

BUDAPESTI CORVINUS EGYETEM

KERTÉSZETTUDOMÁNYI KAR

Növénytani Tanszék



Tudományos diákköri dolgozat

A bakancsos turizmus hatása a bükki kövek növényzetére

Gál-Babicz Ágnes

Környezetgazdálkodási agrármérnök, IV. évfolyam

Konzulens: Dr. Barabás Sándor, egyetemi adjunktus, PhD

Budapest, 2013

Tartalom

1. Bevezetés.....	3
2. Irodalom feldolgozás	4
2.1. A Bükk hegység rövid története	4
2.2. A Pulsatillo montanae-Festucetum rupicolae társulás a Tar-kőn és a Három-kőn.....	4
2.3. A hazai turizmus története és jelene, helyzete a Bükkben.....	6
2.4. Turistákra vonatkozó természetvédelmi szabályozások a Bükki Nemzeti Park területén, külföldi példák a korlátozásra	7
2.5. A turizmus által okozott taposási kár a nemzetközi és hazai szakirodalomban	8
3. Anyag és módszer.....	14
3.1. A vizsgálati területek kijelölése.....	14
3.2. Borítási százalék meghatározása	18
3.3. Virágzó hajtások számának és magasságának felmérése	19
3.4. Adatfeldolgozás	20
4. Eredmények bemutatása	23
4.1. Borítási arányok.....	23
4.2. Fajgazdagság és védett fajok	25
4.3. Gyepmagasság.....	26
4.4. Növényborítás összetétele	27
4.5. Különböző életformák előfordulása	29
4.6. Virágzó hajtások és fajok száma	30
4.7. Virágzó hajtások és fajok összetétele	31
4.8. Egyes fajok virágzása	32
4.9. Megfigyelt változások a második felvételezéskor	34
4.10. Reprezentatív fajok.....	34
4.11. Egyéb észrevételek	36
5. Összegzés	37
5.1. Az eredmények rövid összefoglalása	37
5.2. Összevetés a hazai és nemzetközi irodalommal	37
5.3. Javaslatok, további kilátások	41
Köszönetnyilvánítás:	42
Irodalomjegyzék	43
Melléklet.....	46

1.Bevezetés

A Bükki Nemzeti Park területén található Kövek természeti és tájképi adottságaiknak köszönhetően fokozottabban ki vannak téve a turizmus terhelésének. A gyalogtúrázók számára kiváltképp közkedvelt a turistaúton könnyen megközelíthető Tar-kő és a Három-kő, az Országos Kéktúra is közvetlenül e két kő mellett halad el, így a turistaforgalom egy forgalmas napon több száz fős is lehet ezeken a helyeken. A probléma az útról letérő és a fokozottan védett területeken megpihenő turisták magatartása. A taposási kár szemmel is érzékelhető.

A taposás mellett szemetelés, tűzgyújtás is veszélyezteti az itt megtalálható flórát.

A Bükki Nemzeti Park Igazgatósága által kiadott közlemény és korlátozás ellenére sem szűnt meg a terület taposás által történő károsítása, illetve nagyon kis mértékű javulás volt érzékelhető a vizsgált területek egyes részein.

Többféle felmérést végeztem a két területen, hogy teljes képet kaphassak a taposás hatásáról a társulás különböző tulajdonságai alapján. A vizsgálatokat egy vegetációs éven belül végeztem.

Célkitűzések:

- A vizsgált társulásban, az Északi lejtősztyeppréti élőhelyben és a benne természetesen előforduló fajokban okozott taposási kár felmérésére irányul a kutatásom.
- Cönológiai felvételek, borítási becslés, gyepmagasság meghatározása és a virágzás felmérése útján kapott adatok összehasonlítása és elemzése során kívánom modellezni a különbségeket és a változásokat a taposásnak kitett és a zavartalan területek között.
- Célom a degradáció mértékének felmérésén, az érzékenyebb tulajdonságok feltárásán keresztül a probléma fontosságának megbecsülése, a gyep regenerációját lehetővé tevő javaslatok megfogalmazása.

2. Irodalom feldolgozás

2.1. A Bükk hegység rövid története

A Bükk hegység az Északi-középhegység tagja, de felépítése eltér a nagytáj többi tagjától. Túlnyomórészt mészkő alkotja, amit a gazdag karsztjelenségek is mutatnak. A hegység központi része a 800-900 m tengerszint feletti magasságú Bükk-fennsík, aminek 20 km hosszú és 6-7 km széles területét meredek ormok, szakadékok, szurdokvölgyek választják el a szomszédos, jóval alacsonyabban fekvő területektől. A pleisztocénban tektonikusan emelkedő lépcsők és később a pala lepusztulása együttesen hozták létre az ormokat, más néven a köveket. (Sándor András, 1983) A fennsík határköveinek meredeksége minden esetben legalább 30°-os, néhol túlhajló, a lejtő hossza 400-600 méter. (Baczur János et al., 2002)

A Bükki Nemzeti Park 1997-ben, Magyarországon harmadikként alakult meg, 10 évvel később már közel 39 ezer hektáros védett területtel rendelkezett. Ez a nagy, egybefüggő természetes terület volt az egyik oka a Nemzeti Park megalapításának. Legfőbb értékei a sok, máig sem teljes számban feltárt több mint 1000 barlang, gazdag karsztos képződmények, a kövek vonulata, valamint több fokozottan védett növény- és állatfaj. Több, hazánkban csak néhány helyen található endemikus és reliktum növényfaj is él a Bükkben (Rakonczay Zoltán, 1989). Szigorúan védett területe a 80-as évek végén 5664 hektár volt. Sok fokozottan védett völgy és hegycsúcs található a hegységben, a kövek vonulata is szigorú védelem alatt áll. Ezek a területek legtöbbször teljesen el vannak zárva a turisták elől, jelzett turistaút esetén az útról letérni szigorúan tilos. (Sándor András, 1983)

2.2. A *Pulsatillo montanae*-*Festucetum rupicolae* társulás a Tar-kőn és a Három-kőn

A mészkő lejtősztyeppré az Északi-középhegység egyik leggyakoribb és legváltozatosabb társulása. (Csontos Péter, 1998) A köves, száraz-meleg élőhelyen szubkontinentális jellegű lejtősztyeppré alakult ki a Zempléni-hegység, az Aggteleki-karszt, a Mátra és a Bükk területén erubáz és rendzina talajokon, máshol csak szórványosan fordul elő ez a társulás.

A Bükkben a nyílt sziklagyepek záródásával jelennek meg a lejtősztyepprétek. Sziklakibúvásban jóval szegényebb társulás, a sziklagyepekre jellemző félcserjés és pozsgás életforma helyett a geofitonok és az egyévesek dominálnak kísérőfajként a gyep fő fajai, fűfélék és sások mellett. Kora tavasztól nyár közepéig tarka virágokban gazdagok ezek a rétek, majd egy szárazabb periódus után ősszel újra virágzás figyelhető meg. Az alapkőzet hatása mérsékeltebb, mint a sziklagyepekben, de meghatározza a gyep tulajdonságait, a Bükkben mészkövön alakultak ki

állományai. (Kovács J. Attila, 1995) A hegységben 125 cönológiai felvétel készült ezekről a gyepekről, sok még feldolgozásra vár.

A lejtősztyeppré a gyepdinamika olyan stádiuma, amin a növényföldrajzilag megfelelő minden sztyeppjellegű típus átjut, vagy ebbe az irányba fejlődik. Dolomiton és eocén mészkövön nem tud kialakulni, mert az amúgy mélyen gyökerező *Festuca* fajok itt nem tudnának záródni. (Csontos Péter, 1998) A szárazgyepeket, így a lejtősztyeppréteket is a fragmentáció veszélyezteti és a klímaváltozás hatásai is viszonylag korán jelentkezhetnek rajtuk. (Dr. Szép Tibor et al., 2011)

A Tar-kő és a Három-kő mészkövén kialakult lejtősztyeppré társulás a *Pulsatilla montanae*-*Festucetum rupicolae* (Dostál 1933) Soó 1964 corr. Borhidi 1997 (Sándor András, 1983). Ez a szárazgyep típus szubmontán övezetben, erősen napos déli lejtőkön kialakuló edafikus társulás. A vizsgált helyszíneken, 900 méter körül fordul elő ez a társulás, ahol az alapkőzet és a mezoklíma együttes hatása nem teszi lehetővé a beerdősülést. A Bükkben rendszina talajon található meg, másodlagosan megjelenhet az erdő kiirtása után erodálódó nyílt, sekély talajú felszíneken.



1. ábra *Geranium sanguineum* és *Centaurea triumfetti* ssp. *aligera* a Tar-kőn

Az Északi lejtősztyeppré zárt, xerotherm gyep, amelyben keskeny levelű, szárazságtűrő fűvek dominálnak, a mezofil jellegű, széles lombú fűvek és kétszikűek csak alárendelt szerepet játszanak. A Tar-kőn és a Három-kőn gyepalkotó fűfajai a barázdás csenkesz (*Festuca rupicola*), a deres csenkesz (*Festuca pallens*). A növénytársulás egy részlete az 1. sz. ábrán látható. Fajkészletében nagy a kontinentális elemek aránya. Értékes fajok a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*) hasznos tisztesfű (*Stachys recta*), a sárga hagyma (*Allium flavum*), a sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*), a rekettyelevelű gyújtóványfű (*Linaria genistifolia*), a hegyi kakukkfű (*Thymus pulegioides*), a leánykökörccsin (*Pulsatilla grandis*), a tarka nőszirm (*Iris variegata*) és az apró nőszirm (*Iris pumila*), ez a faj az 2. sz. ábrán látható. (Borhidi Attila, 2007), (Vojtkó András, 2011)



2. ábra *Iris pumila* a Tar-kőn

2.3. A hazai turizmus története és jelene, helyzete a Bükkben

A szabadidős turizmus egyik fajtája a gyalogos természetjárás. (Dr. Lengyel Márton, 1997) Hazánkban a gyalogtúrázás, kirándulás a 20. század első felében élte fénykorát. 1938-ban avatták fel az Országos Kéktúra útvonalát, amivel egy ma is élő mozgalom vette kezdetét. Ma is évente több százan kezdik el a több mint 1000 km-es távot, és ugyanennyi a sikeresen teljesítők számai is évről-évre. (Peták István, 2002) Manapság, a környezettudatos életmód; az egészség, mozgás, jó levegő fontosságának tudatában egyre többen merészkednek ki a környező erdőkbe, hegyekbe. A falusi turizmus felfedezésének hatására megnőtt a kistelepülések melletti kirándulóhelyek forgalma az Észak-magyarországi régióban is. (Dávid Loránt, 2007)

A bükki természetjárás a 19. század végén kezdődött, az akkor megalakult Magyar Kárpát Egyesület „Egri Bükk Osztálya” máig aktív szakosztály. Ebben az időben kerültek kijelölésre a ma is részben meglévő jelzett gyalogösvények. A 20. század elején és az első világháború következtében a bükki természetjárásban nagy hanyatlás következett be. Trianonnal felértékelődtek a hazánkban található középhegységek, így jelentősen fellendült a gyalogturizmus. A második világháború után a térség ipari településeiről munkás természetjárás indult meg a Bükkbe. Az évek során sok természetjáró kör alakult a térségben, némelyek megszűntek, de sok még ma is működik. A Bükki Nemzeti Park megalakulásával természetjáró és -védő egyesületek jöttek létre.

A Bükk hegység Eger és Miskolc szomszédságában igen sok kirándulónak jelent célpontot, illetve természeti és tájképi értékeivel nagyobb körzetben is vonzza a látogatókat. Rengeteg kerékpáros út és gyalogút szeli át a Nemzeti Park bükki területét. Autóval bárki számára megközelíthető a fontos, ritka élőhelyeknek otthont adó, érzékenyebb Bükk-fennsík területe, ahol a Tar-kő és a Három-kő is található. A fennsíkon is sok gyalogút vezet, az utak és a túrázók közkedvelt célpontja a kövek valamelyike gyönyörű kilátásuk miatt. Az 1970-es évek óta nagymértékben korlátozódott a hegység területén az autós turizmus, sok turistaútszakasz megszűnt

a fokozottan védett területeken a nemzeti parki határozatok következtében, így 112 túraútvonalból 76 maradt meg. (Sándor András, 1983) A 2011-es évben 35 szervezett teljesítménytúrát rendeztek a Bükkben, ezek közül 8 túra vezetett a Tar-kőre és a Három-kőre. Ilyenkor több száz résztvevő járja végig a kijelölt útvonalakat. A szervezők előzetesen egyeztetnek és engedélyt kérnek a Bükki Nemzeti Park Igazgatóságától. (Sztancsik György, 2011)

2.4. Turistákra vonatkozó természetvédelmi szabályozások a Bükki Nemzeti Park területén, külföldi példák a korlátozásra

A nemzeti parkok feladatai többek között a zavartalanság biztosítása az életközösségeknek, a természeti értékek megőrzése, és az oktatás. A turisták jelenléte zavarja a vadvilágot, ezért a turizmus szabályozásának tervezésében a természeti értékek a jövő számára való megőrzése a legfontosabb szempont. (Paul F. J. Eagles és Stephen F McCook, 2002)

A Bükki Nemzeti Park is szabályozza a gyalogos turizmust a nemzeti park területén, amelyet a „Látogatási szabályzat a gyalogos turizmusra vonatkozóan” című dokumentum határoz meg (a Bükki Nemzeti Park hivatalos közlése alapján):

Jogi háttér: A természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény

„Engedélykérelmeket az Észak-Magyarországi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőséghez (3501 Miskolc, Mindszent tér 4., Pf:379.) lehet benyújtani.

A Nemzeti Park egész területén működő Természetvédelmi Őrszolgálat ellenőrzi a szabályok betartását. Feladatkörei: hatósági, őrzési-őrszolgálati tevékenység, természetvédelmi szakmai és kezelési feladatok, valamint hatósági és szakhatósági ügyintézési feladatok.

A szabályoktól való eltérésért a nemzeti park igazgatósága nem vállal felelősséget.

A kijelölt utakról letérni semmilyen eszközzel, semmilyen körülmények között nem szabad. Erre hívja fel a figyelmet a fokozottan védett területet jelző tábla a helyszíneken, ami a 3. sz. ábrán látható.

Tilos a védett növényfajok egyedeinek veszélyeztetése, engedély nélküli elpusztítása, károsítása, élőhelyeinek veszélyeztetése, károsítása.

Tilos a védett állatfajok egyedének zavarása, károsítása, kínzása, elpusztítása, szaporodásának és más élettevékenységének veszélyeztetése, lakó-, élő-, táplálkozó-, költő-, pihenő- vagy bújóhelyeinek lerombolása, károsítása.”

A Nemzeti Park látogatási korlátozásokat is életbe léptethet, úgy mint a szakdolgozatom tárgyának vizsgálata helyszínén és idejében:

Több más helyszín mellett a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság fokozottan védett természetvédelmi értékek megóvása érdekében a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény

40.§. alapján érvényben levő jogszabályok betartását 2011.02.20. és 2011.06.31. között kiemelten ellenőrizte az alábbi helyszíneken:

„-**Három-kő fokozottan védett területen:** a Három-kőre fölvezető jelzett turistaútról letérni, a Három-kő sziklagyepén tartózkodni tilos!”

„-**Tar-kő fokozottan védett területen:** a Tar-kő kilátópontja a Keskeny-rét (Három-kő) valamint az Őserdő irányából jelzett turistaúton megközelíthető. A jelzett turistaútról letérni tilos! Az Őserdő felől érkezők a sziklaperemhez vezető kitaposott, „rövidítő” nyomot nem használhatják azt a helyszínen szalagozással lezárjuk. A Tar-kőre fölérve a kijelölt területen belül szíveskedjenek tartózkodni.”

(<http://bnpi.hu/oldal/latogatoi-szabalyzat-104.html>)



3. ábra Fokozottan védett területet jelző tábla

A külföldi védett területeken is találkozni lehet korlátozásokkal.

Egy kaliforniai tanulmány arra tért ki, hogy a már bizonyított taposási kár mérsékléséhez a terület vezetőinek szezonális korlátozásokat kell bevezetni. A korlátozások pontos tervezésekor ismerni kell az adott terület talajtani és biotikus adottságait, a megtalálható társulás regenerációs képességét. Egy-egy élőhely teljes regenerációjához a szerzők szerint 50-100 évre van szükség. (Fred R. Kuss, Christine N. Hall, 1991)

Ausztráliában a veszélyeztetett növények megőrzése és a gyalogos túrázók által okozott károk enyhítésére a védett területeken az eltérő hasznosítást és a területlezárást tartják megoldásnak. (Catherine M Pickering és Wendy Hall, 2007)

2.5. A turizmus által okozott taposási kár a nemzetközi és hazai szakirodalomban

A turizmus akarva-akaratlanul zavarja a környezetet, az élővilágot. Ennek a zavarásnak a legérzékenyebb fajok esnek először áldozatul. A faunában okozott biomassza és fajcsökkenés mellett az idegenhonos fajok behurcolása is nagy veszélyt jelent a védett területek

életközösségeiben. A növénygyűjtés, virágszedés is jelentős kárt okozhat bizonyos, magas esztétikai értékkel rendelkező fajok esetén. A kirándulók által gyakran okozott erdőtűz nagy veszélyt jelent az erdőkre, gyepekre, főleg a száraz, nyári időszakban, amikor egyébként is többen keresik fel a természetet. (Puczkó László, 1999)

Ausztráliában a védett területeken a flórában a turizmus által okozott kár jobbra lokalizált, de nagymértékben rontja az ökoszisztéma működését, a zavart területekkel szomszédos élőhelyeket is degradálja. A károk között nem csak a vegetáció leromlása, de a nem honos fajok, kórokozók behurcolása és a talajerózió is szerepel. A károsítás a területhasználat típusától és idejétől, a turisták viselkedésétől, a zavarás kiterjedésétől, a fajok és társulások érzékenységtől és a területre jellemző abiotikus tényezőktől függ. (Catherine M Pickering és Wendy Hall 2007)

A turizmus okozta kár egyik formája a taposás általi károsítás, ami a 4. sz. ábrán is jól látható. A kutatások alapján a lágyszárúakat, és a fás szárúakat eltérő mértékben, de egyaránt érinti ez a fajta bolygatás. (David N. Cole, 1995) Sok tanulmány foglalkozott a taposás okozta degradációval, úgy mint Sanjay K Nepala és Paul Wayb kutatása a Mount Robson Provincial Park-ban, Kanadában, ahol több különböző élőhelyen, két különböző mértékben használt úton mutatták ki a taposás és a zavarás káros hatásait, fás szárú és lágyszárú vegetációkban egyaránt. A kevésbé taposott ösvénynél jóval magasabb volt az élőnövény-borítás aránya. Az út menti kvadrátokban a növényborítás kisebb volt. A szabad talajfelszín arányára fordított tendenciát mutatott. A kisebb mértékben taposott ösvény esetén a mérsékeltbb használat miatt a növényzeti borítás egyöntetűbb volt az összes kvadrátra nézve, a növényzet állapota itt homogénebb volt, a taposottabb út kvadrátjainak kisebb fokú természetessége egyértelműen az erdészeti- és gyepterákosításnak tudható be, jól látható volt ez az út melletti kvadrátokban, ahol egyes esetekben a növénytakaró nagy vesztesége volt megfigyelhető. Különbség inkább a lágyszárúak közt volt.

Az ösvény melletti kvadrátokban 17, míg a kontrol kvadrátokban 7 olyan faj volt, ami máshol nem fordult elő. Három rizómás, taposást jobban tűrő növény jelent meg, mint fő előforduló a zavartabb területeken. Idegenhonos fajok csak az út menti kvadrátokban, főleg a taposottabb út területén voltak találhatóak, ezt magyarázhatja a Nemzeti Park gépjárműinek hatása a terjesztésben. Ez a tendencia visszaszoríthatja a honos fajokat, így veszélyes lehet a természetes életközösségekre. Az út menti kvadrátokban általánosan nagyobb volt a diverzitás, ez az intenzívebben használt gyalogútnál volt jobban kimutatható. A növényi ökológia alapján a fajgazdagság nagyobb volt a bizonyos mértékben zavart területeken. A virágzás eltérése nem volt szignifikáns, de a természetes állapottól való eltérés a taposottabb ösvénynél mérhetően nagyobb volt. (Sanjay K. Nepal és Paul Way, 2007)



4. ábra A bakancs és hatása; jól látható kár a Tar-kő Északi lejtősztyepprértjén

J. Whinam és N. Chilcott Tasmaniában végzett kísérletei kimutatták, hogy a legtöbb növénytársulásra káros hatással van az ember általi taposás, arányosan annak mértékével. Némi kivételt a lápok, vizenyős területek jelentettek, ahol a víz jelenléte egy mértékig azonnali védelmet, regenerációt biztosíthat. 30, 200 és 700 gyalogos áthaladása után vizsgálták a területeket. Százalékos arányú összehasonlítás történt a taposás utáni összezúzott növényi részek és terület eredeti biomassa tömege között. Az így kapott veszteség egyenesen arányos volt a taposás mértékével. A gyepterületen élő néhány cserje kevésbé volt érzékeny a törésre. 36 m²-es kvadrátban lett mérve a növény és a szabad talajfelszín borításának mértéke. A fajonkénti borítás is felmérésre került, a fajok életformáinak feljegyzésével. A fajgazdagság nőtt a taposást követő évre. A növényi borítás mértéke nőtt a 12 hónap végére, de a tartós kárt jelzően ez időszakon belül a csupasz talajfelszín mértékében is növekedés volt megfigyelhető az első 6 hónapon keresztül, ami arra utal, hogy egy ideig a regeneráció nem történik meg a zavart területen. A taposást követően egy azonnali, jelentős vegetációcsökkenés következett be. A fűféléknél 6 hét után volt észlelhető egy jelentősebb borításbeli csökkenés. 30 fős taposás után nem volt változás a növénytakaróban, a szabad talajfelszín 6 hét után csökkent, de a 12. hónapra nőtt. Keresztmetszeti profilt is vizsgáltak a kvadrátokban, amiből kiderült, hogy 700 gyalogos 45%-al nagyobb növényborítási veszteséget okozott a területen, mint 200.

A regeneráció a taposást követő 6 hónapon belül elindult, de a 12 hónap végére sem érte el a taposás előtti szintet a 700, illetve a 200 gyalogos által taposott területek állapota. A 30 fő által taposott területen az első 6 hónapban nőtt a talajveszteség, és az egy év leteltével is csak csekély mértékben regenerálódtak a kvadrátok. Ez a vizsgálat nem mutatott ki arányos értéket a taposás intenzitása és a talajveszteség között. A WHA útmonitorozó eljárás (Hawes, 1995) keretében 3 változó került vizsgálatra; mélység, növényzettől mentes és taposott, növényzettel borított terület. A növényzet nélküli felszín növekedése csak a 12. hónapban volt megfigyelhető a 700 fős taposás esetében. A taposási kár kiterjedése a taposás után hirtelen megnőtt, 6 hétig növekedett, majd a 6.

hónapra csökkent, jelezve a helyreállást. A 200 gyalogos által taposott területen jelentős növekedés jelentkezett a növényzettel nem borított területben. A taposott felszín arány csökkent, azonban nem érte el a taposás előtti szintet. A taposás szervesanyag-veszteséggel, talaj degradációval és a növényborítás csökkenésével járt. Kutatásukból az is kiderült, hogy a lovak sokkal nagyobb és hosszabban tartó kárt okoznak egy területen, mint az emberek. (J. Whinam és N. Chilcott, 1999)

Eric M. S. Esby szakdolgozatában Dél-Kaliforniában, a Santa Monica hegységben végzett felméréseket a taposás hatásairól. A tanulmány tárgya az egycélúan és többcélúan használt nyomvonalak összehasonlítása volt. Az adatok felvétele 3 héten belül megtörtént, így csak az adott időszakra jellemző (augusztusi) fajok szerepeltek a fajlistában. Az eredmények alapján az őshonos növényzet borításának csökkenése a nyomvonal mellett a nyomvonaltól távoli kvadrátokhoz képest 25%-os volt, ami nem szignifikáns, de a társulásra nézve mégis jelentős. A nem honos fajok aránya és borítása azonban 80%-al több volt a nyomvonal melletti kvadrátokban. Az idegenhonos fajok aránya közel 90%-al magasabb volt a többcélúan használt utak menti kvadrátokban, mint a kevésbé használt utak mentén. A bozót esetében ez az arányeltérés csak 30%-os volt. Az őshonos fajok aránya 16%-al csökkent a többlet használt utak esetén. Az avar borítása az utaktól 10 m-re eső kvadrátokban 40%-al nőtt.

A vizsgálat kimutatta, hogy a fajgazdagság és a fajösszetétel rosszabb képet mutat zavarás esetén, mint a nem taposott vagy kevésbé intenzíven használt területeken. Egy másik észrevétel alapján azok az ösvények, ahol túrázás mellett kerékpároznak és lovagolnak is, szélesebbek, az egymást kikerülő természetjárók jobban igénybe veszik az utak szélét, több zavarást okoznak, ami az itt szükséges nagyobb mértékű karbantartási munkákkal együtt kedvezőbb az idegenhonos fajok terjedésének. A kevesebb avar a talajon a talaj fokozottabb melegedését okozza, kevésbé véd a besugárzástól, a talaj hamarabb kiszárad. Az avar a csírázást befolyásolja, egyes növények allelopátiás hatása az avar által érvényesül, ha ez hiányzik, akkor az élőhelyre be tudnak törni más, nem őshonos növények is. A szabad talajfelszín oka lehet egy idegenhonos inváziós folyamatnak. (Eric Matthew Siket Esby, 2011)

Aaron P.Potito és Susan W. Beatty kutatása Kolorádó egy olyan területén folyt, ahol magassági gyepeket lehetett tanulmányozni 1800 méter körüli tengerszint feletti magasságban, hogy a folyó általi inváziós növények terjedését ki lehessen zárni. A vizsgált utak közt volt kevésbé, illetve intenzívebben igénybevett ösvény. Összesen 20 idegenhonos és 46 honos fajt találtak, ezekből 26 zavarástűrő és 40 zavarásra érzékeny volt. A 20 idegenhonos közül 15 zavarástűrő volt.

A nem honos fajok borítása 5%-ról 15%-ra nőtt az úttól távoli részekről az út menti vizsgált területekig. A zavarástűrő fajoknál ez a növekedés 10%-ról 37%-ra történt. A zavarásra érzékeny fajok borítása ebben az esetben 54%-ról 32%-ra, a honos fajok előfordulása pedig 59%-ról 54%-ra

csökkent. A takarás nélküli talajfelszín aránya 7%-ról 17%-ra nőtt. A használaton kívüli utaknál nem volt megfigyelhető semmilyen szignifikáns változás a növények előfordulásában, szabad talajfelszín borításában volt megfigyelhető 9%-ról 14%-ra való növekedés, köszönhetően az út kialakítása miatti munkálatoknak. Az úttól távol eső vegetációk hasonló képet mutattak minden használati szintnél. A használt utak menti kvadrátok fajösszetételében a honos fajok száma 35%-os, a zavarást kerülő fajok száma 46%-os csökkenést mutatott a nem zavart állapothoz képest, az össz fajszámban pedig 24%-os volt a csökkenés. Az út mellett a zavaró hatás 1 méteren belül volt érzékelhető, ahol az idegenhonos, zavarástűrő fajok és a szabad talajfelszín borítása 16%, 33% és 23%, 1 méteren túl pedig 5%, 10% és 7% volt. A honos és nem ruderalis fajok borítása 41% és 27% volt az út mellett, 1 méteres körzeten kívül pedig 54% és 49%-os borítást lehetett mérni. A 10 és a 3 éves utak közt nem volt különbség, tehát a növényzet degradációját elsősorban a zavarás, nem pedig a használat időtartama befolyásolta egy bizonyos idő után. A szabad talajfelszín jó talaja a zavarástűrő és nem honos fajok terjedésének. (P.Potito és Susan W. Beatty, 2005)

A Termessos Nemzeti Park könnyen megközelíthető, sűrűn látogatott, területén a leggyakoribb szabadidős tevékenység a túrázás, ezért ez a park lett kiválasztva a vizsgálat helyszínének. Meryem Atik és társai azt vizsgálták, hogy a fajgazdagság, a vegetáció a gyepmagassága és a növényborítás hogyan változik a taposás hatására. Az átlagos fajszám magasabb volt az úthoz kapcsolódó parcellákban, mint az úttól távolabbiakban. Ennek magyarázata, hogy a zavarás hatására kedvezőbb fényviszonyok alakulnak ki a lágyszárúak számára, mint a zárt erdők alatt, így több faj jelenik meg a zavart területeken. A növényzet magasságán látszott a lényeges különbség, az út menti parcellák vegetációmagassága kisebb volt, mint a távolabbi parcelláké. A növényborítás mértéke az út közvetlen közelében a sok taposás miatt alacsonyabb volt, viszont az örökzöld erdő jelenléte miatt a lágyszárúak nagyobb számban voltak jelen az ösvény mentén. (Meryem Atik, 2012)

A taposás hatásának feltárására irányított taposási tesztet alkalmaztak Montanában, amiből kiderült, hogy a taposás a gyepekben nagyobb kárt okoz, mint az erdőtársulásokban. A taposás intenzitásának növelésével nőtt a szabad talajfelszín aránya és a vegetációban okozott faj- és biomasszavesztés is. A taposási tesztnek kitett területeken a legtöbb érzékeny faj eltűnt, voltak olyan fajok, amik kisebb mértékű taposásnak ellenálltak, de intenzívebb zavarás esetén ezek a fajok is eltűntek. A fajdiverzitás általánosan csökkent a degradált területeken, így az életközösségek ellenállóképessége is leromlott. (David N. Cole, 1995)

Egy másik montanai kutatás is rávilágított arra, hogy különböző taposások során, beleértve a turisták általi taposást is, a szabad talajfelszín aránya nőtt a taposott területen, a lágyszárú fajok egy része érzékenyen reagáltak a zavarásra, és eltűnt a területről. (David N. Cole és D. R. Spildie, 1998)

A lágyszárúak közti különbség vizsgálatából kiderült, hogy a csomós növekedésű fűfélék sokkal jobban ellenálltak a bolygatásnak, mint a hosszú, felálló hajtásokkal rendelkező lágyszárúak. Továbbá, a Ch életformájú fajok is érzékenyen reagáltak a taposásra, a sokkal rugalmasabb felépítésű H és G életformájú növényekhez képest. A Ch fajok bizonyos szintű tűrési képességét a szélsőséges viszonyokhoz alkalmazkodva, jobb ellenállóképességük adta. (David N. Cole, 1995)

Egy másik tanulmány is hasonló eredményeket produkált Kanadában, ahol kimutatták, hogy a növényzetben bekövetkezett veszteség, a fajgazdagság csökkenése és a szabad talajfelszín is egyenes arányban nő a taposás mértékével. (Eden Thurston és Richard J. Reader, 2001) Egy belga kutatás kimutatta, hogy a taposás minden vegetáció életében stresszhatással jár. A vizsgált területen a fajgazdagság nőtt a taposott úthoz közeledve, ami azt jelenti, hogy egy szintig a bolygatás gazdagíthatja a társulást. (Pieter Roovers et al., 2003)

Egy ausztrál szimulált taposási kísérlet során az alábbi megfigyeléseket észlelték a kutatók; a növényzet magassága volt a legérzékenyebb a taposásra és a fűfélék voltak a legellenállóbbak a lágyszárúak között. (Dan Sun és Michael J. Liddle, 1993) Szálkaperjés erdősztyeppben végzett kutatás kimutatta, hogy a gyep zavarás által érintett területein a virágzás diverzitása és a fajösszetétel értéke csökken, olyan gyomosító fajok jelennek meg, mint például az *Agropyron repens*. A kutatás reprezentativitása érdekében a szerző a többéves cönológiai felvételezés fontosságára hívja fel a figyelmet, hogy ne csak a térbeli mintázatok, de az időbeli folyamatok is figyelemmel kísérhetők legyenek. (Virágh Klára et al., 2006) Egy Kaliforniában készült tanulmány szerint a fajgazdagság csökken, a fajdominancia megváltozik, egy, a virágzásban megfigyelhető negatív irányú változás jelentkezik a taposás hatására. (Fred R. Kuss és Christine N. Hall, 1991) Egy, a Délnyugat-Dunántúlon végzett felmérés a bolygatás hatására történő ruderalizálódás folyamatát úgy határozta meg, hogy ezeken a területeken elszaporodnak a nitrogénkedvelő fajok. (Dancza István, 2007) Az 5. sz. ábrán jól látszik a degradálódott állapot.



5. ábra Ruderalizálódott *Pulsatillo montanae*-*Festucetum rupicola* társulás a Három-kőn

3. Anyag és módszer

3.1. A vizsgálati területek kijelölése



6. ábra A Tar-kő és a Három-kő térképe

A két-két vizsgálati pont a Bükki Nemzeti Park területén található két fokozottan látogatott területen lett kijelölve (6. sz. ábra). Az egyik terület a Három-kő, 904 méter, a másik a Tar-kő, 950 méter tengerszint feletti magassággal. A két kő szomszédos egymással, légvonalban 1,2 km a köztük mért távolság. Mindkét csúcs délies kitettségű, így feltételezhető, hogy a környezeti viszonyok közel azonosak, úgy mint a besugárzás, csapadékmennyiség és intenzitás, hőmérséklet, szélerózió, esetleg jelentkező vadkár. A népszerű kék jelzésű Országos Kéktúra útvonal közvetlen a csúcsok alatt halad el, más jelzéssel rendelkező turistautak kitérőt tesznek a két hegy kopárjára. Sok kiránduló úticélja e két kő, ezért itt fokozott az út igénybevétele, de emellett több, turisták által kijárt jelöletlen ösvény, pihenőhely is kialakult a gyepek területeken. Ez a két terület sok éve képezi konfliktus forrását a Nemzeti Park számára. A helyszínek két lapos, déli kitettségű, tehát napsütéses időben meleg, pihenésre kiválóan alkalmas területek. Emellett a nagy terület lehetővé teszi nagyobb társaságok, csoportok szabadidős tevékenységét, úgymint szabadtéri játékok, tűzgyújtás. Tájéki adottságuk híres, a Bükk legszebb kilátást nyújtó helye ez a két kő. Mindkét terület fokozott védeltséget élvez, ezért az útról letérni vagy a területen időzni szigorúan tilos, pénzbírsággal büntetendő. A Nemzeti Park tervezi az eddigi turistaút elvezetését, hogy kisebb felületen terhelje a turistaforgalom az értékes gyepeket.

A vizsgált növénytársulás a *Pulsatilla montanae*-*Festucetum rupicolae* mindkét helyszínen. Ez a gyeptípus a Mátra, a Bükk, az Aggteleki-karszt és a Zempléni-hegység területén fordul elő hazánkban, ahol a beerdősülés a helyi klíma és az alapkőzet miatt nem történik meg. Ez a vegetációtípus igen fajgazdag, sok értékes lágyszárúval, mint például *Pulsatilla* fajok, az *Adonis vernalis* és az *Aster oleifolius*. (Borhidi Attila, 2007) Sajnos a rendkívüli száraz időjárás és a

felvételezést megelőző száraz időszak miatt ezek a fajok nem szerepelnek az általam készített 2012-es fajlistában.

A vizsgálatra való kiválasztás okai: A társulás fajgazdagsága, sebezhetősége, elérhetősége miatt jól reprezentálja a taposás okozta hatásokat. Fontos társulás, sok értékes növényfajnak ad otthont. (Kovácsné Láng Edit és Török Katalin, 1997) A vizsgálandó területeknél arra törekedtem, hogy a vegetáció összetétele jól reprezentálja a növénytársulást, illetve hogy a taposás mértéke a kiválasztott vizsgálati területeken ne legyen kiugró vagy túl alacsony a helyszíneken megtalálható sztyeprétekben egyébként is tapasztalható tendenciához képest. (Dr Szép Tibor et al., 2011) A vizsgált négy transzekt helyének kiválasztásánál és a kijelölésnél külső konzulensem, Sulyok József, a Bükki Nemzeti Park Élővilágvédelmi osztályának osztályvezetője volt segítségemre.



7. ábra Sziklakibúvás és taposás az egyik kvadrátban (3-as transzekt, 4-es kvadrát)

Két-két 6×1 méteres transzekt lett kijelölve a Tar-kőn és a Három-kőn úgy, hogy mindegyikből 3×1 méter taposott, a másik 3 m² pedig ránézésre bolygatatlan területet fedjen le. A transzektok irányai is közel azonosak, D-Dny-i kitettséűek. Mind a négy transzekt úgy lett felvéve, hogy azok nagyrészt ne jelzett utakat érintsenek, hanem turisták által a fokozottan védett területeken illegálisan kialakított ösvényekre essenek. Minden transzektben 6 darab, 1×1 m-es kvadrát lett elkülönítve, a kvadrátok adták a mérési egységeket, kvadrátonként történt a későbbi adatelemzés is. Egy ilyen kiválasztott kvadrát látható a 7. sz. ábrán.

A négy transzekt helyszíne úgy lett előzetesen kiválasztva, hogy ránézésre mindegyikben 3 kvadrát nem taposott, (kontroll kvadrátok), illetve 3 kvadrát taposott területet foglaljon magába. Így 4×3 kvadrátpárt kaptam a taposott és ugyanennyit a kevésbé taposott gyepterületeken. (Dr Szép Tibor et al., 2011) Az első három transzektnél ez a felosztás úgy jött létre, hogy az alsó három, a sziklaperemhez és így a sziklagyephez közelebb lévő kvadrát a kevésbé taposott tartományba, a felső három pedig a taposott területre esett. A negyedik transzektnél a terület adottságai, a taposási kár elhelyezkedése ennek a felosztásnak a fordított esetét tette lehetővé, de a későbbi adatelemzéseknél a kvadrátok összevonásánál a taposás mértéke adta a számozás alapját. Minden

esetben az 1-es, 2-es és 3-as kvadrátok voltak a kontroll kvadrátok, a 4-es, 5-ös és 6-os pedig a taposásnak kitett kvadrátok.

Az így kapott négy transzektet egymás ismételésének tekintettem a legtöbb adatelemzés során. A transztek borítási arányai, a vegetáció összetétele, a taposás mértéke némileg eltér egymástól, de a cél nem a vegetációk eltéréseinek kimutatása volt, hanem az, hogy a taposás okozta kárt fel lehessen mérni.

- Az 1-es transzekt a Három-kőn erdő szomszédságában olyan helyen helyezkedik el, ahol a kilátás nem olyan előnyös, mint a többi pontból, illetve a kontroll kvadrátok enyhe lejtésűek.
- A 2-es transzekt területe intenzívebben járt, közelben nincs magasabb növényzet, úgy mint cserjés, vagy erdő. A kontroll kvadrátok ebben a transzektben is lejtősek, illetve nagyon közel vannak a sziklaperemhez.
- A 3-as transzekt fekvése a Tar-kőn homogénebb, nem különíthető el jelentősen lejtősebb része, a kontroll kvadrátok itt is a perem széléhez közel helyezkednek el.
- A 4-es transzektben a taposott kvadrátok vannak közelebb az orom széléhez, némileg a kontroll kvadrátok lejtősebbek. Ez a transzekt kissé kiesik a turistaforgalomból a többi transzekthez képest.



8. ábra Lezárás szalaggal a Három-kőn, 2012. tavasz

A mintavételezés időpontjára esett a Bükki Nemzeti Park által kiadott közlemény, miszerint 2012.03.05 és 06.30. között a két területen a 8. sz. ábrán látható módon szalaggal való lezárások történtek és a szabályok betartását a Természetvédelmi Őrszolgálat szigorúan ellenőrizte. Ennek ellenére tapasztalataim alapján nem történt nagymértékű változás a taposás mértékében, a korábban okozott károk rövid idő alatt nem szűnnek meg, így nem kellett megváltoztatni a vizsgálati helyszíneket. Ezek a korlátozott látogathatóságú helyszínek a 9. sz. ábrán piros csíkozással vannak bejelölve. A vadak által okozott kár nem képezte vizsgálat tárgyát, így közel azonosnak tekintettem minden kvadrátban, illetve nem olyan mértékűnek, hogy a kontroll kvadrátok állapotát a taposottak szintjére leronthatná.



9. ábra Tar-kő (1-es, 2-es) és a Három-kő (3-as, 4-es) kijelölt transzektjei

A többszöri felmérés miatt az első kijelöléstől felismerhető jelek, fa cövekek, nagyobb kövek tették újra megtalálhatóvá a vizsgált transzektet. Ügyelni kellett arra is, hogy ne feltűnő, vagyis megrongálható, eltávolítható módon legyenek megjelölve tartósan a transzektet, ezért a használt jelölő eszközök természetes tárgyak voltak. A 10. sz. ábra a Tar-kő 4-es transzekt első kvadrátját mutatja.



10. ábra Kvadrát a Tar-kőn (a 4-es transzektben)

3.2. Borítási százalék meghatározása

A borítási értékek meghatározására egy teljesen átfogó felvételezés történt 2012. 05. 28-án. A második, kiegészítő borítás-felmérésre 2012. 07. 12-én került sor (Botta-Dukát Zoltán, 2010). Ekkor történt a gyepmagasság meghatározása is, és a változások megfigyelésére és lejegyzésére is a második alkalommal került sor. Ez alkalommal már nem készült teljes cönológiai felmérés, a túl nagy szárazság miatt a gyep állapota nem tett lehetővé, hogy összehasonlítható, reprezentatív mintát kapjak a második felvételezéskor. A 11. sz. ábra két kora tavaszi képet mutat a Tar-kő egy bizonyos részéről, más szögből. Jól látszik a 2012-ben készült jobb oldali képen a szárazság hatása tavasszal. A másik kép egy csapadékosabb évben készült. A rendkívül száraz idő következtében az első felvételezésnél korábbi időpont más, csapadékosabb évektől eltérően még nem volt alkalmas cönológiai felmérésre, illetve a tervezett, nyár végi/ősz eleji felvételezés is hasonló okokból nem valósult meg.



11. ábra Különbség egy csapadékos és a 2012-es száraz év között a Tar-kőn (2010, 2012; forrás: saját fotó)

A felvételezések Sulyok József közreműködésével és útmutatásával történtek. Minden transzektben kvadrátonként külön történt a borítási értékek becslése. Kvadrátonként fajlista készült, minden előforduló fajhoz a kvadrátban való borításának százalékos értéke lett rendelve. Ebből meg lehetett kapni az összes növényzet borításának arányát is fajokra osztás nélkül. A szabad talajfelszínre, a sziklás felszínre és az avarral borított felszínre is meg lett adva százalékosan a borítás mértéke. (Dr Szép Tibor et al., 2011) A 12. sz. ábrán egy kvadrát látszik éppen borításbecsléskor. Az így kapott adatok táblázatba lettek feljegyezve a helyszínen, amiket később a Microsoft Excel programba vittem be. Ezekből a felvételezésekből egy összesített fajlista készült Sulyok József segítségével az Új magyar fűvészkönyv (Király Gergely, 2009) alapján, ahol mind a négy transzektben előforduló fajok szerepelnek ismétlés nélkül, az elemzést segítő mutatószámokkal ellátva, úgy mint nitrogénigény, szociális magatartás típus, életforma.



12. ábra A borítási arány meghatározását segítő rácsháló a Tar-kő 1-es transzektjében

3.3. Virágzó hajtások számának és magasságának felmérése

A virágzó hajtások meghatározása három időpontban történt, 2012. 05. 01-én, 2012. 05. 29-én és 2012. 07. 17-én. A nyár végi/őszi felmérés a száraz időjárás következtében nem valósult meg. A négy transzektben kvadrátonként történt a virágzó hajtások megszámlálása fajonként, illetve a hajtások magasságának lemérése mérőszalaggal. A helyszínen a virágzó fajok listáját készítettem el kvadrátonként a hajtások számának és a hajtások egyenkénti magasságának megadásával, a később készült Microsoft Excel táblázatba a hajtásmagasságokat -ha több hajtásról volt szó- kvadrátonként átlagolva vittem be, hiszen a vizsgálatom célját képező taposási hatás kvadrátonként, és nem egyedenként volt mérendő ebben az esetben. Ez az egyszerűsítés a későbbi adatelemzést segítette. A különböző időpontokban történt virágzásra vonatkozó adatokat összevontam, nem választottam külön a felvételezés dátuma alapján, hiszen minden időszakban más fajok virágoztak, ez átfogó képet adott a kvadrátok virágzó fajgazdagságáról. A 13. és 14. sz ábrán két virágzó növényegyed látható.



13. ábra Virágzó *Erysimum odoratum* ssp. *buekkense* a Három-kőn

3.4. Adatfeldolgozás

Grafikus megjelenítés:

Az adatok elemzése során az alábbi paraméterek alapján készítettem el a kvadrátok között történt változások, eltérések grafikus megjelenítését a Microsoft Excel programban (Henn Tamás, 2011). Raunkier szerinti osztályozást használtam az életformákra (Raunkier, 1934), a nitrogénigény és a szociális magatartás típus megadásakor a Borhidi féle értékekkel dolgoztam (Borhidi 1995) (Bartha Dénes, 1995):

- *Borítási arányok*
- *Gyepmagasság*
- *Fajok száma*

A növényborítás eloszlása az alábbi szempontok alapján:

- *Nitrogénigény*
- *Szociális magatartás típusok*
- *Életformák*
- *Évelők és egyévesek*
- *Védett fajok*

A fajok előfordulása az alábbi szempontok alapján:

- *Nitrogénigény*
- *Szociális magatartás típusok*
- *Életformák*
- *Évelők és egyévesek*
- *Védett fajok*
- *Fajok száma*

Virágzó hajtások előfordulása az alábbi szempontok alapján:

- *Fajok száma*
- *Hajtások száma*
- *Szociális magatartás típusok*
- *Egyes fajok virágzó hajtásainak száma és magassága*

A négy transzekt kvadrátjait a transzekten belüli sorszámuk alapján összevontam, az adatokat együttesen néztem, ahol átlaggal számoltam, ott 4-el elosztottam az összegzett adatokat. Az így kapott 6 kvadrátot elemeztem a továbbiakban.

1. **Borítás:** A növényzet, avar, szabad talajfelszín és sziklás talajfelszín borítását egymáshoz viszonyítva kvadrátonként, százalékosan jelenítettem meg, illetve a borítások változását is megjelenítettem a 6 kvadrát között.
2. **Gyepmagasság:** A gyep magasságának változását jelenítettem meg a kvadrátok között, centiméter alapján.

3. **Fajok száma:** A fajszám változását jelenítettem meg a 6 kvadrátban.
4. **Növényborítás:** A kvadrátokban előforduló fajok százalékos eloszlását, annak változását jelenítettem meg a felsorolt tulajdonságok kategóriái alapján.
5. **Fajok előfordulása:** A fajszám változását jelenítettem meg a 6 kvadrátban a felsorolt tulajdonságok alapján, ahol lehetőség volt rá, ott kategóriánként. A zavart és kontroll kvadrátokat összehasonlítva a két terület összes fajából Jaccard Indexet számoltam:

$Sa = a / b + c - a$ ahol:

Sa = Jaccard hasonlósági koefficiens;

a = mindkét összehasonlítandó helyen megtalálható fajok száma;

b = fajok száma, amelyek b helyen találhatóak meg;

c = fajok száma, amelyek c helyen találhatóak meg.

(Urák István, 2007)

6. **Virágzó hajtások:** A virágzó fajok számának változását, a hajtásszám változását, a hajtások magasságát illetve a hajtások számának egymáshoz viszonyított százalékos arányát szociális magatartás típus, életforma, élettartam (évelő, egyéves) kategóriák alapján jelenítettem meg, továbbá a következő fajok: *Teucrium chamaedrys*, *Centaurea scabiosa*, *Veronica spicata*, *Bromus erectus*, *Phleum phleoides* hajtásszámát és átlagos hajtásmagasságát kvadrátonként és ezen adatok átlagát a taposott és kontroll területen szintén megjelenítettem grafikonon. A legtöbb fajnak csak néhány hajtása virágzott, ezért ezek az adatok nem voltak alkalmasak a statisztikai elemzésre. A különböző időpontokban felvett adatokat összesítve kezeltem.

Így nyomon követhető a változás a kontroll és a taposott kvadrátok között a felsorolt szempontokban.



14. ábra Virágzó Sérült *Taraxacum eritrospermum* tő a Tar-kő 4-es transzekt taposott részén

Statisztika:

A statisztikai adatelemzések során a Past programban (Paleontological Statistics Program) végeztem hipotézisvizsgálatokat (Henn Tamás, 2011) Normal probability plot, One-way ANOVA és Mann-Whitney (twosamples) elemzésekkel a transzektekben előforduló összes kvadrátban felvett értékek alapján. A kvadrátok közötti értékvtáltási pontot a Kruskal-Wallis test-el vizsgáltam. Az eloszlás normalitását, a taposott és kontroll értékek közti varianciát és szignifikáns különbséget vizsgáltam az alábbi értékek szerint:

- *Növényborítás százalékos aránya*
- *Avarborítás százalékos aránya*
- *Szabad talajfelszín borítás százalékos aránya*
- *Köves talajfelszín (sziklakibúvás) borítás százalékos aránya*
- *Fajszám*
- *Kvadrátonként összevont fajszám*
- *Évelő fajok*
- *Évelő fajok borítása*
- *Egyéves fajok*
- *Egyéves fajok borítása*
- *Kompetitor fajok borítása*
- *Stressztűrő fajok*
- *Stressztűrő fajok borítása*
- *Zavarástűrő fajok*
- *Zavarástűrő fajok borítása*
- *Virágzó hajtások száma*
- *Virágzó fajok*
- *Stressztűrő fajok virágzó hajtásainak száma*
- *Zavarástűrő fajok virágzó hajtásainak száma*
- *Évelő fajok virágzó hajtásainak száma*
- *Egyéves fajok virágzó hajtásainak száma*

4. Eredmények bemutatása

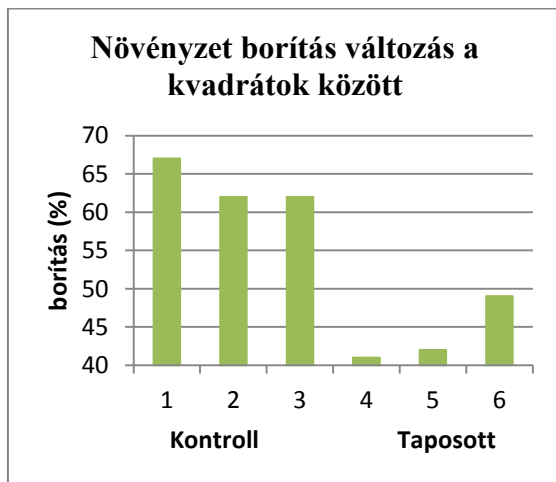
4.1. Borítási arányok

Nullhipotézisként az alábbi várható változásokat fogalmaztam meg a fő borítási értékek esetén:

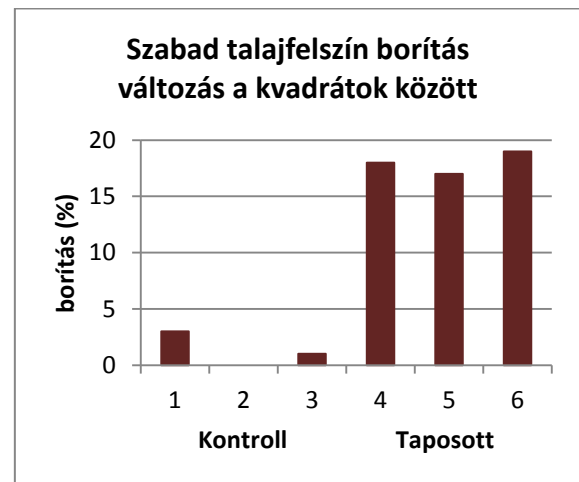
I. A növényzettel való területborítás százalékos aránya a taposott kvadrátokban alacsonyabb, mint a kontroll kvadrátokban.

Mann-Whitney test: $p(\text{same})$: 0,0261, One-way ANOVA: $p(\text{same})$: 0,009124, Kruskal-Wallis test: 0,19

A hipotézisvizsgálat alapján a kontroll és taposott kvadrát növényborítási értékei között szignifikáns eltérés van, így a nullhipotézis igazolható. Átlagosan 43%-al csökkent a borítás a taposás hatására. Az eltérést a 15. sz. ábra mutatja. A Kruskal-Wallis test azt mutatta ki, hogy az eltérés a 4-es kvadráttól jelentkezik szignifikánsan, tehát a kontroll 1-es, 2-es, 3-as kvadrátoktól eltérnek a taposott kvadrátok. Ez a változás azzal magyarázható, hogy a taposás következtében a növényzet sérül, sok helyen a fizikai károsodás olyan nagy, hogy onnan teljesen eltűnik a növényzet, a regeneráció pedig a taposás intenzitása és gyakorisága miatt gátolt.



15. ábra Növényzet borítás változása



16. ábra Szabad talajfelszín borítás változása

II. A szabad talajfelszín százalékos aránya a kontroll kvadrátokban nagyon alacsony, míg a taposott területeken jóval magasabb.

Mann-Whitney test: $p(\text{same})$: 0,26, One-way ANOVA: $p(\text{same})$: 0,0002288, Kruskal-Wallis test: 0,18

A hipotézisvizsgálat során a nullhipotézis beigazolódott, vagyis a szabad talajfelszín aránya szignifikánsan eltér a kontroll és a taposott kvadrátokban. A szabad talajfelszín aránya 10-szer nagyobb volt a taposott területeken. A Kruskal-Wallis teszt alapján a szabad talajfelszín

borításának jelentős eltérése a 4-es kvadrátban jelentkezik először. A 16. sz. ábra jeleníti meg a változás mértékét. A taposás következtében a növényzet borítása csökken, az avar egy részét a taposás során elhordják a felszínről, így a talajig lecsupaszítják a terület egyes részeit, ahogy ez a 17. sz. ábrán is jól látszik.



17. ábra Intenzíven taposott terület (1-es transzekt, 6-os kvadrát)

III. Az avar borításának aránya nem tér el szignifikánsan egymástól.

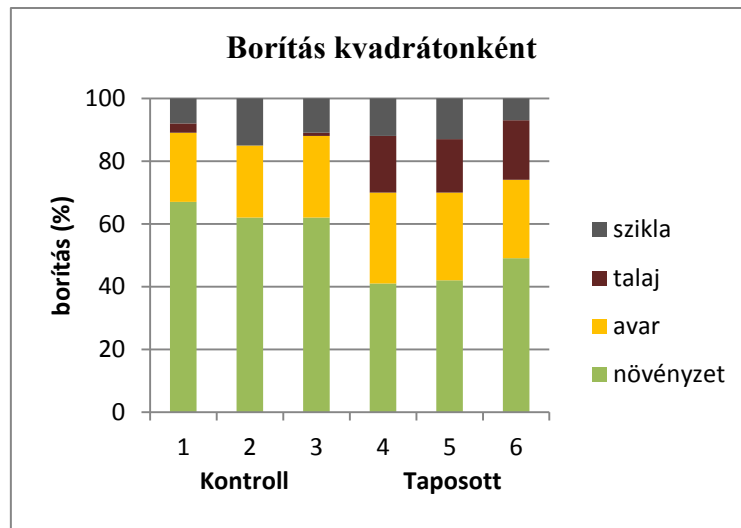
Mann-Whitney test: $p(\text{same})$: 0,0003228, One-way ANOVA: $p(\text{same})$: 0,25, Kruskal-Wallis test: 0,47

A nullhipotézist a statisztikai elemzések részben megcáfolták, tehát az avarborítás eltér a kétféle kvadrátokban az ANOVA alapján, a Kruskal-Wallis teszt alapján viszont csak kismértékű az eltérés. Átlagosan csak 18%-al nőtt az avarborítás a taposott kvadrátokban. Ezt jeleníti meg a 18. sz. ábra. A száraz időjárás, az előző évről visszamaradt avar és a felvételezés időpontjai miatt az avar borítása magasabb lehetett a több elszáradt növényi rész miatt a kontroll kvadrátokban. A taposott kvadrátokban a növényi részek elhalása és az avar elhordása együttesen eredményezte a kapott avarborítási adatokat. Egy őszi végi felmérés, amikor a gyep taposott része már nagyon igénybe van véve, más képet mutathatna.

VI. A sziklakibúvás aránya nem mutat szignifikáns eltérést.

Mann-Whitney test: $p(\text{same})$: 0,876, One-way ANOVA: $p(\text{same})$: 0,83, Kruskal-Wallis test: 0,665-0,884

Ez az alaphipotézis igazolást nyert az elemzések alapján, vagyis nincs jelentős eltérés a kvadrátokban a sziklakibúvás arányában. 8%-al csökkent a taposott kvadrátokban. Ez azzal magyarázható, hogy mivel a vizsgált transzekt sziklagyepek mellett található, a terület sekély talajú, sziklás felszínű, a sziklakibúvás természetes jelenség itt. Az adatok azt is mutatják, hogy a taposás nem erodálta a talajt.

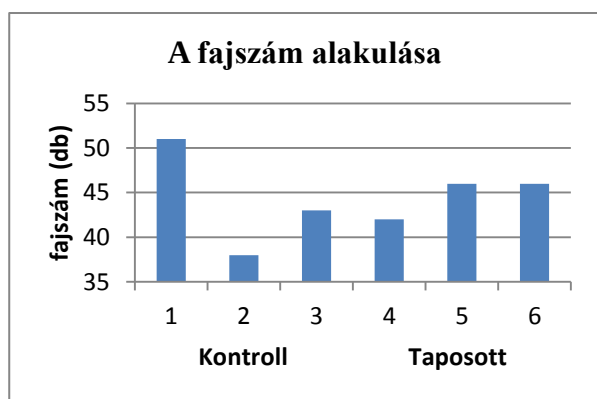


18.ábra A borítás összetétele

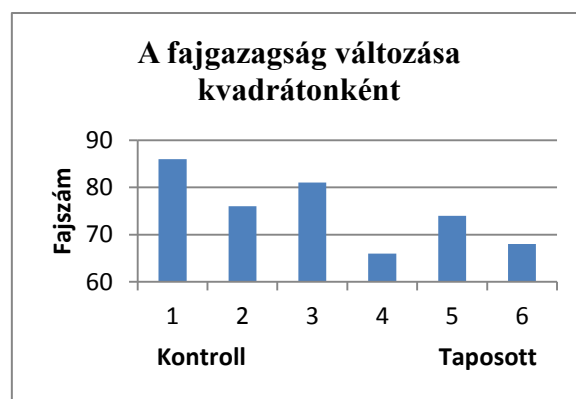
4.2. Fajgazdagság és védett fajok

A fajgazdagság változásánál az alaphipotézisem szerint a kvadrátokban előforduló fajok fajgazdagsága a kontroll kvadrátokban szignifikánsan nagyobb, míg a taposott részeken kisebb.

Ezt a hipotézisemet nem sikerült alátámasztani a hipotézisvizsgálat során, azonban összesítve az előforduló fajok száma a fajok ismétlése nélkül kicsit más képet mutat a grafikus megjelenítés alapján. Az változásokat jeleníti meg a 19. sz és a 20. sz. ábra. Ennek az oka, hogy a kontroll kvadrátokban a társulásra jellemző diverzitás és fajösszetétel figyelhető meg, a taposott kvadrátokban az érzékenyebb fajok hiányoznak, mint például a *Euphorbia epithymoides* (a 29. sz. ábrán láthatók virágzó hajtásai a 4-es transzektben), *Ajuga genevensis*, *Galium album*, *Primula veris*, *Allium flavum*. A taposás hatására kialakuló szabad talajfelszínre viszont új, taposást elviselő fajok tudnak betelepülni, mint a *Taraxacum officinale*, *Lolium perenne*, *Verbascum lychnitis*, *Poa annua*, *Polygonum aviculare*. Így az eltérés kisebb, vannak olyan fajok, amik az eltűnt természetesen előforduló fajok élőhelyén élnek. Bizonyított, hogy a zavarás bizonyos mértékig növeli a fajgazdagságot, megváltoztatja a kompetíciót, növeli az élőhely tulajdonságainak sokszínűségét, életteret nyit új fajoknak, más életformájú és szociális magatartástípusú fajok is megjelennek. Ez a tendencia összesítve kiegyenlítette a fajszámot, de egyes eseteket nézve a nagyon intenzíven taposott kvadrátokban kevesebb faj fordult elő, míg a kevésbé taposottak nagyobb fajgazdagságot mutattak, mint a kontroll kvadrátok, ez okozta a kiegyenlítődést.



19. ábra A fajszám változása



20. ábra A fajgazdagság változása

Az összes előforduló faj szempontjából a kontroll kvadrátok diverzebbek, mivel a kevésbé szélsőséges élőhelyen a társulás fajai gyakrabban fordulnak elő, míg a taposott részekben a bolygatás miatt az egyes fajok elterjedési lehetőségei korlátozottabbak. Az összesített fajlista alapján a taposott területen a fajszám 1 fajjal nőtt a kontroll területéhez képest. 25 darab, egyel kevesebb, csak a kontroll kvadrátokban előforduló faj volt, míg a taposott kvadrátokban összesen 26 faj fordult elő egyedien. A közös fajok száma 38 volt. Ez alapján számoltam ki a Jaccard Indexet. Az eredmény 0,39 lett, ami alapján a két terület kevésbé hasonlít egymáshoz, a taposás annyira megváltoztatta a vegetációt, hogy két, nagyban eltérő, különböző kísérőfaj készlettel rendelkező élőhelyről van szó.

A védett fajok borítása is mutat egyfajta csökkenő tendenciát a taposott kvadrátokban, azonban a 6. kvadrátban a megnőtt borítás a szegélyhatásnak köszönhető, hiszen az *Iris pumila*, ami a 4. transzekt 6. kvadrátjában nagy számban előfordult a közvetlenül szomszédos sziklagyep faja, emellett a szikla szélén a taposás is enyhébb volt itt. A nem túl nagy eltérést a taposott és kontroll kvadrátok közt az is adhatja, hogy védett fajok lehetnek ritka zavarástűrő is. A vizsgálati évben a száraz időjárásnak köszönhetően sok érzékenyebb, védett faj ritkábban vagy egyáltalán nem fordult elő a vizsgált területeken, annak ellenére, hogy korábbi cönológiai felvételezések során több védett fajt is leírtak a területen. A kora tavaszi és őszi aspektus védett fajai nem mutatkoztak a 2012-es vegetációs időszakban.

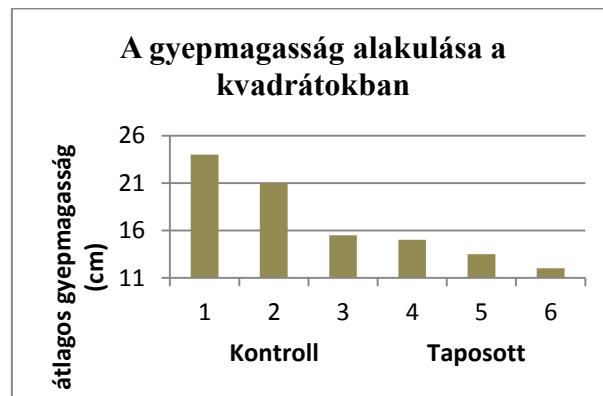
4.3. Gyepmagasság

Az alaphipotézisem alapján a gyepmagasság a kontroll kvadrátokban szignifikánsan magasabb.

Mann-Whitney test: p(same): 0,02188, One-way ANOVA: p(same): 0,0209

Ez a feltevés igaznak bizonyult. 33%-os csökkenés volt mérhető a taposott és a kontroll kvadrátok átlagos gyepmagassága között. A 21. sz. ábrán jól látszik a gyepmagasság csökkenése. A taposás hatására a növények sérülnek, letörnek, deformálódnak, nem tudnak természetes méretűre nőni. Az megfigyelhető egyéb zavarásokat, mint a muflonrágás, nem képezte a vizsgálat tárgyát,

mindazonáltal ez a degradáció minden területen előfordulhat, ezért ez csak mérsékelheti a különbséget, de a taposás kimutathatóan csökkenti a gyepmagasságot.



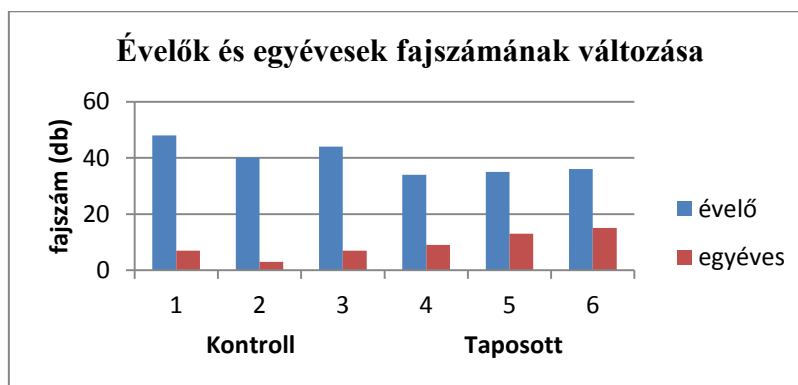
21. ábra Gyepmagasság változása

4.4. Növényborítás összetétele

A nullhipotézisem alapján az évelő fajok számának és borításának előfordulása a kontroll kvadrátokban jelentősen gyakoribb, míg az egyéves fajok száma és borítása a taposott kvadrátokban magasabb.

A hipotézisvizsgálat alapján szignifikáns az eltérés a két kvadráttípus között az egyéves és évelő fajok előfordulásánál, a Mann-Whitney teszt és a One-way ANOVA vizsgálat alapján a nullhipotézis bizonyított. Az évelő fajok száma 20%-al, borításuk 32%-al csökkent, míg az egyévesek fajszáma 118%-al, borításuk 114%-al nőtt a taposás következtében, ez a változás a 22. sz. ábrán látható.

A taposás hatására az érzékenyebb felépítésű, rövidebb nyugalmi időszakú, áttelelő hajtással rendelkező fajok eltűnnek, a maggal terjedő, egy éves stratégiával, jobb produktivitási és terjedési képességgel rendelkező fajok jobban érvényesülnek.

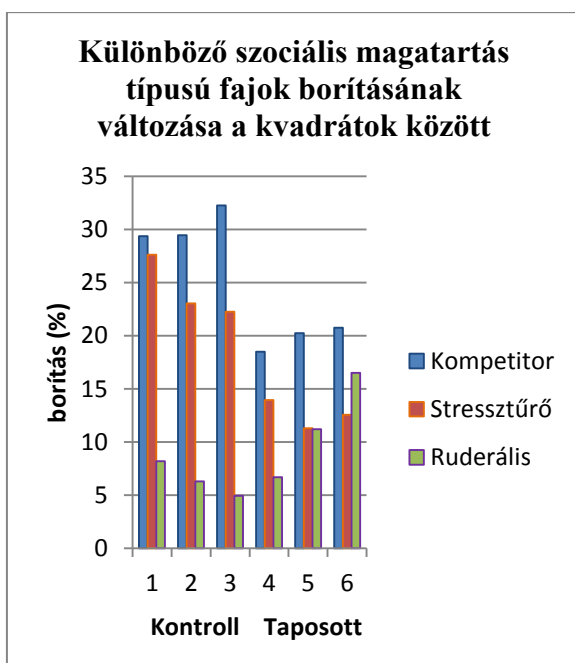


22. ábra Évelő és egyéves fajok számának változása

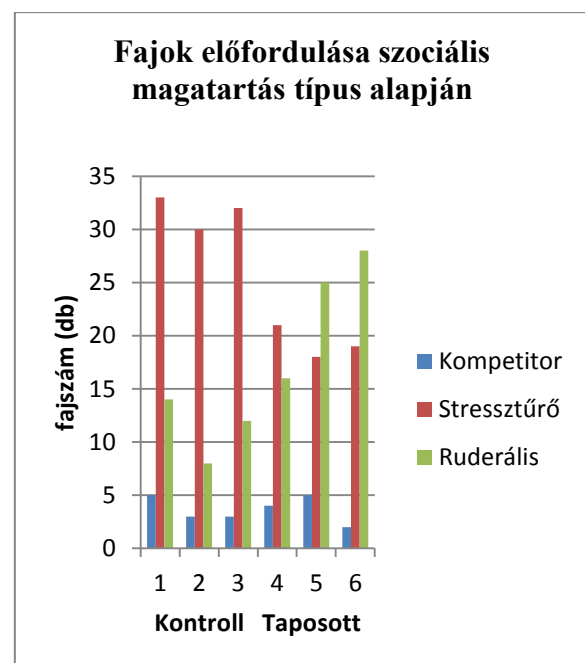
A növényborítást és a fajok előfordulását szociális magatartástípus alapján vizsgáltam, és azt a nullhipotézist állítottam föl, hogy a kompetitor fajok borítása, a stressztűrő (runderális) fajok száma

és borítása csökken, a zavarástűrőké pedig nő a taposott kvadrátokban a kontroll kvadrátokhoz viszonyítva.

Ez a feltevés is beigazolódott, a taposott és a kontroll adatsorok szignifikáns eltérést mutatnak a Mann-Whitney teszt és a One-way ANOVA alkalmazásakor. A kompetitorok borítása 35%-al csökkent, fajszámuk nem változott, a stressztűrők borítása 48%-al, a fajok száma 39%-al csökkent, a zavarástűrő fajoknál a borítás 77%-al, a fajszám pedig 103%-al nőtt a taposás hatására. A 23. sz. és a 24. sz. ábra ezt a változást jeleníti meg. A kompetitor és stressztűrő fajok bolygatásra érzékenyek, így ezek borítása és fajszáma lecsökken a taposott kvadrátokban, míg a zavarástűrők az erős bolygatást tűrik, fokozottabb jelenlétük a társulásban természetes előfordulásukhoz képest a zavarás indikátora.



23. ábra Borítás változása a fajok szociális magatartás típusa alapján



24. ábra Fajszám változása szociális magatartás típus alapján

A zavarás, rendszeres talajmozgatás következtében ruderalis, nitrogénkedvelő fajok dúsulnak fel az adott területen a nitrogénszegény élőhelyen előforduló fajok rovására, ez látható a vizsgált taposott kvadrátokban is. Talajvizsgálatot nem végeztem, azonban a ruderalis fajok nitrogénigény-jelző száma nagyobb, ez nem jelzi a talaj magasabb nitrogénszintjét, csak a zavarásra bekövetkező ruderalizálódást. Az alacsony nitrogénigényű fajok száma 18%-al, borításuk 30%-al, a közepes NB értékű fajok száma 22%-al, borításuk 44%-al csökkent, míg azoknak a fajoknak száma, amikhez magas NB érték tartozik 8-szor, borításuk aránya 16-szor magasabb értékű lett.

4.5. Különböző életformák előfordulása

Az különböző életformájú fajok száma, borítási arányuk és a virágzó hajtások száma a következőképpen alakult:

A H, H(G), H-Ch életformájú fajok áttelelő szervei a talaj felszínén vagy közvetlenül alatta vannak, borításuk aránya, virágzó hajtásaik száma és a fajsza számuk a 6-os kvadrát kivételével lecsökken a taposott kvadrátokban. A taposás a többéves hajtásokat jobban károsítja, hiszen stratégiájuk nem az adott év túlélése, kevésbé produktívak, mint az egyévesek, a taposásnak minden időszakban ki vannak téve, a talaj feletti és talaj közeli hajtások könnyebben megsérülnek a nyugalmi időszakban is. A 6-os kvadrátban a fajok száma és a virágzó hajtások száma azért lehet mégis magasabb, mint a többi taposott kvadrátban, mert a 4-es transzekt kevésbé taposott a többi transzekthez képest, illetve megjelennek olyan zavarástűrő H életformájú fajok a taposott részeken, mint a *Taraxacum officinale*, a *Plantago major*, vagy a *Plantago media*. A H, H(G) és H-Ch életformájú fajok száma 12%-al, borításuk 14%-al, virágzó hajtásaik száma pedig 45%-al csökkent a taposás következtében.

A Ch, M életformájú fajok, törpecserjék, cserjék borításának aránya és a virágzó hajtásaik száma a kontroll kvadrátokban alacsonyabb, mivel a föld feletti, sokszor fásodott szár törékeny, sérülékeny. A fajsza szám azonban nem követi ezt a tendenciát, ennek oka a zavarást elviselő fajok, mint a *Sedum album* (26. sz. ábra) és a *Sedum acre* alkalmazkodása. Ezeknek a fajoknak a száma 7%-al nőtt, borításuk 64%-al csökkent, virágzati hajtásaik száma pedig 17%-al csökkent a taposott területeken.



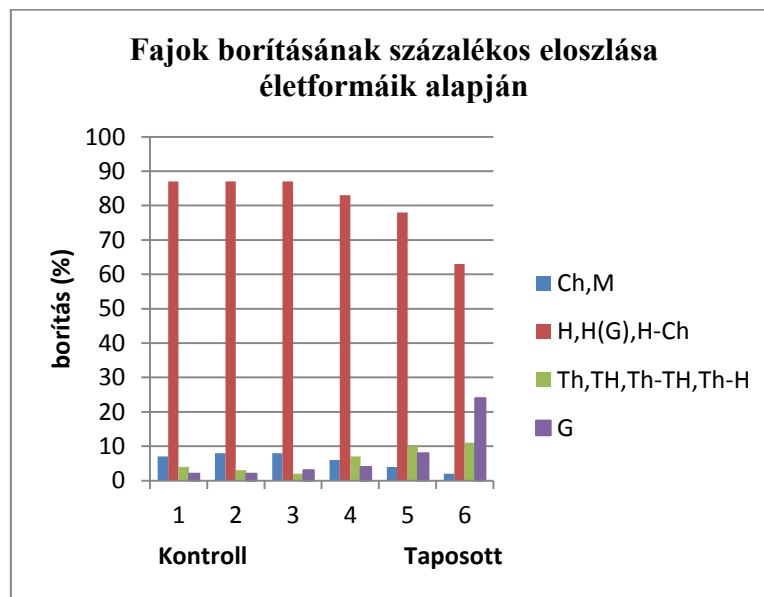
26. ábra *Sedum album* a Három-kőn

A G életformájú fajok aránya, száma és virágzó hajtásszáma a taposott részeken magasabb, mint a kontroll kvadrátokban. A mélyebben a talajban lévő áttelelő hajtásaikat (gumó, hagyma gyöktörzs) nem éri károsodás a talaj taposása miatt, védve vannak a nyugalmi időszakban, az

áttelelő hajtásban raktározott tápanyag pedig előnyt jelent egy szélsőséges élőhelyen. Ezt az előfordulás-növekedést az okozza, hogy ezek a fajok főleg tavasziak, rövid életűek, a taposási hatás rövidebb ideig éri őket a rövidebb vegetációs idejük miatt. A G életformájú fajok száma 30%-a, borítási arányuk 4-szeresére, virágzati hajtásaik száma 14-szeresére nőtt a taposott kvadrátokban.

A Th, TH, Th-TH, Th-H életformájú fajok a maggal való áttelelés, akár egy évben többszöri maghozatal miatt jobban elviselik a bolygatást, ha károsodnak is, biztosítani tudják a túlélést a következő évre. Ezek a fajok is jellemzőn rövidebb életűek, rövidebb ideig kell elszenvedniük a taposás károsító hatását. A taposás miatt felszabadult új élettereket ezek a fajok foglalják el jó terjedési stratégiájuk miatt. Mind a fajok és a virágzó hajtások száma, mind a borítási arányuk jelentősen megnőtt a taposott kvadrátokban. A fajszám 112%-al, a borítás 106%-al nőtt, a virágzó hajtások száma pedig 19-szer több volt a taposott területeken.

Az életforma alapján eloszló borítási arányok a 27. sz. ábrán láthatók.



27. ábra Borítás változása a fajok életformája alapján

4.6. Virágzó hajtások és fajok száma

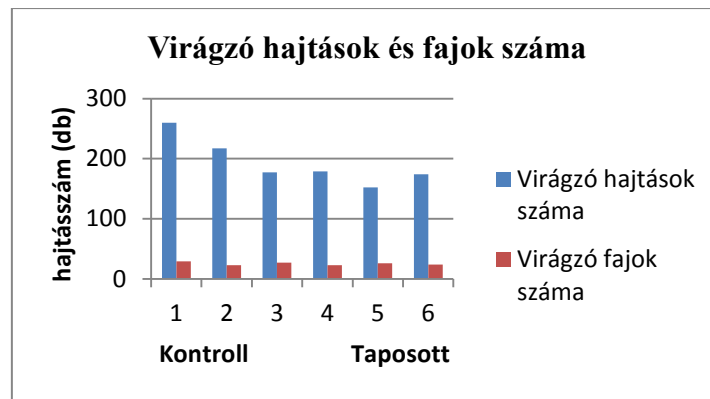
A virágzó hajtások és fajok száma az alaphipotézisem szerint a taposott kvadrátokban alacsonyabb, mint a kontroll kvadrátokban.

Mann-Whitney test: p(same): 0,1904, One-way ANOVA: p(same): 0,1219

Mann-Whitney test: p(same): 0,5066, One-way ANOVA: p(same): 0,3681

A virágzó hajtások száma valóban szignifikánsan eltér a kvadrátokban, viszont a hipotézisem másik része, miszerint a virágzó fajok száma is eltér szignifikánsan, megdőlt. Azokat a hajtásokat amik virágoznak, a többi hajtással együtt fizikai károsodás, letaposás ér, emellett a növényegyedek is károsodhatnak annyira, hogy nem képesek virágot hozni. Illetve a csökkent

növényborítás a taposott kvadrátokban azt eredményezi, hogy virágzó hajtásból is kevesebb van. Ezt jeleníti meg a 28. sz. ábra A taposott kvadrátok eltérő fajösszetétele azonban a zavarástűrő fajok elterjedésével azt eredményezi, hogy ezek a fajok szociális magatartás típusuk szerint zavart környezetben is képesek generatív hajtásokat hozni. A virágzó hajtások száma 23%-al, a virágzó fajok száma pedig 8%-al csökkent a taposás miatt.



28. ábra Virágzó hajtások és fajok számának változása

4.7. Virágzó hajtások és fajok összetétele

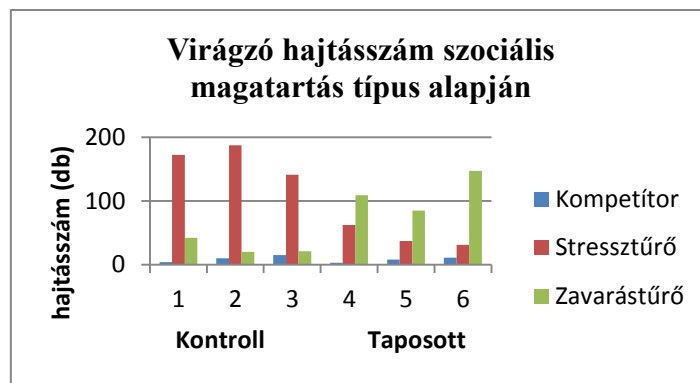
A virágzó hajtások előfordulásának a fajok szociális magatartás típusa szerinti vizsgálatok a nullhipotézisom szerint a stressztűrő és a zavarástűrő fajok virágzó hajtásainak száma úgy alakul, hogy a stressztűrő fajok virágainak száma csökken, a zavarástűrőké pedig nő a taposott kvadrátokban a kontrollhoz képest.

A hipotézisvizsgálat alapján a Mann-Whitney test és a One-way ANOVA alapján is szignifikánsnak mondható az eltérés. Mivel a stressztűrő fajok száma a taposott területen csökkent, illetve felépítésük alapján érzékenyebbek, zavart környezetben a körülmények miatt kevésbé virágoznak. A zavarástűrő fajok stratégiájuk miatt a zavarásra nem reagálnak nagymértékű virágzás-intenzitás csökkenéssel.

Virágzó hajtásszámuk csökkent a kompetitor és stressztűrő fajoknak (30. számú ábra) 24%, illetve 74%-al, a zavarástűrőké pedig 311%-al nőtt. A virágzó kompetitor fajok száma 13%-al, a stressztűrőké 38%-al csökken, a zavarástűrőké pedig 100%-al nőtt a bolygatás következtében (30. sz. ábra).



29. ábra *Euphorbia epitimoides* a Tar-kőn



30. ábra Virágzó hajtásszám változása szociális magatartás típus alapján

Az alaphipotézisem alapján az évelő fajok virágzó hajtásainak száma csökken, az egyéveseké nő a taposott kvadrátokban a kontroll kvadrátokhoz képest.

Ezt a hipotézist sikerült alátámasztani, a Mann-Whitney teszt és a One-way ANOVA alapján a különbség szignifikáns a kontroll és a taposott kvadrátok között. Ugyanúgy, mint ahogy az évelő fajok aránya csökken, az egyéveseké nő a taposott kvadrátokra, a virágzó hajtások száma is eszerint a minta szerint a változik. Az évelő fajok hajtásszáma 61%-al csökkent, az egyéveseké pedig 19-szeresére nőtt összesen a taposott kvadrátokban.

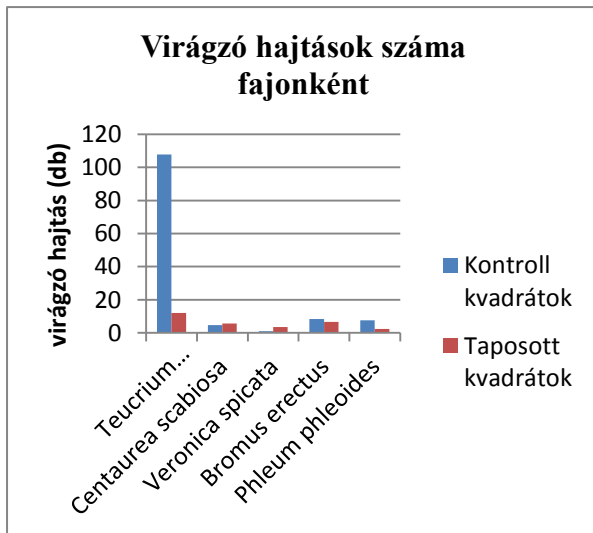
4.8. Egyes fajok virágzása

A virágzás szempontjából olyan fajokat választottam ki, amik közel mind a 6 kvadrátban előfordulnak és virágoznak;

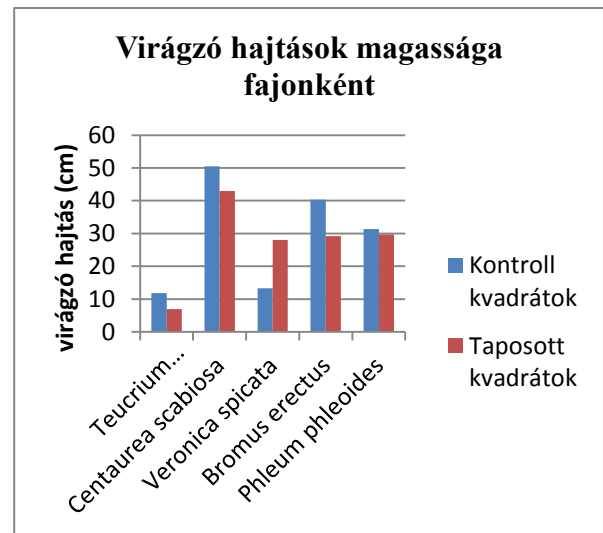
Teucrium chamaedrys (virágzó egyede a 31. sz. ábrán látható), *Centaurea scabiosa*, *Veronica spicata*, *Bromus erectus*, *Phleum phleoides*



31. ábra virágzó *Teucrium chamaedrys*



32. ábra Virágzó hajtásszám változása fajonként



33. ábra Virágzó hajtások magasságának változása fajonként

Jól látszik, hogy a *Teucrium chamaedrys* a kontroll kvadrátokban jelentősen több virágzó hajtást hozott, ez igaz a faj előfordulására is, ezt támasztotta alá a Kruskal-Wallis teszt, ami a kontroll és taposott kvadrátok közti különbségeket kimutatta ennél a fajnál.

Kruskal-Wallis: 0,184

A virágzati magasságok is szignifikánsan eltértek ennél a fajnál. Kruskal-Wallis: 0,0086

A virágzó hajtásszám 89%-al, a virágzati átlagmagasság 41%-al volt magasabb a kontroll területen. A többi fajnál nem volt jelentős eltérés, a kisszámú virágzó hajtásuk miatt a további adatelemzés nem volt reprezentatív. A 32. sz. és a 33. sz. ábra mutatja a virágzási eltéréseket fajonként.

A legtöbb esetben a kontroll kvadrátokban magasabbak voltak a virágzó hajtások, mivel a taposás közvetlenül károsítja a hajtásokat, a zavarás nem engedi olyan nagyra nőni őket, mint a nem degradálódott élőhelyen. Az egyetlen kivételt a *Veronica spicata* képezte, ami ilyen kisszámú virágzó egyednél lehet más tényező befolyása. A Kruskal-Wallis teszt azonban azt az eredményt hozta, hogy a felsorolt fajok összegzett virágzati magassága nem tér el a kontroll és a taposott kvadrátokban szignifikánsan. Kruskal-Wallis: 0,803

A magas virágzati hajtásszámú *Teucrium chamaedrys* nélkül vizsgálva sem volt szignifikáns az eltérés. Kruskal-Wallis: 0,6857

A virágzó hajtások számának eltérése ennél az öt fajnál nem volt jelentős, azonban a sokvirágú *Teucrium chamaedrys* adatainélkül az eltérés már szignifikáns lett. Kruskal-Wallis: 0,1615

4.9. Megfigyelt változások a második felvételezéskor

- Az 1-es transzektben az érzékeny *Silaum peucedanoides* eltűnt, a taposástűrő *Poligonum aviculare* borítása 20%-al nőtt, a *Capsella bursa-pastoris* borítása 1%-ról 3%-ra változott, a *Festuca rupicola* borítása 2-3 százalékponttal csökkent a szárazság miatt, ahogy az a legtöbb fajnál megfigyelhető volt mint az *Allium flavum*, *Trifolium alpestre* vagy egyes helyeken a *Bromus erectus* esetében is. Sok faj teljesen el is tűnt. A *Veronica scabiosa* 1 hajtása virágzott. Az 1-es, kontroll kvadrátban nem volt változás, a 3-as kvadrát állapota romlott a taposás és a szárazság miatt, a taposott kvadrátok állapotában néhány százalékpontos javulás volt megfigyelhető, ami valószínűleg a Nemzeti Park lezárásának köszönhető, és annak, hogy ebből a pontból nincs olyan szép kilátás, mint a többi vizsgálati helyszínen.
- A 2-es transzektből az *Iris pumila* eltűnt, a *Lithospermum arvense* és a *Viola kitaibeliana* elszáradt. A *Veronica spicata* és a *Centaurea scabiosa* eltűnt több kvadrátból, a *Rosa spinosissima* borításában nem történt változás, a *Festuca rupicola* borítása 17%-al csökkent, az *Acinos arvensis*-é viszont 40%-al nőtt, ami egy egyéves, zavarástűrő növény. Az 1-es kvadráton jól látszottak a vadlegelés hatásai, a 3-as kvadrátban a kiegészítés okozott nagy kárt.
- A 3-as transzektben a *Silaum peucedanoides* tölevelei eltűntek, a *Veronica spicata* több kvadrátból eltűnt, a *Lolium perenne* borítása 5%-ról 6%-ra nőtt a degradált területen, sok más faj eltűnt. Az *Agropyron intermedium* borítása nem változott, a taposott részekben 30 cm, a kontroll kvadrátokban 40-50 cm volt ennek a fajnak az átlagmagassága.
- A 4-es transzektben az *Agropyron intermedium* aránya néhány százalékponttal csökkent a 2-es kvadrátban (taposott), sok faj eltűnt, a *Poa compressa* borítása a taposott kvadrátokban nem változott. Egy virágzó hajtása a *Silaum peucedanoides*-nek volt. Ez a transzekt olyan helyen található, ahol kevesebb turista közlekedik, így a taposott transzektnek növényborítása, a szabad talajfelszín borítása és a fajok előfordulása kevésbé tér el a transzektben található kontroll kvadrátoktól.

Ezek a változások elsősorban az aszályos időszaknak tudhatók be, de a taposás és a legelés is rontotta a gyepek állapotát.

4.10. Reprezentatív fajok

A következő fajok a taposott, illetve a kontroll kvadrátokban egyedileg előforduló fajokat:

A taposott terület fajai:

Acinos arvensis, *Agropyron repens*, *Alyssum montanum*, *Anthericum ramosum*, *Arenaria serpyllifolia*, *Botrychium lunaria*, *Campanula sibirica ssp. divergentiformis*, *Capsella bursa-pastoris*, *Iris pumila* (2. sz. ábra), *Linaria genistifolia*, *Lolium perenne*, *Myosotis stricta*, *Plantago*

major, Plantago media, Poa annua, Poa compressa, Poa subcaerulea, Polygonum aviculare, Ranunculus pedatus, Taraxacum officinale, Teucrium chamaedrys, Trifolium arvense, Verbascum lychnitis, Veronica verna, Vicia lathyroides, Viola kitaibeliana

A felsorolt fajok között a legtöbb bolygatott élőhelyen előforduló, ruderalis, gyomosító faj. Ez jelzi, hogy egy degradált, kevésbé értékes, másodlagosan, külső hatás által kialakított élőhely jött létre a taposás következtében.

A kontroll terület fajai:

Achillea collina, Allium montanum, Arrhenatherum elatius, Ajuga genevensis, Betonica officinalis, Campanula persicifolia, Cruciata ciliata, Euphorbia epithymoides, Filipendula vulgaris, Galium album, Hieracium sylvaticum, Lappula squarrosa, Linaria angustissima, Polygonatum odoratum, Potentilla arenaria, Primula veris, Rosa spinosissima, Coronilla varia, Seseli osseum, Silene otites, Spiraea media, Stachys recta, Thymus pulegioides, Vicia angustifolia (34. sz. ábra), Vicia tetrasperma



34. ábra *Vicia angustifolia*

A közösen előforduló fajok:

Agropyron intermedium, Alyssum alyssoides, Allium flavum, Asperula cynanchica, Bromus erectus, Carex michelli, Centaurea scabiosa, Centaurea triumfetti ssp. aligera, Vincetoxicum hirundinaria, Koeleria cristata, Coronilla varia, Draba nemorosa, Dianthus pontederæ, Erysimum odoratum ssp. buekkense (13. sz. ábra), Euphorbia cyparissias, Festuca pallens, Festuca rupicola, Fragaria viridis, Geranium sanguineum, Hypericum perforatum, Iris variegata, Lactuca perennis, Lithospermum arvense, Medicago minima, Phleum phleoides, Poa angustifolia, Scabiosa

ochroleuca, *Sedum acre*, *Sedum album*, *Silaum peucedanoides*, *Taraxacum eritrospermum* (14. sz. ábra), *Teucrium chamaedrys*, *Veronica chamaedrys*, *Veronica spicata*, *Veronica teucrium*, *Jovibarba hirta*

Ezek a fajok nagyrészt a *Pulsatillo montanae*-*Festucetum rupicolae* társulásalkotó fajai, amik közé egy-két gyomfaj is vegyült, jelezve a bolygatást, amitől teljesen a kontroll terület sincs elzárva, hiszen közvetlen szomszédságban áll a gyalogutakkal. A kompetítor fajok nem változó fajszáma és a közösen előforduló fajok azt jelzik, hogy a taposás a társulást nem rongálta meg visszafordíthatatlanul, regenerációra van esély, csak jelen esetben a fajcsere olyan mértékű és jellegű a kétféle terület között, hogy nagyban rontja a társulás fajösszetételének értékét, természetes képét.

4.11. Egyéb észrevételek

A Bükki Nemzeti Park által 2012.03.05-06.30 között történt területlezárás nem volt hatással a taposás mértékére a Tar-kőn és a Három-kőn, talán csak az 1-es transzekben, azonban a turistaforgalom korlátozásának hatásait nem vizsgáltam részletesen. Terepi bejárásaim és az adatfelvételezések során azt tapasztaltam, hogy a lezárás nem korlátozta a turistaforgalmat, illetve a taposás mértékét a lezárt területeken. Sajnos a túrázók nem vettek tudomást a korlátozásról, a kijelölt útról letértek, a szalagokat átlépték. A túrázók okozta többféle kár; illegális tűzgyújtásra és taposásra látható példa a 35. sz. ábrán.



35. ábra A turisták károsító tevékenységei a Tar-kőn

5. Összegzés

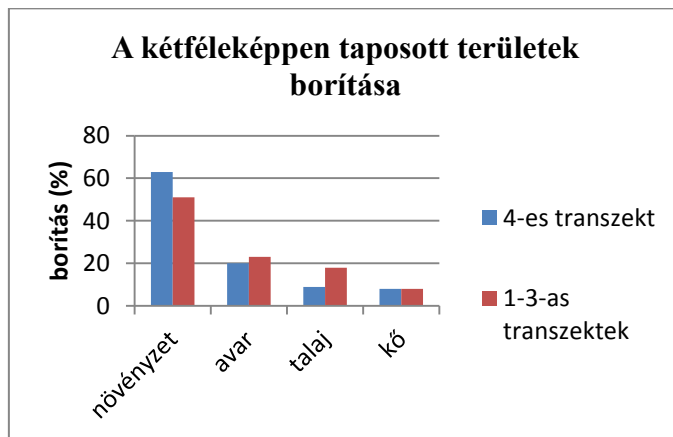
5.1. Az eredmények rövid összefoglalása

- 1) A taposott területen történt legjelentősebb változások:
- 2) A növényzet borítása jelentősen csökkent, a szabad talajfelszín aránya nagymértékben megnőtt.
- 3) A fajok előfordulása csökkent, azonban a fajszám nem változott.
- 4) A gyepmagasság szignifikánsan alacsonyabb volt.
- 5) Az egyévesek és zavarástűrők aránya megnőtt, az évelők és a stressztűrők borítása lecsökkent.
- 6) A nitrogénigény-értékek alapján a terület ruderalizálódott.
- 7) A virágzás intenzitása lecsökkent a taposás hatására, a hajtások között megnőtt az évelő és ruderalis fajok virágzó hajtásainak száma.
- 8) Sok értékes kísérőfaj eltűnt, helyüket gyomosító, kevésbé értékes fajok vették át.

5.2. Összevetés a hazai és nemzetközi irodalommal

Eredményeim alapján a taposás hatására nőtt a szabad talajfelszín borítása, a növény által borított terület aránya pedig csökkent. Erre az eredményre jutott David N. Cole 1995-ben (David N. Cole, 1995) és taposási tesztje során 1998-ban. Eden Thurston és Richard J. Reader Kanadában végzett kutatása (Eden Thurston és Richard J. Reader, 2001) során is ezt az összefüggést tapasztalta.

Az általam vizsgált transzekteknél mérhető különbség volt a taposottabb transzektek, és a 4-es, kevésbé taposott transzekk élőnövény-borítása között, a kevésbé intenzíven használt 4-es transzektkben a növényborítás magasabb volt a taposott kvadrátokban, mint a másik három transzektk taposott kvadrátjaiban. Ezt a 36. sz. ábra reprezentálja.



36. ábra A taposottabb 1-3-as transzektek és a 4-es transzektk összehasonlítása

Hasonló észrevételeket tett Sanjay K Nepala és Paul Wayb a Mount Robson Provincial Park-ban, Kanadában, akik két, különböző mértékben taposott utat vizsgáltak.

Vizsgálatom során a fás szárúak, Ch és M életformájú fajok előfordulásában figyeltem meg változást; a taposott kvadrátokban előfordulásuk lecsökkent, míg a Mount Robinson Provincial Parkban a taposás nem károsította ilyen mértékben a fás szárúakat. Ez az eltérés abból adódhat, hogy én egy gyepet vizsgáltam, míg Sanjay K Nepala és társa által vizsgált területen (Sanjay K. Nepal és Paul Way, 2007) cserjés fás szárú társulás is belekerült a cönológiai felvételezésbe. Dan Sun és Michael J. Liddle ausztrál felmérése (Dan Sun és Michael J. Liddle, 1993) és David N. Cole és D. R. Spildie vizsgálata során (David N. Cole és D. R. Spildie, 1995) a csomós növekedésű fűfélék jobban viselték a bolygatást, csakúgy mint az általam összehasonlított kvadrátokban. A Ch életformájú fajok a Tar-kő és a Három-kő területén is érzékenyebben reagáltak a taposásra, a G életformájú fajok borítása nőtt a taposott kvadrátokban, azonban Cole és társa vizsgálatával szemben a taposott kvadrátokban a H életformájú fajok aránya az általam vizsgált esetben csökkent. A fűfélék ellenállóképességét gyomosító fajok megjelenése is alátámasztja, mint Virágh Klára és társainak szálkaperjés erdősztyeppben végzett kutatása során (Virágh Klára et al., 2006), ahol többek között az *Agropyron repens* jelent meg a zavart területeken, hasonlóan az általam vizsgált zavart területekhez. A 37. sz. ábra alapján a Tar-kőn is megjelent ez a növény.



37. ábra *Agropyron intermediate* és *Agropyron repens* egy taposott kvadrátban

A zavartabb területeken az egyéves fajok megjelenése volt jellemző az általam vizsgált esetben, míg a Mount Robinson Provincial Parkban rizómás taposástűrő fajok jelentek meg a bolygatás hatására. Ez a társulás jellegéből adódó különbség lehet. A Bükkben a taposást jelezte a ruderalis fajok megjelenése, vagyis több egyéves és több nitrogénkedvelő faj jelent meg a területen, ahogy Dancza István is a Délnyugat-Dunántúlon megfigyelte (Dancza István, 2007). Idegenhonos fajok jelenléte nem volt jellemző az általam vizsgált területen, de a társulásban nem természetesen előforduló új fajok jelentek meg. Az általam felvett transzekteken áthaladó utak csak gyalogosan járhatók, így a kutatásom területén nem lehetséges a járművek általi idegenhonos fajok terjesztése a

Kanadában Sanjay K. Nepala és Paul Wayb által történt kutatás területén (Sanjay K. Nepal és Paul Wayb, 2007).

A fajgazdagság a zavartabb területeken alig mérhetően kisebb volt, de semmiképpen nem jelentősen nagyobb, ami részben eltér a fent említett vizsgálati helyszínen és Pieter Roovers Belgiumban mért jelentős fajgazdagság-változástól. Az általam vizsgált területen tehát a zavarás már olyan mértékű volt, hogy a fajgazdagságot nem növelte. Összesítve közel azonos fajszámú volt a degradált és a kontroll terület. A virágzásban megfigyelhető eltérés nem volt szignifikáns a kanadai kutatásában, az általam felvett virágzási adatokban a virágzó hajtások száma eltérést mutatott, a fajok száma viszont nem tért el szignifikánsan. Fred R. Kuss és Christine N. Hall kaliforniai kutatása viszont kimutatta (Fred R. Kuss és Christine N. Hall, 1991), hogy a virágzás intenzitásában negatív változás következik be, ha a területet tapossák.

J. Whinam és N. Chilcott Tasmaniában végzett kísérletei azt mutatták, hogy a cserjék kevésbé érzékenyek a taposásra (J. Whinam és N. Chilcott, 1999). Az általam talált két cserje, a *Rosa spinosissima* és a *Spiraea media* csak a kontroll kvadrátokban fordultak elő, tehát megjelenésük esetén érzékenyek a taposásra a vizsgált gyepten. Kutatásukban jól látható volt még, hogy az intenzívebb taposás hatására a szabad talajfelszín aránya megnő és a növényborítás csökken, amit én is megfigyeltem. A regeneráció mértékére végzett kutatási eredményük egybeesik azzal, hogy az általam vizsgált lezárt területeken nagy változások nem történtek a két cönológiai felvételezés időpontja között. Tehát kutatásaik alapján a regenerációhoz több időre van szüksége a vegetációnak olyan mértékben degradálódott területeken, mint az általam vizsgált taposott kvadrátokban. Eric M. S. Esby Dél-Kaliforniában végzett kutatása (Eric Matthew Siket Esby, 2011) azt mutatta ki, hogy az idegenhonos fajok aránya megnőtt a taposott nyomvonal melletti területeken 25-90%-al, attól függően, hogy mennyire volt taposott az út. Az általam vizsgált eltérés is nagy ebből a szempontból, hiszen olyan társulásalkotó fajok hiányoznak a taposott területeken, mint például a *Primula veris*, a *Centaurea triumphetti* ssp. *aligera*, a *Geranium sanguineum* és az *Allium montanum*, a társulásban természetesen előforduló fajok viszont nagy arányban képviselik magukat itt, mint a *Verbascum lichnitis*, a *Lolium perenne*, a *Capsella bursa-pastoris* és a *Poligonum aviculare*. Vizsgálatai szerint az avar borítása jelentősen nőtt a nem taposott területeken. Nálam az eltérés nem volt szignifikáns, sőt inkább a kontroll kvadrátokban volt alacsonyabb az avarborítás mértéke.

Aaron P. Potito és Susan W. Beatty vizsgálata Kolorádóban azt az eredményt hozta, hogy az utak és az utaktól távoli területek közt a honos fajok aránya csökken, a nem honosaké nő, a zavarásra érzékeny fajok aránya csökken, zavarástűrőké nő, a szabad talajfelszín aránya nő az út menti területeken a zavarástól mentes területekhez képest (P. Potito és Susan W. Beatty, 2005).

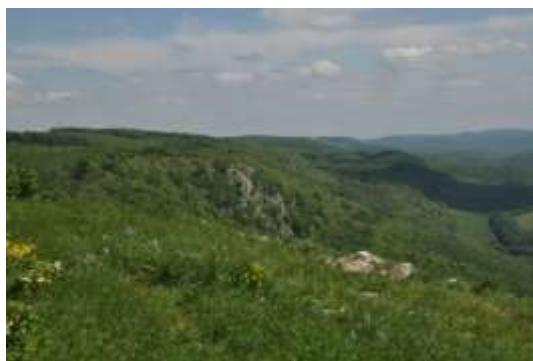
Eredményeim is ezt a változást mutatják, hiszen több zavarástűrő, a helyi társulástól idegen faj jelent meg a taposott kvadrátokban, a helyi viszonyokhoz alkalmazkodott több stressztűrő, zavarásra érzékeny faj eltűnt, borításuk lecsökkent, mint David N. Cole felmérése esetén (David N. Cole, 1995), a talaj is nagyobb százalékban látszott ki ezeken a területeken Cole felmérésében, ahogy az én felméréseimben is. Hasonló változásokat észlelt David N. Cole és D. R. Spildie, 1995-ös kutatásuk során (David N. Cole és D. R. Spildie, 1995). Kutatásuk azt is kimutatta, hogy a degradáció az út 1 métere körzetében még érzékelhető. Az általam felvett 3 méter hosszan elnyúló taposott három kvadráton keresztül ment az út, de nem 3 méter szélesen, tehát út menti degradációt is okoz a taposás, nem csak az úton közvetlenül

A Termessos Nemzeti Parkban végzett cönológiai kutatások azt mutatták ki, hogy a zavartabb területen több faj fordul elő, míg az általam megvizsgált esetben inkább kismértékben csökkent a fajgazdagság a zavartabb területen, ezt támasztja alá David N. Cole 1995-ben és Fred R. Kuss és Christine N. Hall, 1991-ben végzett vizsgálata is (Fred R. Kuss és Christine N. Hall, 1991). Ez az eltérés az eltérő vegetációtípus miatt jelentkezett. A növényzet magassága kisebb volt a taposott részeken, csakúgy mint az általam vizsgált transzekteken belül. Dan Sun és Michael J. Liddle is arra a következtetésre jutott, hogy a növényzet magasságában nagyon nagy negatív eltérést tud okozni a taposás (Dan Sun és Michael J. Liddle, 1993). A növényzet magassága mind a Termessos Nemzeti Park vizsgált területein, mind a Bükk Nemzeti park általam vizsgált területein kisebb volt a degradáltabb élőhelyrészeken.

5.3. Javaslatok, további kilátások

További vizsgálatok segítenének a taposás károsításának széleskörű felmérését. A cönológiai felvételezést egy kevésbé aszályos évben és több éven keresztül végezve a szárazság hatásait mellőzve lehetne adatokhoz jutni, illetve a kora tavaszi és őszi aspektust is vizsgálni lehetne egy csapadékosabb évben. A csapadék hatására a növények fiziológiai felépítése és regenerációs képessége is jobb lenne. A 38. sz. ábra egy csapadékosabb évben készült a Tar-kőn. Kísérleti jelleggel lehetne kijelölni olyan, korábban taposott területeket, amiket kerítéssel elkerítve a gyepterminációját és állapotát lehetne vizsgálni évről-évre. A taposott területeken a fajok egyes egyedeit lehetne vizsgálni, azok degradációját és a természetes állapottól (a nem taposott részekben) való eltéréseit vizsgálva, így a fajok fizikális érzékenységét is fel lehetne mérni. Vertikális és horizontális vegetációprofil is segítené az állapotfelmérést.

Mint a vizsgálati évben kiderült, a turistaforgalom korlátozása nem járt nagyobb sikerrel a *Pulsatillo montanae*-*Festucetum rupicolae* állapotának javulására nézve, azonban ez nem jelenthető ki teljes bizonyossággal, mert a száraz időjárás és egy ilyen gyepterminációjához szükséges idő miatt a javulás jeleinek mutatkozásához több időre lehet szükség. Tartós lezárás esetén több éven keresztül ismételt cönológiai vizsgálatokkal ki lehetne mutatni, hogy a korlátozás sikeres-e. A taposott állapotú területeken történő turistaforgalom szigorú, állandó korlátozásával, fokozott ellenőrzéssel lehetne csak esélyt adni a társulásnak a regenerációra. A Bükki Nemzeti Park terveiben szereplő turistaút elvezetés, ezáltal az eddig taposott területek tehermentesítése jelentene részben megoldást a problémára. Azonban a Tar-kő és a Három-kő jó tájképi adottságai miatt a turistaforgalom továbbra is terhelni fogja a gyepeket, ezért a turisták tudatos tájékoztatásával, a Tar-kő és a Három-kő és az Északi lejtősztyeppré jelentőségének, fagazdagságának, védett növény- és állatfajainak bemutatásával a helyszínen, további eredményeket lehetne elérni a taposási kár csökkentésében.



38. ábra A csapadékosabb évben is degradálódott a turistacsapás és környéke a Tar-kőn

Köszönetnyilvánítás:

Ezúton szeretném megköszönni Sulyok Józsefnek, a Bükki Nemzeti Park Élővilágvédelmi osztály osztályvezetőjének, hogy a terepi munkákban nagy segítségemre volt, hasznos gyakorlati és szakmai tanácsokkal látott el a témával kapcsolatban, segített a szakirodalom feldolgozásában.

Köszönettel tartozom a Bükki Nemzeti Park Igazgatósága munkatársainak, hogy szakmai gyakorlatomat náluk tölthettem, ami időszak alatt a kutatásomat elvégeztem. Külön köszönöm Bartha Attilának, hogy a terepi bejárásaimat megkönnyítette.

Barabás Sándornak, belső konzulensemnek is köszönöm a konzultációkon nyújtott segítséget különösen az irodalom feldolgozásában és az adatfeldolgozásban nyújtott szakmai segítségéért, a biztatásért és az építő kritikákért.

Szeretnék még köszönetet mondani a Budapesti Corvinus Egyetem Növényteni Tanszék többi munkatársának is, hogy szakmailag felkészítettek a témában az évek során.

Irodalomjegyzék

1. A. Hughes, 2012, Disturbance and Diversity: An Ecological Chicken and Egg Problem In: Nature Education Knowledge, 1, 2012, 26
2. Aaron P. Potito és Susan W. Beatty, 2005, Impacts of Recreation Trails on Exotic and Ruderal Species Distribution in Grassland Areas Along the Colorado Front Range, 2005, In: Environmental Management, 36, 2005, 230-236
3. Baczur János et al., 2002, A Bükk, Turistaatlasz és útikönyv, Budapest, Cartographia
4. Bakó Ferenc et al., 1983, Bükki Nemzeti Park, Kilátás a Kövekről, Budapest, Mezőgazdasági Kiadó
5. Bartha Dénes, 1995, Ökológiai és természetvédelmi mutatószámok alkalmazása a vegetáció értékelésében, In: Bartha Dénes (szerk.), Tilia Növénytársulástani és –ökológiai tanulmányok, Sopron, Erdészeti és Faipari Egyetem Növénytani Tanszék, 170-184
6. Borhidi Attila, 2007, Magyarország növénytársulásai, Budapest, Akadémiai Kiadó
7. Botta-Dukát Zoltán, 2010, A cönológiai adatbázisok alkalmazása a vegetációkutatásban: módszerfejlesztések és esettanulmányok, Vácrátót, MTA Doktori Pályázat Doktori értekezés
8. Catherine M. Pickering és Wendy Hill, 2007, Impacts of recreation and tourism on plants in protected areas in Australia, Griffith University, CRC for Sustainable Tourism
9. Csontos Péter, 1998, Sziklagyepek szünbotanika kutatása, Budapest, Scientia Kiadó
10. Dan Sun és Michael J. Liddle, 1993, Plant morphological characteristics and resistance to simulated trampling, In: Environmental Management, 17, 1993, 511-521
11. Dancza István, 2007, Ruderális növénytársulások a Délnyugat-Dunántúlon, Keszthely, Pannon Egyetem, Georgikon Mezőgazdaságtudományi kar
12. Dávid Lóránt et al., 2007, A vidéki turizmus szerepe az Észak-Magyarország Régióban, különös tekintettel a vidékfejlesztésre a 2007-13. évi agrár- és vidékpolitika tükrében, In: Gazdálkodás, 4, 2007, 40-60
13. David N. Cole and D. R. Spildie, 1998, Hiker, horse and llama trampling effects on native vegetation in Montana, USA, In: Journal of Environmental Management, 53, 1998, 61–71
14. David N. Cole, 1995, Experimental trampling of vegetation. I. Relationship between trampling intensity and vegetation response, In: Journal of Applied Ecology, 32, 1995, 203-214
15. Eden Thruston és Richard J. Reader, 2001, Impacts of Experimentally Applied Mountain Biking and Hiking on Vegetation and Soil of a Deciduous Forest, In: Environmental Management, 27, 2001, 397-409.

16. Eric Matthew Siket Esby, 2011, Edge effects: Native and non-native plant distribution along single use and multi-use trails in the Santa Monica Mountains National Recreation Area, Bozeman, Montana, Montana State University
17. Fred R. Kuss és Christine N. Hall, 1991, Ground Flora Trampling Studies: Five Years After Closure, In: Environmental Management, 04, 1991, 715-727
18. Henn Tamás, 2011, A szántóföldi gyomnövényzet összehasonlító elemzése különböző kultúrákban Délnyugat-Magyarországon, Pécs, Pécsi Tudományegyetem
19. <http://bnpi.hu/oldal/latogatoi-szabalyzat-104.html>
20. J. Whinam and N. Chilcott, 1999, Impacts of trampling on alpine environments in central Tasmania In: Journal of Environmental Management, 57, 1999, 205–220
21. Király Gergely et al., 2011, Új magyar fűvészkönyv Magyarország hajtásos növényei, Jósvafő, Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság
22. Király Gergely, 2009, Új magyar fűvészkönyv Magyarország hajtásos növényei, Jósvafő, Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság
23. Kovács J. Attila, 1995, Lágyszárú növénytársulásaink rendszertani áttekintése, In: Bartha Dénes, Tilia Növénytársulástani és –ökológiai tanulmányok, Sopron, Erdészeti és Faipari Egyetem Növénytani Tanszék, 86-144
24. Kovácsné Láng Edit és Török Katalinn (szerk.), 1997, Nemzeti Biodiverzitás-Monitorozó Rendszer III. Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok, Budapest, Magyar Természettudományi Múzeum
25. Lengyel Márton, 1997, A turizmus versenyképességét befolyásoló tényezők In: A „Versenyben a világgal” - A magyar gazdaság versenyképességének mikrogazdasági tényezői c. kutatási program Műhelytanulmány sorozata, 16. kötet, 1997
26. Meryem Atik et al., 2012, Trail Impact Management Related to Vegetation Response in Termessos National Park, in Turkish Mediterranean, In: John Tiefenbacher, Perspectives on Nature Conservation - Patterns, Pressures and Prospects, Rijeka, Croatia, InTech Publisher, 223-239
27. Paul F. J. Eagles és Stephen F McCool, 2002, Tourism in National Parks and Protector Areas, Planning and management, Oxon, UK, New York, USA, CABI Publishing
28. Peták István, 2002, Szent István-vándorlás az Országos Kék-túra mentén, Budapest, Kairosz Kiadó
29. Pieter Roovers et al., 2003, Plant species variation across path ecotones in a variety of common vegetation types In: Plant Ecology 170, 2004, 107–119

30. Puczkó László, 1999, Turizmus és környezet. Turizmus vagy környezet?, Budapest, Gazdálkodási Ph.D. program
31. Rakonczay Zoltán, 1989, Ipolytarnóctól Füzérradványig-Észak-Magyarország természeti értékei, Budapest, Mezőgazdasági Kiadó
32. Sanjay K. Nepal, Paul Way, 2005, Comparison of vegetation conditions along two backcountry trails in Mount Robson Provincial Park, British Columbia (Canada), In: Journal of Environmental Management, 82, 2007, 240–249
33. Simon Tibor, 2000, A magyarországi edényes flóra határozója Harasztok-virágos növények, Budapest, Nemzeti Tankönyvkiadó
34. Szép Tibor et al., 2011, Biodiverzitás Monitorozás, Nyíregyháza, Nyíregyházi Főiskola
35. Sztancsik György, 2011, Teljesítménytúrák itthon és külföldön 2011, Budapest, Teljesítménytúrázók Társasága
36. Urák István, 2007, Általános ökológiai, Kolozsvár, Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem Természettudományi és Művészeti Kar
37. Virágh Klára et al., 2006, Kompozíciós divezítés és términtázati rendezettség a szálkaperjés erdősztyepprétermészetközeli és zavart állományaiban, In: Molnár E. (szerk.), Kutatás, oktatás, értékteremtés, Vácrátót, MTA ÖBKI, 89-110.
38. Vojtkó András (szerk.), 2011, A Bükk hegység flórája, Eger, Sorbus Kiadó

Melléklet

A vizsgált területeken előforduló fajok listája az „Új magyar fűvészkönyv Magyarország hajtásos növényei” című kötetben szereplő sorszáruk alapján

#	Fajnév	Név	Fűvész sorszám	Fűvész család	Fűvész faj	Védelem	Élet- forma	N- igény	Szociális magatartás típus értéke
1	Botrychium lunaria	Botrychium lunaria (L.) Sw.	18	Botrychium	lunaria	10000	G	2	8
2	Arenaria serpyllifolia	Arenaria serpyllifolia L.	281	Arenaria	serpyllifolia		Th	4	3
3	Silene otites	Silene otites (L.) Wibel	339	Silene	otites		H	2	4
4	Dianthus pontederæ	Dianthus giganteiformis Borbás	374	Dianthus	giganteiformis		H	2	4
5	Ranunculus pedatus	Ranunculus pedatus Waldst. et Kit.	436	Ranunculus	pedatus		G	3	6
6	Erysimum odoratum ssp. buekkense	Erysimum odoratum (Boros) Soó subsp. buekkense (Boros) Soó	514,1	Erysimum	odoratum	5000	Th-H	2	4
7	Alyssum alyssoides	Alyssum alyssoides L.	556	Alyssum	alyssoides		Th-TH	1	3
8	Alyssum montanum	Alyssum montanum L.	558	Alyssum	montanum		Ch	1	4
9	Draba nemorosa	Draba nemorosa L.	569	Draba	nemorosa		Th	3	3
10	Capsella bursa-pastoris	Capsella bursa-pastoris (L.) Medik.	579	Capsella	bursa-pastoris		Th-TH	7	1
11	Jovibarba hirta	Jovibarba globifera (L.) J. Parn. subsp. hirta (L.) J. Parn.	634,2	Jovibarba	globifera	2000	Ch	1	4
12	Sedum album	Sedum album L.	639	Sedum	album		Ch	1	3
13	Sedum acre	Sedum acre L.	643	Sedum	acre		Ch	1	3
14	Spiraea media	Spiraea media Schmidt	663	Spiraea	media	5000	M	5	5
15	Filipendula vulgaris	Filipendula vulgaris Moench	668	Filipendula	vulgaris		H	2	4
16	Rosa spinosissima	Rosa spinosissima L. subsp. pimpinellifolia (L.) Soó	678	Rosa	spinosissima		M	2	4
17	Potentilla arenaria	Potentilla arenaria Borkh.	734	Potentilla	arenaria		H	1	4
18	Fragaria viridis	Fragaria viridis Duchesne	736	Fragaria	viridis		H	3	4
19	Vicia tetrasperma	Vicia tetrasperma (L.) Schreb.	888	Vicia	tetrasperma		Th	4	2
20	Vicia lathyroides	Vicia lathyroides L.	900	Vicia	lathyroides		Th	2	3
21	Vicia angustifolia	Vicia angustifolia L.	908	Vicia	angustifolia		Th	5	2
22	Medicago minima	Medicago minima (L.) L.	953	Medicago	minima		Th	1	4
23	Trifolium alpestre	Trifolium alpestre L.	973	Trifolium	alpestre		H	3	4
24	Trifolium arvense	Trifolium arvense L.	983	Trifolium	arvense		Th	1	2
25	Coronilla varia	Securigera varia (L.) Lassen	992	Securigera	varia		H	3	2
26	Geranium sanguineum	Geranium sanguineum L.	1009	Geranium	sanguineum		H	3	5
27	Euphorbia epithymoides	Euphorbia epithymoides L.	1052	Euphorbia	epithymoides		H	5	4
28	Euphorbia cyparissias	Euphorbia cyparissias L.	1060	Euphorbia	cyparissias		H(G)	3	2
29	Hypericum perforatum	Hypericum perforatum L.	1141	Hypericum	perforatum		H	3	2
30	Viola kitaibeliana	Viola kitaibeliana Roem. et Schult.	1152	Viola	kitaibeliana		Th	4	3
31	Silaum peucedanoides	Seseli peucedanoides (M. Bieb.) Koso-Pol.	1267	Seseli	peucedanoides	5000	H	1	8
32	Seseli osseum	Seseli osseum Crantz em. Simonk.	1272	Seseli	osseum		H	1	4

33	Primula veris	Primula veris L.	1348	Primula	veris		H	3	4
34	Vincetoxicum hirundinaria	Vincetoxicum hirundinaria Medik.	1396	Vincetoxicum	hirundinaria		H	3	4
35	Lithospermum arvense	Buglossoides arvense (L.) I.M. Johnston	1414	Buglossoides	arvense		Th-TH	5	3
36	Myosotis stricta	Myosotis stricta Link	1447	Myosotis	stricta		Th	2	3
37	Lappula squarrosa	Lappula squarrosa (Retz.) Dumort.	1455	Lappula	squarrosa		Th	6	1
38	Ajuga genevensis	Ajuga genevensis L.	1473	Ajuga	genevensis		H	2	4
39	Teucrium chamaedrys	Teucrium chamaedrys L.	1477	Teucrium	chamaedrys		Ch	2	4
40	Betonica officinalis	Stachys officinalis (L.) Trev.	1507	Stachys	officinalis		H	3	4
41	Stachys recta	Stachys recta L.	1509	Stachys	recta		H	3	4
42	Acinos arvensis	Acinos arvensis (Lam.) Dandy	1527	Acinos	arvensis		Th-TH	1	3
43	Thymus pulegioides	Thymus pulegioides L.	1536	Thymus	pulegioides		Ch	1	4
44	Verbascum lychnitis	Verbascum lychnitis L.	1599	Verbascum	lychnitis		TH	8	4
45	Linaria arvensis	Linaria arvensis (L.) Desf.	1613	Linaria	arvensis		Th	3	-1
46	Linaria genistifolia	Linaria genistifolia (L.) Mill.	1614	Linaria	genistifolia		H	2	4
47	Linaria angustissima	Linaria angustissima (Loisel.) Borbás	1615	Linaria	angustissima		H	2	6
48	Veronica spicata	Pseudolysimachion spicatum (L.) Opiz	1628	Pseudolysimachion	spicatum		H-Ch	2	4
49	Veronica teucrium	Veronica teucrium L.	1639	Veronica	teucrium		H	2	4
50	Veronica chamaedrys	Veronica vindobonensis (M.A. Fisch.) M.A. Fisch.	1640	Veronica	vindobonensis		H-Ch	5	2
51	Veronica verna	Veronica verna L.	1645	Veronica	verna		Th	1	3
52	Asperula cynanchica	Asperula cynanchica L.	1718	Asperula	cynanchica		H	3	4
53	Galium album	Galium album Mill.	1746	Galium	album		H	2	4
54	Cruciata laevipes	Cruciata laevipes Opiz	1748	Cruciata	laevipes		H	7	2
55	Plantago media	Plantago media L.	1758	Plantago	media		H	3	2
56	Plantago major	Plantago major L.	1760	Plantago	major		H	6	1
57	Scabiosa ochroleuca	Scabiosa ochroleuca L.	1794	Scabiosa	ochroleuca		H	3	2
58	Campanula sibirica ssp. Divergentiformis	Campanula sibirica L. subsp. divergentiformis (Jáv.) Domin	1800,2	Campanula	sibirica		H	3	4
59	Campanula persicifolia	Campanula persicifolia L.	1805	Campanula	persicifolia		TH	4	4
60	Achillea collina	Achillea collina Becker ex Rchb.	1906	Achillea	collina		H	2	2
61	Chrysanthemum corymbosum	Tanacetum corymbosum (L.) Sch. Bip.	1914	Tanacetum	corymbosum		H	4	4
62	Centaurea triumfetti ssp. aligera	Centaurea triumfetti All. subsp. aligera (Gugler) Dostál	2005,1	Centaurea	triumfetti	5000	H	1	6
63	Centaurea scabiosa	Centaurea scabiosa L.	2008	Centaurea	scabiosa		H	3	4
64	Lactuca perennis	Lactuca perennis L.	2039	Lactuca	perennis		H	2	4
65	Taraxacum laevigatum	Taraxacum erythrospermum Andrz.	2049	Taraxacum	erythrospermum		H	3	4
66	Taraxacum officinale	Taraxacum officinale Weber	2050	Taraxacum	officinale		H	7	-2
67	Hieracium sylvaticum	Hieracium murorum L.	2078	Hieracium	murorum		H	3	4
68	Anthericum ramosum	Anthericum ramosum L.	2144	Anthericum	ramosum		G	4	4
69	Allium montanum	Allium lusitanicum Lam.	2187	Allium	lusitanicum		G	2	4
70	Allium flavum	Allium flavum L.	2190	Allium	flavum		G	1	4
71	Polygonatum odoratum	Polygonatum odoratum (Mill.) Druce	2196	Polygonatum	odoratum		G	3	4

72	<i>Iris pumila</i>	<i>Iris pumila</i> L.	2256	<i>Iris</i>	<i>pumila</i>	5000	G	1	6
73	<i>Iris variegata</i>	<i>Iris variegata</i> L.	2260	<i>Iris</i>	<i>variegata</i>	5000	G	4	4
74	<i>Festuca pallens</i>	<i>Festuca pallens</i> Host.	2307	<i>Festuca</i>	<i>pallens</i>		H	1	5
75	<i>Festuca rupicola</i>	<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	2310	<i>Festuca</i>	<i>rupicola</i>		H	2	5
76	<i>Lolium perenne</i>	<i>Lolium perenne</i> L.	2317	<i>Lolium</i>	<i>perenne</i>		H	7	2
77	<i>Poa compressa</i>	<i>Poa compressa</i> L.	2327	<i>Poa</i>	<i>compressa</i>		H	2	2
78	<i>Poa annua</i>	<i>Poa annua</i> L.	2328	<i>Poa</i>	<i>annua</i>		Th-TH	8	-2
79	<i>Poa subcoerulea</i>	<i>Poa humilis</i> Ehrh. ex Hoffm.	2335	<i>Poa</i>	<i>humilis</i>		H		2
80	<i>Poa angustifolia</i>	<i>Poa angustifolia</i> L.	2337	<i>Poa</i>	<i>angustifolia</i>		H	3	2
81	<i>Bromus erectus</i>	<i>Bromus erectus</i> Huds.	2380	<i>Bromus</i>	<i>erectus</i>		H	3	5
82	<i>Agropyron repens</i>	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould.	2395	<i>Elymus</i>	<i>repens</i>		G	7	-2
83	<i>Agropyron intermedium</i>	<i>Elymus hispidus</i> (Opiz) Melderis	2396	<i>Elymus</i>	<i>hispidus</i>		G	3	2
84	<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. Presl et C. Presl	2424	<i>Arrhenatherum</i>	<i>elatius</i>		H	7	2
85	<i>Koeleria cristata</i>	<i>Koeleria cristata</i> (L.) Pers. em Borbás ex Domin	2430	<i>Koeleria</i>	<i>cristata</i>		H	2	4
86	<i>Phleum phleoides</i>	<i>Phleum phleoides</i> (L.) H. Karst.	2460	<i>Phleum</i>	<i>phleoides</i>		H	1	4
87	<i>Carex michelii</i>	<i>Carex michelii</i> Host	2647	<i>Carex</i>	<i>michelii</i>		H	4	4