaszálas	edényes növények		semleges	Kvítek et al. 1998.
kaszálas	edényes növények		pozitív	Lepš 2014.
kaszálas	edényes növények		pozitív	Liira et al. 2009.
kaszálas	edényes növények		negatív	Mašková et al. 2009.
kaszálas	edényes növények		pozitív	Pavlu et al. 2016.
kaszálas	edényes növények		semleges	Steffan-Dewenter & Leschke 2003.
kaszálas	edényes növények, mohák		pozitív	Pech et al. 2015.
kaszálas	egyenesszárnyúak		negatív	Chisté et al. 2016.
kaszálas	egyenesszárnyúak		semleges	Déri et al. 2007.
kaszálas	egyenesszárnyúak		negatív	Kaláb et al. 2020.
kaszálas	egyenesszárnyúak	nagy testű fajok	negatív	Kaláb et al. 2020.
kaszálas	egyenesszárnyúak	élőhely- specialista és mozgékony fajok	pozitív	Kaláb et al. 2020.
kaszálas	egyenesszárnyúak		negatív	Rada et al. 2014.

kaszálás	egyenesszárnyúak		negatív	Révész et al. 2024.
kaszálás	futóbogarak	szárazságkedv elő fajok	pozitív	Cizek et al. 2012.
kaszálás	futóbogarak		pozitív	Grandchamp et al. 2005.
kaszálás	futóbogarak		negatív	Révész et al. 2024.
kaszálás	gyűrűsférgesek		pozitív	Józefowska et al. 2018.
kaszálás	gyűrűsférgesek		negatív	Pižl & Starý 2001.
kaszálás	hangyák		pozitív	Grill et al. 2007.
kaszálás	hangyák		semleges	Kőrösi et al. 2014.
kaszálás	hangyák		pozitív	Pech et al. 2015.
kaszálás	kaszázpókok		negatív	Mazalová et al. 2015.
kaszálás	kétszárnyúak		pozitív	Mazalová et al. 2015.
kaszálás	méhek		semleges	Steffan-Dewenter & Leschke 2003.
kaszálás	multitaxon	egyenesszárnyúak, futóbogarak, nappali lepkék, pókok	negatív	Cizek et al. 2012.
kaszálás	nappali és éjszakai lepkék		negatív	Baur et al. 2006.
kaszálás	nappali lepkék		pozitív	Kalivoda & Grendár 2001.
kaszálás	nappali lepkék		pozitív	Kőrösi et al. 2014.
kaszálás	nappali lepkék		pozitív	Kőrösi et al. 2014.
kaszálás	nappali lepkék		negatív	Skórka et al. 2007.
kaszálás	nappali lepkék, csüngőlepkék		negatív	Brupaccher et al. 2016.
kaszálás	nappali lepkék, csüngőlepkék		pozitív	Mazalová et al. 2015.
kaszálás	nappali lepkék, csüngőlepkék		pozitív	Schmitt 2003.
kaszálás	nappali lepkék, csüngőlepkék		pozitív	Wettstein et al. 2001.
kaszálás	pókok	generalisták	pozitív	Cattin et al. 2003.

kaszálás	pókok	ritka és nem mozgékony fajok	negatív	Cattin et al. 2003.
kaszálás	pókok		semleges	Cattin et al. 2003.
kaszálás	pókok		negatív	Déri et al. 2007.
kaszálás	pókok	Araneidae, Clubionidae, Gnaphosidae	negatív	Entling et al. 2008.
kaszálás	pókok		semleges	Entling et al. 2008.
kaszálás	pókok		negatív	Mazalová et al. 2015.
kaszálás	pókok	avarlakók	pozitív	Pech et al. 2015.
kaszálás	pókok	növényzetben lakók	negatív	Révész et al. 2024.
kaszálás	pókok	avarlakók	semleges	Révész et al. 2024.
kaszálás	poloskák		negatív	Révész et al. 2024.
kaszálás	televényférgek		negatív	Józefowska et al. 2018.
kaszálás	ugróvillások		negatív	Mazalová et al. 2015.
legeltetés	bogarak	futóbogarak, levélbogarak, ormányosbogarak	semleges	Batáry et al. 2007b.
legeltetés	bogarak		negatív	Mazalová et al. 2015.
legeltetés	csigák		negatív	Ausden et al. 2005.
legeltetés	csigák	Vörös Listás fajok	negatív	Boschi & Baur 2007b.
legeltetés	csigák		negatív	Labaune & Magnin 2002.
legeltetés	csigák	ritka, mezei fajok	pozitív	Labaune & Magnin 2002.
legeltetés	edényes növények		negatív	Berisha & Geci 2023.
legeltetés	edényes növények		semleges	Kormann et al. 2015.
legeltetés	edényes növények		semleges	Steffan-Dewenter & Leschke 2003.
legeltetés	egyenesszárnyúak		semleges	Chisté et al. 2016.
legeltetés	egyenesszárnyúak		pozitív	Hoste-Danyłow et al. 2010.
legeltetés	egyenesszárnyúak		pozitív	Jerrentrup et al. 2014.

legeltetés	egyenesszárnyúak		pozitív	Kampmann et al. 2008.
legeltetés	egyenesszárnyúak		semleges	Rada et al. 2014.
legeltetés	egyenesszárnyúak		pozitív	Wettstein et al. 2001.
legeltetés	futóbogarak		negatív	Grandchamp et al. 2005.
legeltetés	méhek		pozitív	Kormann et al. 2015.
legeltetés	multitaxon	egyenesszárnyúak, holyvák, nappali lepkék, mezei kabócák, méhek, poloskák, pókok, zengőlegyek	negatív	Kormann et al. 2015.
legeltetés	multitaxon	bogarak, nappali lepkék, csüngőlepkék, poszméhek	semleges	Mazalová et al. 2015.
legeltetés	nappali lepkék		semleges	Jerrentrup et al. 2014.
legeltetés	nappali lepkék		negatív	Kalivoda & Grendár 2001.
legeltetés	nappali lepkék, csüngőlepkék		negatív	Mazalová et al. 2015.
legeltetés	pókok		pozitív	Berisha & Geci 2023.
legeltetés	pókok		negatív	Polchaninova et al. 2016.
legeltetés	pókok		negatív	Pozzi et al. 1995.
legeltetés	pókok	avarlakók	negatív	Řezáč & Heneberg 2019.
legeltetés	pókok	növényzetben lakók	negatív	Řezáč & Heneberg 2019.
legeltetés	pókok		semleges	Szalkovszki et al. 2007.
legeltetés	pókok	avarlakók	semleges	Szinetár & Samu 2012.

legeltetés	pókok	növényzetben lakók	semleges	Szinetár & Samu 2012.
legeltetés	poloskák		pozitív	Kőrösi et al. 2012.
legeltetés	poloskák		pozitív	Polchaninova et al. 2016.
szárzúzás	atkák		semleges	Pižl & Starý 2001.
szárzúzás	darazsak	parazita fajok	semleges	Georgi et al. 2022.
szárzúzás	edényes növények		semleges	Caboň et al. 2021.
szárzúzás	edényes növények		pozitív	Doležal et al. 2011.
szárzúzás	edényes növények		semleges	Georgi et al. 2023.
szárzúzás	edényes növények		semleges	Kvítek et al. 1998.
szárzúzás	edényes növények		pozitív	Liira et al. 2009.
szárzúzás	edényes növények		semleges	Mašková et al. 2009.
szárzúzás	gyűrűsférgesek		negatív	Pižl & Starý 2001.
szárzúzás	hangyák		negatív	Pérez-Sánchez et al. 2018.
szárzúzás	méhek		semleges	Georgi et al. 2022.
szárzúzás	nappali lepkék, csüngőlepkék		semleges	Schmitt 2003.
szárzúzás	rovarlárvák	növényevő fajok	negatív	Georgi et al. 2023.
szárzúzás	talajlakó gombák		negatív	Caboň et al. 2021.
szárzúzás	viráglátogató rovarok		negatív	Georgi et al. 2023.