10.13147/NYME.2013.011

A MOHÁK MEGJELENÉSÉT MEGHATÁROZÓ EGYES ÖKOLÓGIAI TÉNYEZŐK VIZSGÁLATA A SOPRONI-HEGYSÉGBEN

Doktori értekezés

Szűcs Péter

Témavezető: Dr. Bidló András

NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM ROTH GYULA ERDÉSZETI ÉS VADGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA
Vez: Dr. Faragó Sándor

ERDEI ÖKOSZISZTÉMÁK ÖKOLÓGIÁJA ÉS DIVERZÍTÁSA PROGRAM
Vez.: Dr. Mátyás Csaba

NymE EMK, Környezet- és Földtudományi Intézet, Termőhelyismerettani Intézeti Tanszék
Sopron
2013

10.13147/NYME.2013.011

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés……....4
1.1. CÉLKITŰZÉSEK……...4
1.2. BEVEZETÉS ÉS IRODALMI ÁTTEKINTÉS …….....5
1.2.1. *Diaspórabank vizsgálatok*……...5
1.2.2. *Talajbolygatás és egyéb zavarások hatása a mohákra*……....7
1.2.3. *Környezeti tényezők*……8
1.2.4. *Az avarfedés és -elhordás, valamint és az edényes növények borításának hatása a mohákra*……..12
1.2.5. *Hazai bükkös és kultúr lucos állományok mohaborítása és –flórája*……13

2. Anyag és módszer……...15
2.1. MINTATERÜLET KIJELÖLÉSE, MINTAVÉTEL……..15
2.1.1. *Előzetes bolygatás kísérlet*……..15
2.1.2. *Bolygatás kísérlet*……16
2.2. TALAJVIZSGÁLATI MÓDSZEREK……..16
2.3. DIASPÓRABANK INKUBÁLÁSI KÍSÉRLET ÉS ÉRTÉKELÉSI MÓDSZEREI……...18
2.4. SZFÉRIKUS DENZIOMÉTER HASZNÁLATA……....19
2.5. MOHAFLORISZTIKAI ÉS-BORÍTÁS VIZSGÁLATOK……..19
2.6. ADATOK FELDOLGOZÁSÁNAK MÓDSZEREI……21
2.7. A KUTATÁSI TERÜLET ISMERTETÉSE……..23
2.7.1. *Tájföldrajzi egységek*……...22
2.7.2. *Geológia*……..22
2.7.3. *Talajok*…….....23
2.7.4. *Éghajlat*……...24
2.7.5. *Vízrajz*…….....24
2.7.6. *A Soproni-hegység növényzete*……....24

3.Eredmények……26
3.1. TALAJVIZSGÁLATI EREDMÉNYEK……..26
3.1.1. *Vázszázalé*k……....26
3.1.2. *Fizikai féleség*……26
3.1.3. *Vizes kémhatás vizsgálat*……...…27
3.1.4. *KCl-es kémhatás vizsgálat*……27
3.1.5. *Hidrolitos acciditás*……...…27
3.1.6. *Kicserélődési acciditás* ……..…….....27
3.1.7. *Ammonium-laktát-ecetsav oldható foszfortartalom*……..……27
3.1.8. *Ammónium-laktát-ecetsav oldható káliumtartalom*……..28
3.1.9. *Összes nitrogéntartalom*……....28
3.1.10. *Humusztartalom*……..…….....28
3.2. SZFÉRIKUS DENZIOMÉTERREL MÉRT EREDMÉNYEK……29
3.3 A BOLYGATÁS/AVARELHORDÁS KÍSÉRLET EREDMÉNYEI……..30
3.3.1. *A mohaborítás időbeli dinamikája*……..30
3.3.2. *A borítási értékek fajonkénti megoszlása*……...32
3.3.3. *A blokk és a kezelés közötti kapcsolat vizsgálata*……..33
3.3.4. *Kezelés hatása a fajok megjelenésére*……..34
3.4. DIASPÓRABANK VIZSGÁLATOK……..35
3.4.1. *A fajok gyakorisága a felső szint (0-5 cm) diaspórabankja alapján*……..…….....35
3.4.2. *A fajok gyakorisága a alsó szint (5-10 cm) diaspórabankja alapján*……..…....36
3.4.3. *A két talajszint fajkészletének összehasonlítása*……37
3.4.4. *A diaspórabank keltetés eredmények összehasonlítása blokkonként*……37
3.4.5. *A két talajszint diaspórabank keltetésének összehasonlítása*……38
3.4.6. *Főkomponens-analízis vizsgálat*……39
3.4.7. *A talajfelszín és a diaspórabank faji összetételének összehasonlítása*……..40
3.5. A BOLYGATÁS ÉS A SPÓRABANK KÍSÉRLETEK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS……...40
3.6. A BOLYGATÁS KÍSÉRLET ÉS A HÁTTÉRVÁLTOZÓK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS……41
3.7. A BÜKKÖS ÉS LUCOS ÁLLOMÁNYOK MOHABORÍTÁSÁNAK ÉS -FLÓRÁJÁNAK ÖSSZEHASONLÍTÁSA……...42
3.7.1. *Az állományok erdészeti adatai*……...42
3.7.2. *Bükkös állományok mohaborítása*……43

3.7.3. *Lucos állományok mohaborítása*……..45
3.7.4. *Bükkös és lucos állományok mohaborításának összehasonlítása*……..47
3.7.5. *Bükkös állományok mohaflórájának leírása*……..48
3.7.5.1. A talajszint moháinak gyakorisága……48
3.7.5.2. Kéreglakó mohák gyakorisága……..49
3.7.5.3. Holtfán élő fajok gyakorisága……..50
3.7.5.4. Mindhárom aljzattípuson előforduló fajok gyakorisága……..51
3.7.6. *Lucos állományok mohaflórájának leírása*……..52
3.7.6.1. A talajszint moháinak gyakorisága……52
3.7.6.2. Fakérgen élő mohák gyakorisága……53
3.7.6.3. Holt fanyagon élő mohák gyakorisága……53
3.7.6.4. Mindhárom aljzattípuson előforduló fajok gyakorisága……..54
3.7.7. *A bükkös és lucos állományok fajkészletének összehasonlítása*……56
3.7.8. *Bükkösök mohafajainak megoszlása veszélyeztetettségük, stratégia-típusaik, elterjedésük és ökológiai mutatóik alapján*……57
3.7.8.1. Természetvédelmi veszélyeztetettség……57
3.7.8.2. Stratégia típus……57
3.7.8.3. Fényigény (L-érték)……57
3.7.8.4. Hőigény (T-érték)……57
3.7.8.5. Elterjedés (K-értékek)……..57
3.7.8.6. Nedvességigény (F-érték)……58
3.7.8.7. Aljzat kémhatás igényei (R-érték)……..58
3.7.9. *Lucosok mohafajainak megoszlása veszélyeztetettségük, stratégia-típusaik, elterjedésük és ökológiai mutatóik alapján*……58
3.7.9.1. Természetvédelmi veszélyeztetettség……58
3.7.9.2. Stratégia típus……58
3.7.9.3. Fényigény (L-érték)……59
3.7.9.4. Hőigény (T-érték)……59
3.7.9.5. Elterjedés (K-értékek)……59
3.7.9.6. Nedvességigény (F-érték)……59
3.7.9.7. Aljzat kémhatás igényei (R-érték)……..60
3.7.10. Bükkös és lucos állományok összehasonlítása veszélyeztetettségükéletstratégiájuk, elterjedésük és ökológiai igényeik alapján……..60
3.7.10.1. Természetvédelmi veszélyeztetettség ……60
3.7.10.2. Stratégia típus……..60
3.7.10.3. Fényigény (L-érték)……..61
3.7.10.4. Hőigény (T-érték)……..61
3.7.10.5. Elterjedés (K-érték)……61
3.7.10.6. Nedvességigény (F-érték)……61
3.7.10.7. Aljzati kémhatás kötődés (R-érték)……..62

4.Diszkusszió és következtetések……..63
4.1. AVARELHORDÁS, BOLYGATÁS, MOHAMEGJELENÉS IDŐBELI DINAMIKÁJA, FAJKÉSZLET ……63
4.2. ABIOTIKUS VÁLTOZÓK ÉS MOHAMEGJELENÉS……64
4.3. DIASPÓRA BANK……65
4.4. BOLYGATÁS/AVARELHORDÁS ÉS DIASPÓRABANK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS……..66
4.5. BÜKKÖS ÉS LUCOS ÁLLOMÁNYOK MOHABORÍTÁSA……66
4.6. BÜKKÖS ÉS LUCOS ÁLLOMÁNYOK FAJKÉSZLETE……67

5. Összefoglalás és tézisek……..69
5.1. A BOLYGATÁS, AVARELHORDÁS ÉS AZ ABIOTIKUS VÁLTOZÓK HATÁSA A MOHÁKRA……..69
5.2. DIASPÓRABANK VIZSGÁLATOK……70
5.3. BÜKKÖS ÉS LUCOS ÁLLOMÁNYOK MOHAKÖZÖSSÉGEINEK VIZSGÁLATA……..71
5.4. DOKTORI TÉZISEK……..75

6. Köszönetnyilvánítás……..77

7. Felhasznált irodalom……78

8. Mellékletek

10.13147/NYME.2013.011

1. Bevezetés

1. 1. CÉLKITŰZÉSEK

A kutatásom célja hogy egy hazai természetközeli erdőállományban vizsgáljam a talajbolygatás és avarelhordás hatását a mohák megjelenésére, valamint feltárjam a bolygatás utáni regenerációban a moha-diaspórabank szerepét. A kutatás során össze kívánom hasonlítani a talaj propagulum-bank és felszíni mohaflóra fajkészletét és gyakoriságát, valamint kapcsolatot keresek a talajfelszín fizikai és kémiai változói, valamint a mohaborítás között. Doktori munkám további részében bükkös és lucos állományok mohaborítását és fajgazdagságát vizsgálom a Soproni-hegységben. Ezt azért tartom érdekes kutatási témának, mivel hegység lucosait az 1950-es években telepítették főleg őshonos bükkösök helyére (FÖLDES 1955). Ezáltal összehasonlíthatóak a hasonló abiotikus adottságokkal rendelkező őshonos bükkös és kultúr lucfenyves állományok mohaközösségei. Tekintettel arra, hogy a hazai erdőállományokban a múltban nem történtek ilyen kísérletek, reményeim szerint doktori munkám eredményei hozzájárulhatnak e tudományterület szakmai ismereteinek megalapozásához és gazdagításához.

Doktori disszertációm keretében elvégzett kísérletek során a következő kérdésekre keresem a választ:

(1) Az avar, mint limitáló tényező, milyen mértékben befolyásolja a talajlakó mohák megjelenését lombhullató erdőállományokban?

(2) A bolygatás befolyásolja-e a mohák megjelenését, ha igen milyen mértékben?

(3) A bolygatás (és avarelhordás) után megjelenő mohák a propbankból származnak, vagy levegőből kolonizálják a talajfelszínt?

(4) Hogyan változik a mohaborítás időbeli dinamikája?

(5) Milyen eltérés mutatkozik a különböző módon kezelt kvadrátok mohaborításában és fajösszetételében?

(6) Van-e összefüggés a talajlakó mohák megjelenése és a feltalaj változói valamint egyéb abiotikus változók között?

(7) Hogyan viszonyul egymáshoz a talajfelszíni és a diaspórabank faji összetétele?

(8) Milyen eltérés van a soproni-hegységi bükkös és lucos állományok mohaborításában és -flórájában?

10.13147/NYME.2013.011

1. 2. BEVEZETÉS ÉS IRODALMI ÁTTEKINTÉS

1.2.1. *Diaspórabank*

A mohaközösség regenerációjában jelentős szerepe van a diaspórabanknak (SHAW – GOFFINET 2009). CSONTOS (2001) a magbank fogalmát a következőképpen definiálja: Azon természetes módon előforduló magvak összessége, amelyek anyagcseréjük szempontjából anyanövényüktől már függetlenné váltak és emellett csírázóképesek vagy a jövőben azzá válnak.

A moha propagulum bank DURING (2001) szerint a talaj kicsírázatlan, de életképes moha spórákat és/vagy aszexuális szaporítóképleteket (hajtásfragmentumokat, gemmákat, rhizoidgemmákat, protonémagemmákat) tartalmazó része. A magbankkal összehasonlítva a moha diaspórabank sokkal diverzebb, mert spórákon kívül sok más aszexuális szaporítóképletet is tartalmaz (JONSSON és ESSEEN 1998, MACIEL-SILVA et al. 2012, KÖVENDI-JAKÓ 2012).

A diaspórabank csírázását befolyásolja a bolygatás típusa (pl. tűz, széldöntés) és jellemzői (pl. gyakoriság, időtartam, kiterjedés, intenzitás) (FENTON et al. 2003, RYDGREN et al. 2004, ÓDOR et al. 2007). Erdei ökoszisztémákban a kidőlt gyökértányér nyújtotta aljzat sokkal heterogénebb (pl. erodálódik) mint a mesterséges bolygatás keltette talajfelszín (JONSSON – ESSEEN 1998). A bolygatások után megfigyelhető a mohaközösség regenerációja, boreális erdőkben a bolygatás előtti faji összetétel 5-25 év alatt jön létre a bolygatás mértékétől függően (RYDGREN et al. 2004, KÖVENDI-JAKÓ 2012). A regeneráció viszonylag gyorsan beindul (JONSSON – ESSEEN 1998, HASSE – DANIELS 2006, CHYTRY et al. 2001), mely főleg a talajban jelenlévő vegetatív propagulumok és spórák által történik (JONSSON – ESSEEN 1998). A bolygatást követően a mohafajok a túlélő populációk klonális terjedésével, diszperzióval és a propagulum bankból történő csírázással próbálják az adott élőhelyet újrakolonizálni (JONSSON 1993, KIMMERER 2005, CANERS et al. 2009, KÖVENDI-JAKÓ 2012). A talajban gyakran előforduló fajokkal a felszínen csak időszakosan találkozhatunk, sokszor csak jelentősebb bolygatást követően jelennek meg az adott élőhelyen (JONSSON 1993, DURING 1997, CANERS et al. 2009), a regenerálódott gyep fajkészlete gyakran diverzebb a kiindulási állapotnál.

A bolygatás mértéke, a populációk diszperziós és a diaspórából történő regenerációs képessége jelentősen befolyásolják tér- és időbeli mintázatukat is (LLORET 1994).

Az egyéb élőhelyi zavarási hatásokra a mohák eltérő módon reagálnak. Az egyes kísérletek során alkalmazott zavarások közül a fertilizáció negatív vagy semleges (esetenként pozitív), a

gyeptéglázás az égetés, a kaszálás és a legeltetés pozitív hatású, a homokráhordás semleges esetenként pozitív hatású a mohák csírázása és megjelenése szempontjából (van TOOREN et al. 1990, MARTÍNEZ – MAUN 1999, CHYTRY et al. 2001, HERBEN – WAGNEROVÁ 2004, AUDE – EJRNAES 2005, HASSE – DANIËLS 2006, VANDERPOORTEN – GOFFINET 2009).

A magbank kutatások az elmúlt három évtizedben gyors fejlődésnek indultak, mind elméleti, mind módszertani területen további fejlődésre számíthatunk a közel jövőben (DURING 2001). Nemzetközi és főleg hazai viszonylatban a témához kapcsolódó írások főleg virágos növényekkel kapcsolatosak (HARPER 1977, VLEESHOUWERS et al. 1995, CSONTOS 2001), a moha diaspórabank kísérletekről szóló publikációk jóval kisebb számúak (HOCK 2003, KÖVENDI-JAKÓ 2012). Hazai viszonylatban a tudományterületre vonatkozóan HOCK Zsófia (2003) és KÖVENDI-JAKÓ Anna (2012) szakdolgozatai nyújtanak átfogó és hiánypótló irodalmi összefoglalást a moha-propagulum bank ökológiai szerepéről.

A diaspóra bank fontos szerepet tölt be a növényközösségek genetikai variabilitásának és mobilitásának fenntartásában, leginkább pedig a száraz és hideg időszakok túlélésében van nagy jelentősége (THOMPSON in FENNER 2000).

A propagulum-bank nagy szereppel bír a mohaközösségek összetételében és diverzitásában, a különféle talajbolygatások (pl. mezőgazdasági művelés, erdészeti beavatkozások) és kedvezőtlen élőhelyi feltételek túlélésében, a regenerációban, az új élőhelyek kolonizálásában és a populációk méretének szabályozásában (JONSSON 1993, LLORET 1994, BISANG 1995, DURING 1997, JONSSON és ESSEEN 1998, SUNDBERG – RYDIN 2000, HOCK et al. 2004, RYDGREN et al. 2004, CANERS et al. 2009, SHAW – GOFFINET 2009, VANDERPOORTEN – GOFFINET 2009, LÖNNEL 2011, MACIEL-SILVA et al. 2012, KÖVENDI-JAKÓ 2012).

A talaj diaspóra bankjában előforduló spórák számos olyan faj jelenlétét bizonyítják, melyek a felszínen gyakran nem találhatóak meg (DURING 2001, SHAW – GOFFINET 2009) ezek a fajok szaporítóképleteik által képesek dormans állapotban maradni (LAAKA-LINDBERG et al. 2003). Tehát a propagulum bank a felszínen megjelenő populációnál jóval nagyobb fajkészlettel, „genetikai memóriával” rendelkezik (HOCK 2007, HOCK et al. 2008, KÖVENDI-JAKÓ 2012).

Hazánkban HOCK és munkatársai dolomit sziklagyepek talajának propagulumbankját vizsgálták, ugyanakkor más hazai élőhelyek (köztük erdőállományok) moha diaspórabankjáról semmiféle ismerettel sem rendelkezünk (HOCK 2003, HOCK et al. 2008).

1.2.2. *Talajbolygatás és egyéb zavarások hatása a mohákra*

A biológiai közösségek változatosságának legfontosabb forrásai a bolygatások, melyek módosítják az erőforrások térbeli és időbeli elérhetőségét. Így a bolygatás központi szerepet játszik számos növény- és állatközösség szerveződésének és struktúrájának kialakításában, és a biológiai organizáció több területén találkozhatunk vele (PICKETT – WHITE 1985).

Az ökológia tudománya az elmúlt évtizedekig rendkívüli eseményekként kezelte az életközösségek életét megzavaró bolygatásokat. Egyre több vizsgálat eredménye azonban arra engedett következtetni, hogy a különböző tér- és időléptékű bolygatások szerves részei az adott életközösség működésének. Ezt nevezzük bolygatási rezsimnek. Ennek természetes megváltozása, vagy ember általi befolyásolása magával hozhatja az életközösség átalakulását is (PICKETT – WHITE 1985, STANDOVÁR – PRIMACK 2001, ÓDOR et al. 2007).

A bolygatás (vagy diszturbancia az angol disturbance szóból) fogalma legalább kétféleképpen értelmezhető, és számos definíciója létezik (ŁASKA 2001, GÁLHIDY 2008). Szűkebb értelemben a bolygatás olyan esemény, amely lerombolja növényzetet, és jellemzően biomassza csökkenést okoz (GRIME 1979, GÁLHIDY 2008). Tágabb értelemben a bolygatás olyan időben viszonylagosan elkülönülő esemény, amely hirtelen és jelentősen megváltoztatja egy populáció, életközösség vagy akár egy egész ökoszisztéma szerkezetét, megváltoztatja a források, az aljzat felhasználhatóságát, vagy a fizikai környezetet, ugyanakkor nem szükségszerűen jár a biomassza csökkenésével (PICKETT – WHITE 1985, ÓDOR et al. 2007, GÁLHIDY 2008).

A bolygatás ökológiai szerepével kapcsolatban két szemlélettel találkozhatunk. A klasszikus egyensúlyi paradigma szerint az ökológiai rendszerek egyensúlyban levő rendszerek, szerkezeti és funkcionális szempontból önszabályozók, amely a bolygatásokat csak ritkán bekövetkező katasztrófának tekinti, amelyek után a közösség visszatér a bolygatást megelőző állapotba. A modern, nem egyensúlyi paradigma szerint a természetes bolygatás különböző formái az ökológiai rendszerek szerves részét képezik, bolygatási rezsim éppúgy jellemző a közösségre, mint az összetétel, a szerkezet és a funkció (STANDOVÁR – PRIMACK 2001).

Egyes közösségek és fajok bolygatásra adott válasza rendkívül széles sávon mozog. Ezek a válaszok bonyolult kapcsolatban állnak a bolygatások fajtájának és térbeli mintázatának változatosságával valamint a fajok egyedi tulajdonságaival (CHANETON – FACELLI 1991, MOLONEY – LEVIN 1996).

1.2.3. *Környezeti tényezők*

A diaspóra bank kicsírázását és dinamikáját, valamint a mohaközösségek összetételét és szerkezetét és térbeli mintázatát a fajok jellegzetességein és a bolygatás mértékén kívül a fényviszonyok, az edafikus tényezők, a földrajzi helyzet, a klíma, valamint a szubsztrátok változatossága és hozzáférhetősége is befolyásolja (SCHOFIELD 1985, ELLENBERG et al. 1992, SHAW – GOFFINET 2009, VANDERPOORTEN – GOFFINET 2009). Bizonyos fajok esetében a csírázást meghatározhatja még a szezonálitás, vagy a napok hossza is (DURING 1979, KÖVENDI-JAKÓ 2012).

Mohaközösségek esetében a **fény** fontos változó a faj összetétel és diverzitás szempontjából erdőállományokban (BARKMANN 1958, PROCTOR in SMITH 1982, GABRIEL – BATES 2003, MILLS – MACDONALD 2005) és gyepterületeken egyaránt (MOE – BOTNEN 2000). Ezzel szemben más tanulmányok azt mutatták ki (HUMPHREY et al. 2002, MILLS – MACDONALD 2004), hogy nincsen szignifikáns kapcsolat a fény és a moha fajgazdagság között. TINYA és munkatársai (2009) valamint MÁRIALIGETI (2007) és MÁRIALIGETI et al. (2009) szerint, az őrségi erdőkben talajlakó mohafajok borítása pozitív összefüggést mutatott a fénnyel, ezzel szemben az epifiton és epixyl mohák tömegességét a fényviszonyok nem befolyásolták.

A mohák térbeli elterjedési mintázata különbözik a magvas növényekétől, melynek oka elsősorban az eltérő életciklus és diszperziós képesség. Szél általi könnyű terjedésüknek köszönhetően gyorsan alkalmazkodnak a változó klimatikus viszonyokhoz, amely megmutatkozik viszonylag jó élőhely-kolonizáló képességükben is (SCHOFIELD 1985, SHAW – GOFFINET 2009, VANDERPOORTEN – GOFFINET 2009, FRAHM 2012).

Egy élőhely mikro**klímá**jában történt változások meghatározzák az ott élő mohák életfeltételeit (PHARO – BEATTIE 2002; HEINLEN – VITT 2003; MILLS – MACDONALD 2004; HYLANDER – DYNESIUS 2006). DYNESIUS és HYLANDER (2007) például egy tarvágás után 30-50 évvel vizsgálta a mohák megjelenését, és arra a megállapításra jutottak, hogy a mikroklíma változás negatív hatással volt a fajgazdagságra és a mohák növekedésére. A tarvágott területek mohavegetációjában bekövetkező hanyatlás legvalószínűsíthetőbb oka a mikroklíma megváltozása. A korábban jelenlévő talajlakó és epixyl mohafajok eltűnése azt mutatja, hogy ezek a funkcionális csoportok különösen érzékenyek a kiszáradásra (SÖDERSTRÖM 1988; CLAUSEN 1964, FENTON et al. 2003).

Az edényes vegetáció a mohák számára kedvezővé teheti az erdőtalaj mikroklímáját. Lokálisan növelheti a relatív páratartalmat, lassítva a mohagyepek kiszáradását, és ennek pozitív hatása feltehetőleg jelentősebb, mint az egyébként sem túl fényigényes erdei

mohavegetáció árnyékolásával okozott negatív hatás (MÁRIALIGETI 2007). Hasonló okokkal magyarázható a cserjeszint kedvező hatása az epifiton mohaközösségek diverzitására (KIRÁLY et al. 2013).

Az edafikus tényezők közül a feltalaj és az avar fizikai kémiai viszonyai szintén meghatározóak a talajlakó mohaközösség szempontjából (MÁRIALIGETI et al. 2009). A poikilohidrikus vízháztartással rendelkező mohák kiszáradási toleranciája sokkal nagyobb, mint a homoiohidrikus edényes növényeké, amely döntően meghatározza élőhely preferenciájukat (PROCTOR in SMITH 1982, SCHOFIELD 1985, ELLENBERG et al. 1992, VANDERPOORTEN – GOFFINET 2009). A mohák esetében a biomassza növekedését a fény mellett elsősorban rendelkezésre álló víz mennyisége határozza meg (SHAW – GOFFINET 2009). A tőzegmohalápokban magas produktivitást figyelhetünk meg, ezt a magas nedvesség tartalom és a folyamatos fotoszintézis magyarázza, ezzel szemben a legtöbb szárazföldi mohaközösségnél, például a hosszú aszályos időszakok miatt, a fotoszintézis és a növekedés időben korlátozott (SHAW – GOFFINET 2009, KÖVENDI-JAKÓ 2012).

A moha diaspórabank csírázására döntő jelentőséggel bír a talaj nedvesség-tartalma. A szárazság nemcsak a spóra fázisra hat, hanem a protonéma állapotban is magas mortalitást okozhat. A nedvesség jelentős mértékben befolyásolja a mohanövény spóraprodukcióját (KÖVENDI-JAKÓ 2012).

A feltalajt érintő mechanikai talajművelési eljárások javíthatják a talajnedvességet. Feltörik a talaj felső kérgét, ezáltal (pl. tőzegtalajoknál) jobban hozzáférhetővé válik a moha szaporító képletek számára a talaj-nedvesség (VANDERPOORTEN – GOFFINET 2009).

A talaj **hőmérséklete** szintén meghatározó a mohák csírázása szempontjából. A kihullott spórák kedvező hőmérsékleti viszonyok mellett azonnali csírázásra képesek, alacsonyabb hőmérséklet esetén a spórák a talajban raktározódnak (DURING 1997).

HOCK és mtsai (2004) dolomit sziklagyepek vizsgálata során a propagulumok időszakos variációját figyelték meg. A dolomit gyepek felszíni vegetációjának jól ismert periodicitása és szezonális változása volt felfedezhető a víz és hőmérsékleti viszonyokhoz illeszkedve, mely megmutatkozott a propagulum bank diaspóra számában is (KÖVENDI-JAKÓ 2012).

CHRISTOFFOLETI és CAETANO (1998) arra a következtetésre jutott, hogy a környezeti tényezők közül a talaj víztartalma és a hőmérséklete a legmeghatározóbb.

SHAW – GOFFINET (2009) szerint a moha diaspórabank csírázása elsődlegesen a nedvességtől és a **kémhatás**tól függ, valamint a rendelkezésre álló nagyobb víztartalom megkönnyíti a csírázáshoz szükséges optimális pH-érték elérését (KÖVENDI-JAKÓ 2012). MACIEL-SILVA és mtsai (2012) a propagulum bank összetételében a mikrokörnyezet szerepét és a megjelenő

fajok jellemzőit kutatták trópusi esőerdőkben, és arra a következetésre jutottak, hogy a fajok megjelenését egyedül a szubsztrát pH-ja befolyásolta. VIRTANEN és mtsai (2000) azt vizsgálták egy angliai park gyepjében, hogy a fertilizáció, az edényes növény biomassza és borítás, valamint a talaj pH-jának növelése hatására milyen változás történik a moha biomassza és fajgazdagságban. Legnagyobb moha biomassza produktum és fajgazdagság a 4,5 és 6,5 pH érték között volt kimutatható.

A talajok **szerves anyag**ának tekintetében – a mohák szubsztrát-preferenciáit figyelembe véve – érdemes elkülöníteni a humuszos és az ásványi talajfelszínt. A talajlakó mohák (pl. *Polytrichum formosum, Pleurozium schreberi*) tömegessége és fajgazdagsága tekintetében az ásványi talajfelszín jelenléte pozitív hatással van. Az ásványi talajfelszín-kibúvások mérete pozitívan korrelál a mohaborítással, hiszen több nagy borítású faj itt találja meg élőhelyét (MÁRIALIGETI 2007).

PETERSON (1999) is hasonló eredményre jutott, aki a tarvágás hatását vizsgálta a mohákra. Azt állapította meg, hogy a fakitermelés után a napsütötte humuszos talajfelszínek túlságosan kiszáradnak, amely nem kedvező a humidabb klímát igénylő erdei fajoknak. Az ásványi talajfelszínen nagyobb borítást és fajgazdagságot talált, mint a humuszos felszínen. Hazánkban SIMON és SZERÉNYI (1975) vizsgálta egyes mohák termőhelyi kötődését Csévharaszt melletti erdőkben. Eredményeik szerint egyes fajok (pl. *Scleropodium purum*) a humuszos feltalajhoz kötődnek.

A diaspórabank jelentős részét a humusz és ásványi talajban figyelték meg, mely kezdetben az ásványi talajban volt jelentősebb, a fajösszetétel nem változott jelentősen az egyes talajrétegek között (JONSSON 1993, DURING 1997). Négy évvel később azonban mind az ásványi, mind a humuszos rétegű talaj fajszáma lecsökkent, mely bizonyította, hogy a bolygatás hosszú távon a diaspóra bank kimerülésével jár (DURING 1997, KÖVENDI-JAKÓ 2012).

Kevés tanulmány foglalkozik a mohák **tápelem** igényével és toleranciájával, annak ellenére, hogy a mohák széles elterjedésűek, fontos szerepet foglalnak el az ökoszisztémákban és a környezet változásaira gyorsan reagálnak (LONGTON 1984; HUNTLEY et al. 1998, VIRTANEN et al. 2000). Számos tanulmány bizonyítja, hogy a mohák érzékenyek az atmoszférában található tápanyagokra (BATES 1992, 1994; BROWN in SMITH 1982; FARMER et al. 1992). A fertilizációs kísérletek közül a nitrogén, a foszfor és kálium-trágyázás hatására a mohák eltérően reagálnak. A nitrogén trágyázás a legtöbb mohafajra negatív hatással van (MICKIEWICZ 1976, BAKKEN 1994, VIRTANEN et al. 2000). VIRTANEN és mtsai (2000) azt figyelték meg, hogy azokban a kísérleti parcellákban, melyben felhagytak a N-trágyázással, a

moha biomassza növekedni kezdett. A foszfor- és kálium hozzáadása egyes fajokra (pl. *Eurhynchium praelongum*) pozitív hatással van más fajok (pl. *Bryum subapiculatum*) közömbösek a fertilizációra (VIRTANEN et al. 2000). BATES (1997) kimutatta, hogy a *Brachythecium rutabulum* és a *Scleropodium purum* eltérően reagálnak a foszfor- és kálium fertilizációra nedves és száraz állapotban, illetve a két faj eltérő tápelem igénnyel rendelkezik.

A legtöbb esetben a fertilizáció a mohák visszaszorulását okozza, de ez elsősorban nem a tápanyagbőségre, hanem az edényes növények megnövekedett borítására és kompetíciójára vezethető vissza (van TOOREN 1990, BERGAMINI – PAULI 2001, AUDE – EJRNAES 2005).

A mohák képesek új növedéket fejleszteni plusz tápanyag hozzáadása nélkül (BATES 1997). LIMPENS és mtsai (2003) azt mutatták ki, hogy a tőzegmohákra (*Sphagnum fallax, S. magellanicum, S. papillosum*) a nitrogén-foszfor és a foszfor fertilizáció pozitív hatással van.

A mohák előfordulásában meghatározó a különböző **szubsztrátok** szerepe. Aljzatpreferencia szerint megkülönböztetünk általános talajlakó, ásványi talajkibúváson megjelenő, epixyl (korhadéklakó), epifiton (kéreglakó), általános fán élő és opportunista fajokat (SMITH 1982). A legtöbb mohafajjal olyan felszínen találkozhatunk, amelyeken az edényes növények megtelepedése korlátozott, például fakérgen vagy sziklán. A mohák egyes élőhelyeken történő megjelenésükkel az adott terület indikátorai is. Néhány mohafaj csak nagyon jellegzetes lágyszárú közösségben él, ezért gyakran használható az adott élőhely karakterizálására. Ugyanakkor a mohákat szubsztrát-indikátorként is szokták alkalmazni (SCHOFIELD 1985).

MACIEL-SILVA és mtsai (2012) a propagulum bank összetételében a mikrokörnyezet szerepét és a megjelenő fajok jellemzőit kutatták, és arra jutottak, hogy a fajok megjelenését egyedül a szubsztrát pH-ja befolyásolta.

MILLS és MACDONALD (2004, 2005) különböző léptékekben vizsgálta a mikrokörnyezetnek és aljzattípusoknak a mohákra gyakorolt hatását fenyőerdőkben. Eredményeik szerint a mohák megjelenése több szinten jelentkező habitat- és környezeti változóktól függ, ezért ezek nagy változatosságának megőrzésével biztosíthatjuk a mohák diverzitásának fennmaradását.

1.2.4. *Az avarfedés és -elhordás, valamint és az edényes növények borításának hatása a mohákra*

Lombhullató erdőknél és más gazdag lágyszárú vegetációval rendelkező helyeken a lehulló avarréteg miatt a mohák csak redukált mennyiségű fényhez jutnak, mely miatt a mohapárnák csak kis gyepfoltokban képesek kolonizálni a szabadon maradt talajfelületeket (SHAW – GOFFINET 2009).

Bár számos mohafaj árnyéktűrő (ELLENBERG et al. 1992), mégis a fény fontos hatással bír a mohák növekedésére és térbeli mintázatára (PROCTOR in SMITH 1982). Kevés tanulmány foglalkozik az avarnak a mohaszintre gyakorolt hatásával. Általánosságban megállapítható, hogy az avar felhalmozódása jelentősen gátolja a mohák fényhez jutását, amely limitált növekedésükben jelentkezik. Tehát az avarréteg negatív hatással van a mohák megjelenésére és növekedésére (WHEELER – GILLER 1982, van TOOREN et al. 1988, DZWONKO – GAWROŃSKI 2002, HÁJKOVÁ – HÁJEK 2003, PEINTINGER – BERGAMINI 2006, STARTSEV et al. 2008, MÁRIALIGETI et al. 2009). Egy-két esetben találunk példát arra is, hogy az avar pozitív hatású. Például a lebomló avar (tápanyagainak felszabadulása által) fokozott növekedést generált egyes mohák esetében (RINCON 1988, FREGO – CARLETON 1995, SHAW – GOFFINET 2009), más vizsgálatnál a tűavar ráhordás okozott pozitív hatást a *Campylopus introflexus* mohafajnál (HASSE – DANIËLS 2006). Egyes mohafajok képesek az avaron való megtelepedésre is. A *Brachythecium rutabulum* a rhizoid borította indáin keresztül fel tudja venni a szükséges tápanyagokat az avarból (BATES 1997).

A rendszeres avar eltávolítás lényeges elszegényedést okoz a talaj nitrogén- és más tápelem-tartalmában, amely jelentős csökkenést okozhat az erdők termőhelyének termőképességében (MITSCHERLICH 1955), ami közvetve kihatással van a mohákra is (DZWONKO – GAWROŃSKI 2002). Az avar eltávolítás pozitív hatással van a mohaborításra és fajgazdagságra lombhullató (WILKE et al. 1993) és tűlevelű erdőkben egyaránt (TAODA 1988, DE VRIES et al. 1995, BAAR – KUYPER 1998).

Az avar mellett az lágyszárú növények dominanciája és biomasszája befolyásolja a mohák növekedését. Mérsékeltövi gyepek vizsgálatánál arra jutottak, hogy az lágyszárúak biomasszájának növekedésével a mohák diverzitása és biomasszája csökkent (BERGAMINI – PAULI 2001, BERGAMINI et al. 2001, HÁJKOVÁ – HÁJEK 2003, AUDE – EJRNAES 2005, PEINTINGER – BERGAMINI 2006).

1.2.5. *Bükkös és lucos állományok mohaborítása és -flórája*

A különböző fafajösszetételű erdőállományok mohaflórájának, diverzitásának és talajfelszín-borításának összehasonlításával viszonylag kevés irodalom foglalkozik nemzetközi és hazai szinten egyaránt. AUGUSTO és mtsai (2003) hasonló abiotikus adottságú erdőkben, köztük lucos és bükkös állományokban vizsgálták a lágyszárú- és mohaszintet. A legtöbb mohafajt a vizsgált 6 különböző erdőállomány közül a lucos állományokban azonosították. Kimutatták, hogy a lucosok flórájában több a tipikusan tápanyagszegény és savanyú termőhelyet jelző faj, mint a bükkösökben. Lettországi erdők mohaközösségének összetételét vizsgálta STRAZDINA (2010) az erdőállományok és az szubsztrát tulajdonságok függvényében. Állítása szerint a fajösszetételt és gazdagságot döntően az erdőállományok kora, az állományalkotó fafaj, a talajnedvesség és az aljzat kémhatása határozza meg.

Európai bükkösök biodiverzítását vizsgálták BRUNET és mtsai (2010) az erdőgazdálkodás függvényében. Megállapításuk szerint a savanyú kémhatású talajon álló bükkösök gyakran szegényes lágyszárú flórával és nem ritkán fajgazdag moha- és zuzmó közösséggel rendelkeznek. A bükkfa kérgének fizikai és kémiai jellemzői a faegyedek korával és nagyságával együtt változnak. A faegyedek kora és törzsének átmérője erősen korrelál a kéreglakó fajok kompoziciójával (GUSTAFSSON et al. 1992, AUDE – POULSEN 2000, FRIEDEL et al. 2006).

HUMPHREY és mtsai (2000) kultúrerdők biodiverzítását vizsgálták Nagy-Britanniában. A mohaflórára vonatkozóan azt állapították meg, hogy a kultúr- és őshonos erdők fajgazdagsága között nincsen jelentős eltérés. Véleményük szerint az állománytípus jóval inkább meghatározza a moha-diverzitást, mint a klimatikus adottságok. Ugyanígy a lucosok mohaflórája általában gazdagabb a többi fenyves-állományhoz képest, függetlenül a klíma övezettől. Más vidékeken végzett kutatások is összhangban állnak a fenti állítással, miszerint a lucosok kedvezőbb élőhelyet nyújtanak a moháknak, mint más fenyves állományok (ESSEEN et al. 1997, AUGUSTO et al. 2003).

A hazai erdőtársulásaink és -állományaink mohaborításáról és mohaflórájáról és a fajok gyakoriságáról viszonylag kevés ismerettel rendelkezünk. BOROS (1964, 1968) és ORBÁN – VAJDA (1983) alapműve egyes fajok élőhelyeként említ erdőtársulásokat és -állományokat, de ezek mohaflórájának leírására ezek az irodalmak (témájukból adódóan) nem térnek ki. BOROS számos növényföldrajzi jellegű munkája (pl. BOROS 1944, 1953, 1959) az edényes vegetáció mellett részleges leírásokat közöl egyes élőhelyek és társulások mohavegetációjáról. DEBRECZY a mohafajok szerepét kutatta egyes balatonfelvidéki növénytársulások

szukcessziójában (DEBRECZY 1968). SIMON zempléni-hegységi erdők vizsgálata során kimutatta, hogy egyes lomboserdők és fenyvesek mohacönózisai eltérnek egymástól és jellemzőek az adott társulásra (SIMON 1970, 1971).

Hazánk erdőtársulásait, élőhelyeit és vegetációtípusait feldolgozó összefoglaló írások (BARTHA et al. 1995, KEVEY 2008, BÖLÖNI et al. 2011) és egyéb cönológiai munkák (pl. PÓCS és mtsai 1958) szintén említést tesznek az egyes erdőtársulások mohaszintjéről, de csupán nagyvonalú becslést tesznek a borítást és fajkészletet illetően, melyek nem támaszkodnak kvantitatív mérésekre, főleg karakterfajokat adnak meg, és eltekintenek a részletesebb fajlista megadásától is.

ORBÁN erdei növénytársulások értékelésének kulcsát adja meg mohaflórájuk alapján (ORBÁN 1995). További adatok szerepelnek számos mohaflorisztikai publikációban, melyek szintén csak az adott taxon élőhelyeként jelölik meg az egyes társulásokat és erdőállományokat. ORBÁN és mtsai (2009) a Bükk-hegység szilikátos kőzetű területek növénytársulásainak (köztük acidofil bükkösök) mohaközösségét és borítását vizsgálták. ÓDOR (2000) és mtsainak írása (2002) tájföldrajzilag a Kékes Észak Erdőrezervátumhoz, valamint az Őrséghez kötődnek és leíró jellegű ismertetést adnak egyes élőhelyek és erdőállományok mohavegetációjáról. MÁRIALIGETI (2007) és mtsainak munkája (2009) szintén őrségi elegyes erdők mohaborításával és gyakoriságával is foglalkozik.

A hazai irodalmi források ismeretében megemlítendő, hogy a hazai kultúr fenyves állományok mohaflórájáról kevés ismerettel rendelkezünk, annak ellenére, hogy egyes telepített fenyveseink (köztük lucosaink) mohaszintje diverz képet mutat (SZŰCS 2007, 2008; NÉMETH 2008). Hazai bükkös állományaink mohaközösségeinek diverzításáról és kompozíciójáról számos ökológiai jellegű publikáció szolgáltat aktuális adatokat (ÓDOR – STANDOVÁR 2001, ÓDOR – van HEES 2004, ÓDOR et al. 2006; STANDOVÁR et al. 2006).

A Soproni-hegység mohaflóráját SZÖVÉNYI és mtsainak (2001) flóraműve ismerteti, akik munkájuk során a hegységi bükkösöket és lucosokat is vizsgálták.

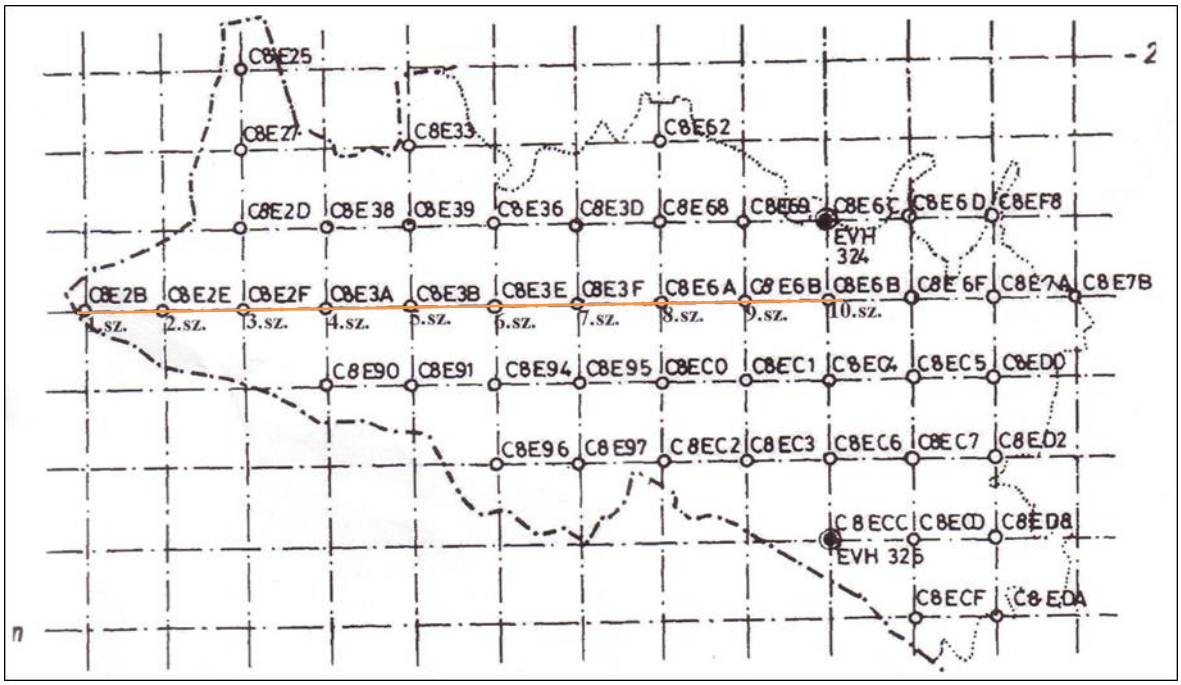
10.13147/NYME.2013.011

2. Anyag és módszer

2.1. MINTATERÜLET KIJELÖLÉSE, MINTAVÉTEL

2.1.1. *Előzetes bolygatás kísérlet*

A kutatási módszertan tesztelésére 2008 őszén 10 db ún. tesztparcellát állítottam fel a Soproni-hegységben a 90-es években zajlott Asztalfő-projekt gyűjtési pontjai mentén (*1. ábra*) (BIDLÓ 1993), melyek egy K–Ny–i irányú egyenes mentén kerültek kijelölésre kilométerenként, telepített lucfenyves (3 db blokk), kocsánytalan tölgyes (3 db blokk) és bükkös állományokban (4 db blokk). A 2x2 m–es parcellákat további 4 (1x1 m–es) kvadrátra osztottam fel. Az „avar nélküli"(AV-) kvadrát felületén található avart elhordtam, ezáltal csupasz talajfelszín jött létre. Az „avar nélküli+bolygatott" (B) kvadráton található avar mennyiségét a „dupla avar" (AV+) négyzetre helyeztem át, majd ezután az „avar nélküli+bolygatott" kvadrátot kézi ásó segítségével (egy alkalommal) felástam. Ezáltal felszínre kerültek a mélyebben fekvő talajrétegek. A „kontroll" (K) kvadrátot változatlanul hagytam. A „dupla avar" négyzettel a fent említett avar-ráhordáson kívül más kezelést nem végeztem. (*2. és 3. ábra*). (Az előzetes bolygatás kísérletet kizárólag módszertani célból, a blokkok tesztelésének szándékával végeztem el, ez miatt – a kezdeti megfigyelések után – a kísérleti parcellákat már nem figyeltem, s eredményeit sem ismertetem disszertációmban.)



1. ábra. Asztalfő-projekt keretében felállított mintavételi pontok (barna vonal jelöli az egyenest, melyen 10 pontot vettem fel) (BIDLÓ 1993 nyomán)

2.1.2. *Bolygatás kísérlet*

Az előzetesen tesztelt vizsgálati módszert megfelelőnek ítélve, azonos méretű blokkokat alakítottam ki a Hidegvízvölgy–erdőrezervátum ÉNy–i felének pufferzónájában – az „ERDŐ h+á+l+ó" terepen is megjelölt pontjai mentén (KIRÁLY 2006) – 2009 áprilisában. Közel 1 hektáros területen 13 parcellát jelöltem ki (*2. ábra*) a mohaborítás–változás nyomon követése céljából. A parcellák kijelölésénél törekedtem arra, hogy homogén termőhelyi és klimatikus adottságokkal rendelkező élőhelyet válasszak. A blokk felállítása és felosztása az 2.1.1. fejezetben leírtakkal azonos módon történt. Az „avar nélküli" és a „avar nélküli+bolygatott" kvadrátok avarmentesítését azonos időpontokban, átlagosan 4 havonta végeztem kézi erővel. Változóként a mohafajok borítását (dm^2-ben) a fajokat és a fajszámot (db) tekintettem, melynek felvételezését egyidőben, átlagosan 4 havonta végeztem el (az avarmentesítések időpontjában). A pontos azonosítás miatt minden újabb észleléseknél csipesz segítségével mohamintát gyűjtöttem minden kvadrát minden fajából.

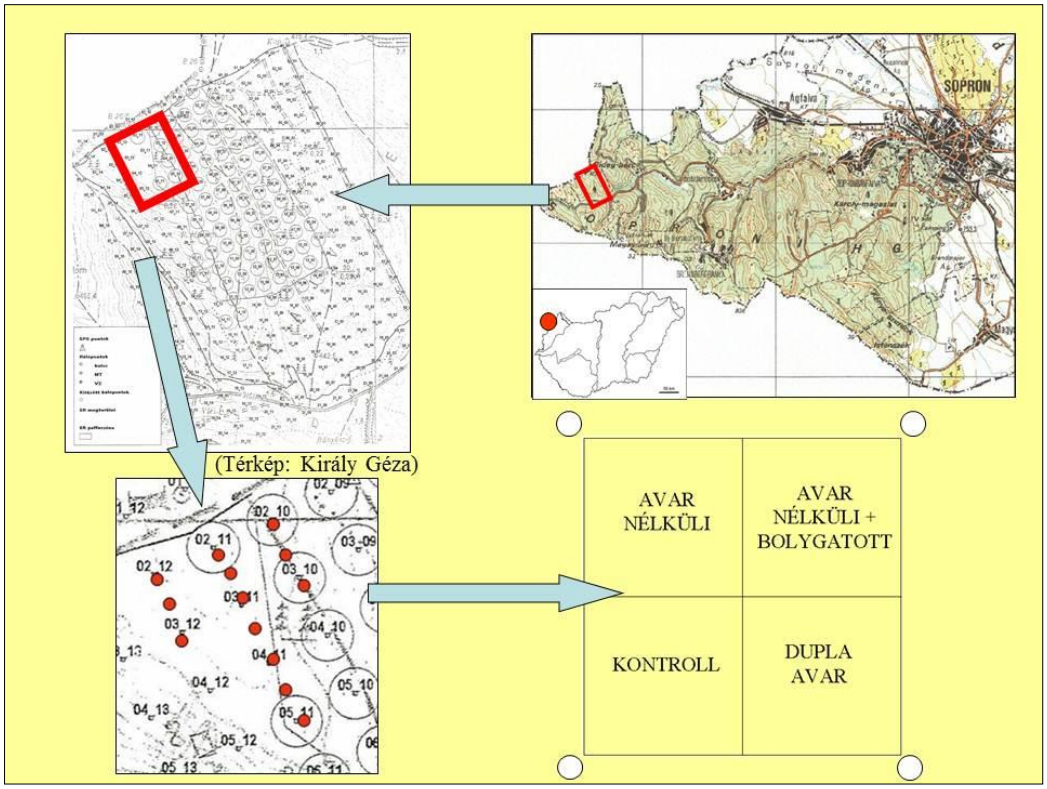
Mivel a kísérlet végére a felállított 13 blokk közül 5 vadtúrás miatt elpusztult, ez miatt csak az épen maradt 8 blokk mérési eredményeinek kiértékelését végeztem el és mutatom be a bolygatás/avarelhordás kísérletre vonatkozóan.

A fent ismertetett parcellák négy sarkából 0,5 m sugarú körben (a parcellákon kívül) gyűjtöttem talajmintát 0-5 és 5-10 cm mélységből ásó, kés, centiméter és gyalogásó segítségével. Egy parcella négy sarkából gyűjtött mintákat homogenizáltam, tehát 1 parcellára 2 talajminta, az összes 13 parcellára 26 talajminta jutott. (A váztartalomhoz tartozó talajmintákat a kísérlet végén, az „avar nélküli"(AV-) kvadrátok felső 5 cm-ből gyűjtöttem).

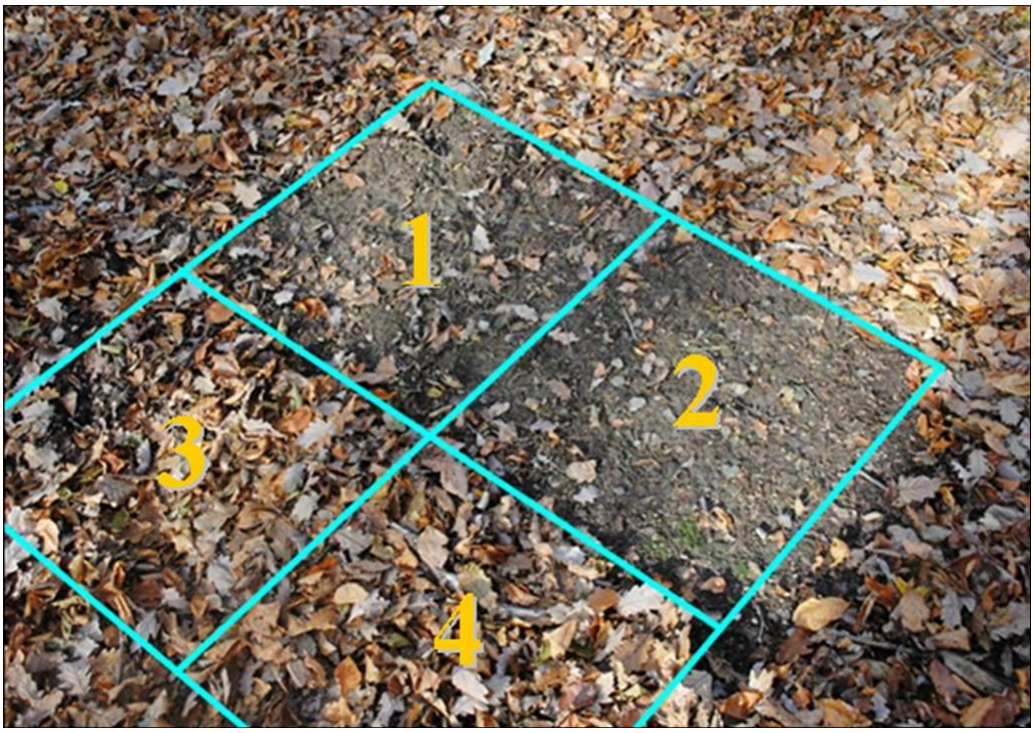
A mintákat az NymE EMK KFI Termőhelyismerettani Tanszék talajtani laboratóriumában vizsgáltam.

2.2. TALAJVIZSGÁLATI MÓDSZEREK

A begyűjtött talajmintákat laboratóriumban a következők szerint vizsgáltam: kémhatás [pH_{H2O}, pH_{KCl}], szénsavas mész tartalom (%), hidrolitos és kicserélődési acciditás, szemcseeloszlás (%), vázszázalék (%), humusztartalom (%), összes nitrogéntartalom (%), ammónium-laktát-ecetsav-oldható foszfor– és káliumtartalom (mg/100g talaj). A talajvizsgálati módszerek részletes leírását a BELLÉR (1997) egyetemi jegyzete ismerteti.



2. ábra. A blokkok kijelölése a területen, a blokk felosztása kvadrátokra.(Jobb felső kép ábrázolja az erdőrezervátum elhelyezkedését a Soproni-hegységben. Bal felső kép ábrázolja az erdőrezervátum területét a hálópontok feltüntetésével, piros keret mutatja a 13 blokk fekvését. Bal alsó kép mutatja a 13 blokk pontos megjelölését. Jobb alsó kép ábrázolja a blokk felosztását kvadrátokra, melyeken a kezelés módja olvasható. A blokk négy sarkában látható körök a talajmintavétel helyét mutatják.) (KIRÁLY 2006 nyomán)



3 ábra. A kvadrátokra osztott blokk képe 2010 novemberében. Számok jelölése:1 – „avar nélküli”(AV-) kvadrát, 2 – „avar nélküli+bolygatott” (B) kvadrát, 3 – „kontroll” (K) kvadrát, 4 – dupla avar” (AV+) kvadrát

2. 3. DIASPÓRABANK INKUBÁLÁSI KÍSÉRLET ÉS ÉRTÉKELÉSI MÓDSZEREI

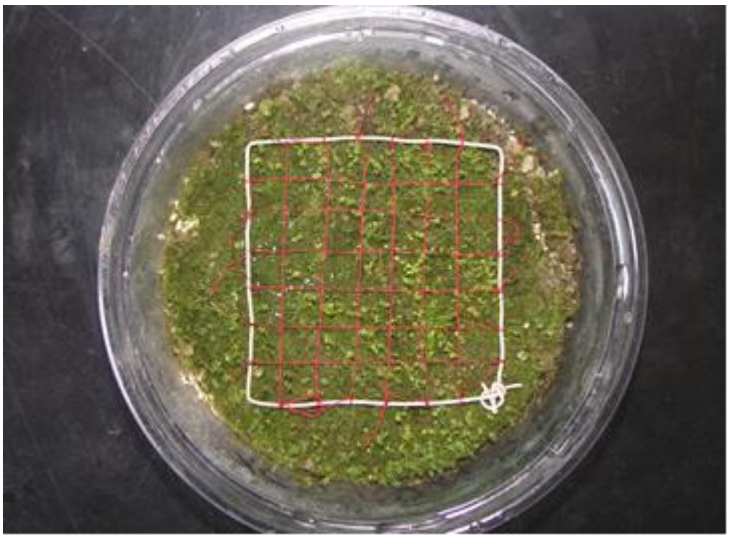
A diaspórabank keltetéshez a talajlaboratóriumi vizsgálatokhoz begyűjtött mintákból különítettem el a megfelelő (egységenként kb. 500 g) mennyiséget. A 26 talajmintát (13 blokk x 2 talajszint) légszáraz hőmérsékleten, talajlaboratóriumban történő szárítás után talajdarálón daráltam le. Egy mintát 3 ismétlésben készítettem el, tehát összesen 78 minta keltetését és kiértékelését végeztem el.

A kísérlet a soproni Egyetemi Botanikus Kert üvegházában 2009.10.15 – 2010.03.30 közötti időszakban zajlott (*4. ábra*). Az átlátszó, zárható műanyag (500 cm^3 űrtérfogatú) dobozok aljára kb. egy centiméter vastagságban steril perlitréteget terítettem, melyet ezt követően annyi desztillált vízzel töltöttem fel (egyetlen alkalommal), melyet a perlit-réteg képes volt felvenni (kb. 100 cm^3). A perlit-rétegre került terítésre a begyűjtött talaj kb. 75 g mennyiségben, közelítőleg 1 cm vastagságban. A talajmintákat lezárva 5 és fél hónapig keltettem. Ez volt az az időtartam, amely után a propagulumok zöme kihajtott, újabb hajtások nagyobb arányú megjelenése pedig már nem volt várható. A korábbi irodalmak ennél rövidebb (HOCK et al. 2003) és hosszabb inkubációs időkkel számoltak (DURING – TER HORST 1983; BISANG 1996). A biztosított 5-17 °C-os hőmérsékleten és természetes fényviszonyok (átl. 2900 lux, min.: 2000 lux max.: 4200 lux) között penészfajok és gombafajok egyáltalán nem, míg alga-faj(ok) csak igen kis mértékben szaporodtak el az edényekben. A fenti hőmérsékleti tartomány nagyjából egybevág DURING – TER HORST (1983) által javasolt 10-15 °C-os hőmérséklettel.

A kísérlet végén a tenyészedényekben észlelt borítást egy rácsháló segítségével értékeltem. Ez 7x7 cm-es, összesen 49 db egyforma, egyenként 1 cm^2 nagyságú egységekből állt (*5. ábra*), melyekben a borítást becsültem. A prezencia esetén 1, az abszencia esetén 0 értéket jegyeztem fel minden egységre vonatkozóan.

Az edényekben megjelent kisszámú páfrány és lágyszárú csíranövények valamint az előtelepek meghatározása és faji elkülönítése nem szerepelt céljaim között. A minták azonosítása fénymikroszkóp és határozókönyv (SMITH 2004) segítségével történt. A kérdésesnek számító mohák determinálásában PAPP Beáta volt segítségemre.

4. ábra. Keltetés az üvegházban



5. ábra. 1659-2b-3/3. sz. minta kiértékelése (fotók: SZŰCS P.)

2.4. SZFÉRIKUS DENZIOMÉTER HASZNÁLATA

A blokkok záródás viszonyainak jellemzését szférikus denziométerrel adtam meg. A szférikus denziométerrel becsülhető a lombkorona záródása, ami jól használható a fényviszonyok jellemzésére (LEMMON 1956, MIHÓK 2007, TINYA et al. 2009). A szférikus denziométer egy rácshálóval ellátott homorú (vagy domború) tükörrel felszerelt kisméretű eszköz. A mérés során a műszert vízszintesen tartva, a tükörbe belenézve számoljuk le azok a négyzetek számát, amelyekben látható a lombkorona, és azokét, amelyekben nem látszik. A mérést egy ponton 4 alkalommal végzem el a fő égtájak irányában. Ezek alapján a lombkorona záródására kapunk négy becslés-adatot, amely az összehasonlító vizsgálatok szerint jó korrelációt mutat a relatív megvilágítottsággal (ENGLUND et al. 2000, MIHÓK 2007). A műszer által egy pontban végzett 4 mérést átlagoltam, és százalékos alakra számoltam. Ez az érték a záródáshiány százalékban kifejezve (MIHÓK 2007).

2.5 MOHAFLORISZTIKAI ÉS BORÍTÁS VIZSGÁLATOK

A mohaflorisztikai vizsgálatok keretében lucos és bükkös állományok mohaflórájának felmérését végeztem el. A Soproni-hegység különböző pontjain – random bolyongásos módszerrel – 30-30 db, 30x30 m-es (nagy)kvadrátokat jelöltem ki lucos és bükkös állományokban. A faállományok kiválasztásánál szem előtt tartottam, hogy kiterjedésük megfeleljen a 30x30 m területnek, az elegyfajok aránya kellően alacsony legyen (<20%) valamint az állomány magassága ne legyen kisebb közelítőleg 10 méternél. A kijelölt állományokban 5db 1x1 m-es (kis)kvadrátot jelöltem ki véletlenszerűen (a nagy kvadrát közepéből kisásó eldobásával). A elhajított kisásó adta a kvadrát középpontját, melytől mérőszalag segítségével

mértem ki az égtáj 4 irányába az 50 cm-t. Ezekben a kis kvadrátokban jegyeztem fel a talajon élő fajok borítási értékét, melyet vonalzó segítségével becsültem, valamint mintát gyűjtöttem határozás céljából. A nagy kvadrátokban külön mértem fel a talajlakó, a kéreglakó és korhadéklakó mohákat, mely alapján megkaptam az erdőállományok fajlistáját.

A mohafajok ökológiai értékeit ELLENBERG és munkatársai (1992), életstratégia típusait pedig ORBÁN (1982) munkái alapján értékeltem. Veszélyeztetettségi státuszuk megállapításához PAPP és munkatársai (2010) vörös listáját használtam.

A fajnevek rövidítéséhez a következő névkódokat használtam:

ANOATT – *Anomodon attenuatus*; AMBSER – *Amblystegium serpens*; ATRANG – *Atrichum angustatum*; ATRUND – *Atrichum undulatum*; BRAPOP – *Brachythecium populeum*; BRARUT – *Brachythecium rutabulum*; BRASAL – *Brachythecium salebrosum*; BRAVEL – *Brachythecium velutinum*; BRYCAP – *Bryum capillare*; BRYMOR – *Bryum moravicum*; BRYRUB – *Bryum rubens*; CEPBIC – *Cephalozia bicuspidata*; CERPUR – *Ceratodon purpureus*; CAMPOL – *Campylium polygamum*; DICHET – *Dicranella heteromalla*; DICMON – *Dicranum montanum*; DICPOL – *Dicranum polysetum*; DICSCO – *Dicranum scoparium*; DICTAU – *Dicranum tauricum*; DIPFOL – *Diphyscium foliosum*; DITCYL – *Ditrichum foliosum*; DICPUS – *Ditrichum pusillum*; EURANG – *Eurhynchium angustirete*; EURHIA – *Eurhynchium hians*; EURPUL – *Eurhynchium pulchellum*; EURSCH – *Eurhynchium schleicheri*; EURSTR – *Eurhynchium striatum*; FISBRY – *Fissidens bryoides*; FISTAX – *Fissidens taxifolius*; FRUDIL – *Frullania dilatata*; HERSEL – *Herzogiella seligeri*; HYPCUP – *Hynum cupressiforme*; HYPPAL – *Hypnum pallescens*; ISOALO – *Isothecium alopecuroides*; LESPOL – *Leskea polycarpa*; LEUJUN – *Leucobryum juniperoideum*; LOPHET – *Lophocolea heterophylla*; METFUR – *Metzgeria furcata*; MNISTE – *Mnium stellare*; MNITHO – *Mnium thomsonii*; ORTPAL – *Orthotricum pallescens*; ORTSPE – *Orthotricum speciosum*; ORTSTRI – *Orthotrichum striatum*; ORTSTRA – *Orthotrichum stramineum*; PLAAFF – *Plagiomnium affine*; PLACAV – *Plagiothecium cavifolium*; PLACUR – *Plagiothecium curvifolium*; PLADEN – *Plagiothecium cavifolium*; PLAELL – *Plagiomnium ellipticum*; PLALAE – *Plagiothecium laetum*; PLANEM – *Plagiothecium nemorale*; PLAREP – *Platygyrium repens*; PLEACU – *Pleuridium acuminatum*; PLESUB – *Pleuridium subulatum*; POHMEL – *Pohlia melanodon*; POHNUT – *Pohlia nutans*; POLFOR – *Polytrichum formosum*; PSENER – *Pseudoleskeella nervosa*; PTEFIL – *Pterigynandrum filiforme*; PYLPOL – *Pylaisia polyantha*; RADCOM – *Radula complanata*; RHIPUN – *Rhizomnium punctatum*; SCLPUR – *Scleropodium purum*; TETPEL – *Tetraphis pellucida*; THUTAM – *Thuidium tamariscinum*; TORSUB – *Tortula subulata*; ULOCRI – *Ulota crispa.*

A vizsgált lucos állományok talajszintjéhez számoltam a talajon és a fenyőavaron megjelent mohafajokat is, mivel több állományban nehéz volt elkülöníteni a talaj és avar aljzatot. A vizsgált lucos és bükkös állományokban talált elegy fafajokat is figyelembe vettem az epifiton mohaflóra felmérésénél, valamint a holt faanyag esetében sem különböztettem meg a fafajokat. A holt fához soroltam minden bomlásnak indult faanyagot, így a tuskót, a lábon száradt és fekvő korhadt fát is. A korhadási stádium között nem tettem különbséget.

2.6. ADATOK FELDOLGOZÁSÁNAK MÓDSZEREI

A bolygatás kísérlet esetében a kísérlet végi időpontban felmért borítások átlagának összevetéséhez ANOVA-t (Repated Measures Analysis of Variance) (SOKAL – ROHLF 1995), alkalmaztam, melynek során a csoportosító változók blokkok és a kezelési módok voltak, a függő változók a borítás és a fajszám volt. Az időbeli dinamikát mutató oszlopdiagramot a különböző időpontokban blokkonként mért összborítás értékek alapján ábrázoltam. A fajok blokkokra vonatkozó borítási értékeit egyes blokkokon mért fajok borítása alapján ábrázoltam.

A diaspórabank esetében a kísérlet végi időpontban felmért borítások indirekt összevetéséhez főkomponönsens-analízist (PCA) alkalmaztunk, a blokk, szint, borítás szerint centrálva és standardizálva (PODANI 1997). Így áttekinthetővé vált az blokkokból származó minták keltetésének egymáshoz viszonyított elhelyezkedése a fajösszetétel és -borítás alapján. A felvételezett fajok adataiból gyakoriságot számoltam. A két talajszint (0-5 és 5-10 cm) mohaborításának összehasonlításához t-próbát végeztem el három ismétlésben. Mintavételi egységnek a rácsháló négyzeteit (49 db, 1x1 cm), függő változónak a gyakorisági értékkel kifejezett borítást tekintettem. A statisztikai elemzéseket a Statistica 7.0 és MS Excel programcsomaggal végeztem.

A lucos és bükkös állományok mohaflórájának összehasonlításához az állományokban felvételezett fajok adataiból gyakoriságot számoltam külön a három és a mikroélőhelyre vonatkozóan. Ez esetben az egyes fajok előfordulásának számát az állományok számával (30) osztottam és szoroztam százzal. Az egész állományra vonatkozó gyakoriság esetében az állományokhoz rendelhető 3 mikroélőhely összege adta az osztószámot (90).

A bükkös és lucos állományok borításának összehasonlítására t-próbát végeztem. Mintavételi egységnek a nagy kvadrátokat (30x30 m), függő változónak a borítást tekintettem.

Oszlop-diagrammon tüntettem fel a fajok egyes ökológiai értékeinek és megoszlását. A grafikonok elkészítéséhez MS Excel és a Statistica programcsomagot használtam.

2.7. A KUTATÁSI TERÜLET ISMERTETÉSE

(A Soproni-hegység és a Hidegvízvölgy-Erdőrezervátum természeti adottságai)

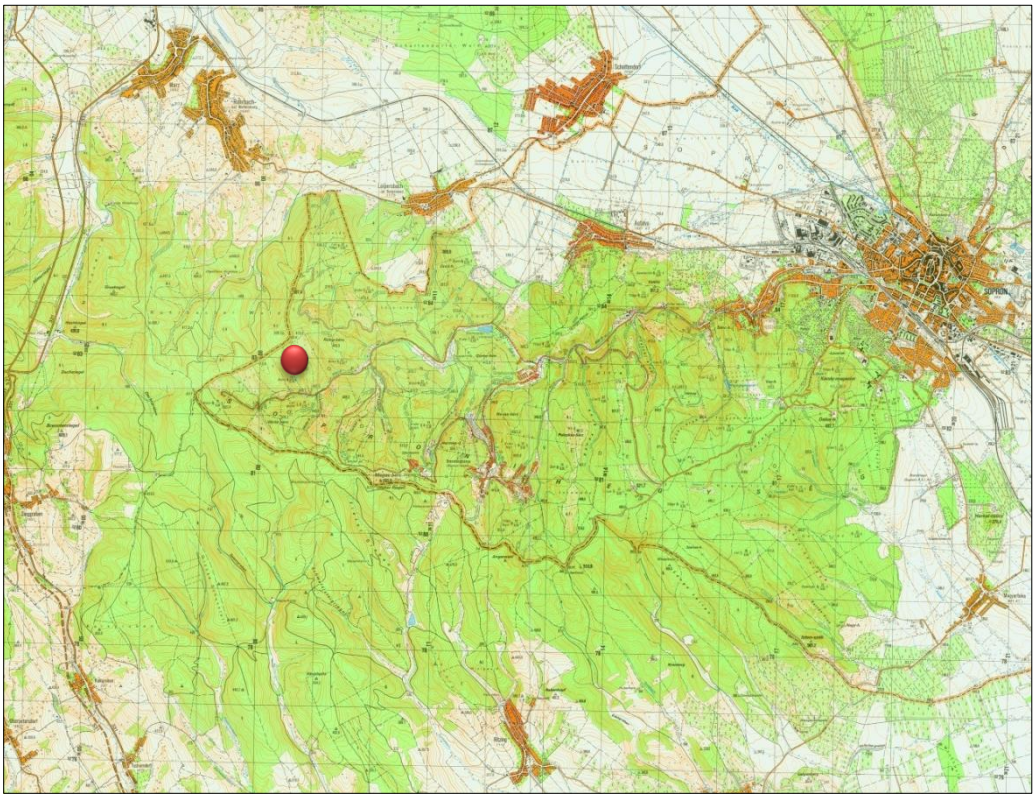
2.7.1. *Tájföldrajzi egységek*

A Soproni-hegység az Alpok hegységrendszer ÉK-i, alacsonyabb, középhegység jellegű nyúlványa (*6. ábra*). A hegység főgerince nagyjából Ny-K-i tájolású, melynek oldalgerincei mély völgyekkel tagoltak. Keleti részét a Rák-patak völgye szabályosan két részre vágja. A hegység legmagasabb pontja osztrák oldalon az Égett-tető (606 m), magyar oldalon pedig a Magas-bérc (557 m). A Soproni-hegységet a magyar-osztrák államhatár osztja kétfelé. A főgerinctől északra a hegység középső és K-i része Magyarországhoz, Ny-i sávja Ausztriához sorolható tartozik. A hegység belsejében csak kicsiny egykori bányásztelepülések találhatóak, nagyobb lakott területek kizárólag a hegylábon alakultak ki. A Soproni-hegység pontos határvonalát meghúzni nem könnyű. Egyértelmű határok az osztrák oldalon csak a Rozália-hegység felé húzhatók, míg máshol a hegylábak felé fokozatos az átmenet (KIRÁLY ed. 2004). A rezervátum a Hidegvízvölgyhöz tartozik, 350-450 m tengerszintfeletti magasságban fekszik, egy eróziós völgy osztja két részre, melynek következtében a fekvés, a kitettség és a lejtfok változatos (KOVÁCS et al. 2007).

2.7.2. *Geológia*

A Soproni-hegység geomorfológiailag viszonylag jól elkülöníthető két részre oszlik. ÉK-i részét paleozoós rögökből álló kristályospala alkotja, míg fennmaradó részein a kristályospala aljzatot harmad- vagy negyedidőszaki rétegek takarják. A kristályospala tönk magvát gránitok metamorfózisából származó gneiszek (muszkovit-, muszkovit-biotit-gneisz) adják, ezekre csillámpalák, fehér kvarcitok és leukofillitek is települtek. A kristályos palák a Köves-árok vonalától K-re alkotnak összefüggő tömböt, az ároktól Ny-ra Görbehalom és Brennbergbánya széléig néhány szigetszerű, apró folton bukkannak fel. A hegység miocén korban tektonikailag megsüllyedt Ny-i és D-i felét fiatalabb, lazább üledékek borítják. Az alsó-helvéti barnakőszenes üledékek viszonylag vékony rétegben közvetlenül a kristályospalákra települtek. A felső-helvéti emelet folyóvízi eredetű kavicsos-homokos összletei többszáz méter vastagságban e terület meghatározó felszíni geológiai képződményei. A kavicsok anyagát elsősorban gneisz és más kristályos palák, kisebb részben mészalpi eredetű mészkövek és homokkövek képezik, kötőanyaguk vörösbarna agyag. Alluviális üledékek a patakvölgyekben csekély kiterjedésűek, a Soproni-medencében viszont jelentős borítással

bírnak (FÜLÖP 1990, KIRÁLY ed. 2004; DÖVÉNYI ed. 2010). Az erdőrezervátum területén az alapkőzet az agyagos-kavicsos hordalék, melyet helyenként vastag talajréteg és csuszamlások jellemeznek (KOVÁCS et al. 2007).



6. ábra. A Soproni-hegység, mint kutatási terület (piros kör jelöli a Hidegvízvölgy Erdőrezervátum elhelyezkedését) (Mératarány 1: 10 000)

2.7.3. *Talajok*

A Soproni-hegység gneiszen és a csillámpalán elsősorban, az erősen savanyú nem podzolos barna erdőtalaj, a podzolos barna erdőtalaj és az agyagbemosódásos barna erdőtalaj képződött az idők folyamán. Az utóbbi kialakulásában szerepete volt az ágyazati kőzetre rakódott lösztakarónak is. Az agyagosabb, lefolyástalan részeken megjelentek a pszeudoglejes barna erdőtalajok is. Az erodált domboldalakon köves-sziklás váztalajokkal és ranker talajokkal is talákozhatunk. Brennbergbánya környékén az alapkőzetet a különféle kavicsos hordalékok adják, amelyben nagy mennyiségben fordulnak elő metamorf kőzetmaradványok is. A patakvölgyek és völgylábak jellemző talajtípusai a lejtőhordalék- és öntéstalajok. A Soproni-medence többletvízhatás alatt álló peremterületein, illetve a hegység néhány belső völgyében réti- és láptalajok alakultak ki (KIRÁLY ed. 2004, DÖVÉNYI ed. 2010).

Az erdőrezervátum területén a tipikus agyagbemosódásos barna erdőtalaj a meghatározó talajtípus, jól fejlett kilúgozási és felhalmozódási szintekkel. Ettől eltérést azok a szelvények

mutattak, amelyekben az erózió hatására a humuszos feltalaj korábban leerodálódott és egy újabb humuszos szint felépülése kezdődött meg. Ezért a szelvények között altípus, illetve változat szinten vannak eltérések. A talajokban a kémhatás savanyú vagy erősen savanyú, ami jelentős felszínközeli térbeli heterogenitást jelez az erdőrezervátum területén. A talajok fizikai félesége a feltalajban homokos vályog, tápanyagellátottságuk általában csekély-közepes (KOVÁCS et al. 2007).

2.7.4. *Éghajlat*

Az Alpok ÉK-i előterében húzódó hegység hűvös-csapadékos éghajlatú. Érzékelhető klimatikus grádiens húzódik Ny-ról K-re, a hegyközi völgyektől a hegység pereme felé. A leginkább szubalpin jellegű területek a Hidegvízvölgyben és Brennbergbánya körüli völgyekben találhatóak, míg Harka térsége és a hegység DK-i területei jóval szárazabb és melegebb klímájúak. A kitettség fontos mezoklíma-alakító tényező, az É-i oldalak és a szűk, szurdokszerű völgyek hűvösebbek, míg a D-i és Ny-i oldalak szárazabbak és naposabbak.

Az éghajlati adottságokkal kapcsolatos tájékoztató adatok: napfényes órák évi száma kb. 1800, a nyári évnegyed 700 óra körüli, a téli pedig 170 óra közüli. A terület Ny-i részén 8,5°C, a K-i részeken 9,0°C az évi középhőmérséklet, míg a vegetációs időszaki sokévi átlag 15,5°C. Az évi abszolút hőmérsékleti maximumok és minimumok sokévi átlaga 32,0°C és -15,0°C. Az évi csapadékösszeg kb. 750 mm, ebből 450 mm hullik tenyészidőszakban. A leggyakoribb szélirány az ÉNy-i (KIRÁLY ed. 2004; DÖVÉNYI ed. 2010).

2.7.5. *Vízrajz*

A hegység jelentős felszíni lefolyással és vízfelesleggel jellemezhető, a Vulka, az Ikva és a Répce vízgyűjtőjéhez tartozó kistáj (a hazai oldal szinte teljes egészében az Ikváéhoz tartozik). A hegység belsejében csak alacsony vízhozamú patakok találhatóak. Közülük kiemelendő a Rák-patak, melynek völgye a hegyvidék hazai oldalát szabályosan kettéosztja,, illetve a hegység DK-i oldalán a Kecske-patak. A Rák-patak nagyvízi hozama 11,4 m^3/sec.

A Rák-patakon duzzasztották fel a hegység magyar oldalának egyetlen jelentősebb tavát a Fehér-úti tavat. Apró mesterséges tavak még a Tacsi-árokban és Hermes mellett találhatóak.,
A hegységben számos forrás működik, ingadozó vízhozammal (legjelentősebb a Hidegvíz-forrás), a völgylábakon jellemző lehet a szivárgó vízhatás (KIRÁLY ed. 2004; DÖVÉNYI ed. 2010). A rezervátum területét kettészelő eróziós völgyben kis vízhozamú, időszakos vízfolyás húzódik, mely az nyári időszakra általában kiszárad.

2.7.6. *A Soproni-hegység növényzete*

A hegység teljes egésze erdőterület, klímazonális vegetációtípusát üde erdők jelentik: a Brennbergbánya–Görbehalom vonalig bükkösök, innen keletre gyertyános-kocsánytalan tölgyesek. Számottevő a mészkerülő erdők részaránya. A hegységperem jellegadó kultúrállományai a szelídgesztenyések. Az 1950-es évek elején végzett nagyléptékű hazai fenyvestelepítések a Soproni-hegységet sem kerülték el. Döntően ebben az időszakban történtek a hegyvidéki lucos állományok telepítései is, melyek elsősorban korábbi őshonos bükkösök helyére kerültek (FÖLDES 1955). A telepített fenyves állományok borítják ma a hegység mintegy 50%-át. Az inváziós terhelés alacsony, főleg a határsávi akácosok említhetők.

A hegység erdei évszázadokig igen erős antropogén hatásnak voltak kitéve, emiatt a gyertyános-tölgyes és bükkös állományok alig rendelkeznek természetszerű állományokkal. Az acidofil erdők másodlagosan nagy területeket foglalnak el, a hegységperem erdei kiligetesedtek, elfüvesedtek. A völgyek égerligetei helyén kaszálóréteket alakítottak ki, a kaszálás felhagyása után ezeken a helyeken ismét égeresek jöttek létre. Ezzel párhuzamosan a kaszáló- és láprétek szinte teljesen eltűntek.

Az erdei flórában hangsúlyos szerepük van a nyugat-dunántúli elemeknek (*Cyclamen purpurascens, Galium sylvaticum, Knautia drymeia*), a hegység egészén jellemző az acidofil fajok (*Vaccinium myrtillus, Luzula luzuloides*) beszivárgása a mezofil lomberdőkbe. A montán-szubalpin fajok előfordulása a belső, hűvös völgyekre korlátozódik (*Matteuccia struthiopteris, Alchemilla glabra, Lysimachia nemorum*). Közülük több fontos taxon eltűnt (pl. *Arnica montana*). A hegységperemek szárazabb részein számos xeroterm elem jelenik meg (*Quercus pubescens, Pulsatilla nigricans, Veronica spuria*). (KIRÁLY ed. 2004). A Soproni-hegység mohaflórája országos viszonylatban gazdag, több ritka, veszélyeztett fajjal (pl. *Mnium thomsonii, Diplophyllum albicans*) (SZÖVÉNYI et al. 2001, SZŰCS – SZMORAD 2009, SZŰCS – BIDLÓ 2012). Az erdőrezervátum területén középkorú és idős bükkösök, középkorú égeres-lucosok, fiatalabb lucosok és egyéb elegyes állományok állnak. A kutatási terület platóján idős vörösfenyő elegyes gyertyános tölgyes-bükkös állomány tenyészik (KOVÁCS et al. 2007).

3. Eredmények

3.1. TALAJVIZSGÁLATI EREDMÉNYEK

A *1. táblázat* tartalmazza az erdőrezervátum területén felállított 8 blokk négy sarkából és két mélységből (0-5 és 5-10 cm) gyűjtött talajminták fizikai és kémiai változóinak átlagát és szórását az alsó és felső szintre vonatkozóan. A talajlaboratóriumi vizsgálatok számszerűsített eredményeit a *melléklet 8.1. számú fejezetének 1. táblázata* (1. oldal) tartalmazza.

1. táblázat. A talajminták fizikai és kémiai változói; a változókhoz tartozó átlag és szórás értékek a felső és az alsó szintben

Változók	**átlag±szórás felső szint**	**átlag±szórás alsó szint**
Vázszázalék (%)	4,74±3,45	-
Leiszapolható rész (LI%)	34,5±4,33	35,5±6,65
Vizes pH	4,8±0,31	4,6±0,19
KCl-es pH	4,1±0,29	3,8±0,31
Hidrolitos savanyúság (y_1)	21,9±4,50	18,6±3,23
Kicserélődési savanyúság (y_2)	2,8±2,31	6,7±4,13
Foszfortartalom (mg/100g talaj)	11,9±3,91	7,3±5,04
Káliumtartalom(mg/100g talaj)	19,4±2,28	10,6±3,77
Nitrogéntartalom (%)	0,3±0,06	0,1±0,02
Humusztartalom (%)	6,7±1,31	3,0±0,40

3.1.1. *Vázszázalék*

A felső szintben végzett vázszázalék vizsgálatok alapján megállapítható, hogy az 1., a 4., az 5. és a 6. blokkon mért vázszázalék csekély és átlag alatti; a 2., a 3., a 7. és a 8. blokkok vázszázalékai pedig kis mértékben átlag felettiek. A 6. blokkon mértem – a többihez képest – kimagasló vázszázalékot.

3.1.2. *Fizikai féleség*

A szemcseeloszlási vizsgálatok alapján legnagyobb arányban a finom homok frakció van jelen a vizsgált talajmintákban, ezt követi az iszap és durvahomok, illetve legkisebb arányban az agyag frakció képviselteti magát mindkét szintben. A kapott eredmények alapján homokos-vályog és vályog fizikai féleségű talajokról beszélhetünk, a két szint fizikai félesége gyakorlatilag azonos. A vályog textúrájú talajok víztartó képessége és vízgazdálkozása kedvező (STEFANOVITS et al. 1999).

A leiszapolható rész átlaga az alsó szintben kismértékben magasabb a felső szint átlagához képest, szórása pedig nagyobb a felső szint szórásához képest. A blokkok szemcseméret eloszlása hasonló, a 6. blokkban a többihez képes magasabb a homok frakció aránya.

3.1.3. *Vizes kémhatás vizsgálat*

A két szintben vizsgált pH-értékek – a Soproni-hegységben vártaknak megfelelően – az erősen savanyú és a savanyú kategóriának felelnek meg. A két szint pH átlagértékei között kis eltérés mutatkozik, az alsó szint értékei kissé alacsonyabbak, tehát savanyúbb talajszintről beszélhetünk. A két szint szórásértékei között kis eltérés van, nagyságrendileg azonosak.

3.1.4. *KCl-es kémhatás vizsgálat*

A KCl-es pH-értékek közelítőleg jól követik a vizes pH-értékeket erősen savanyú és a savanyú kategóriának felelnek meg. Kisebb eltérések a vizsgálati módszerek különbözőségéből adódhatnak.

3.1.5. *Hidrolitos acciditás*

A felső szintben többször mértem magasabb hidrolitos savanyúság értékeket, mint az alsó szintben. Ennek oka elsősorban az avartakaró savanyító hatására vezethető vissza. A talajok hidrolitos savanyúsága mindig sokkal nagyobb, mint a kicserélhető savanyúság. Számottevő hidrolitos accidítás csak olyan talajoknál mérhető, amelyeknek pH-ja kisebb mint 5 (STEFANOVITS et al. 1999).

3.1.6. *Kicserélődési acciditás*

Az alsó szint magasabb kicserélődési acciditása az alacsonyabb pH-értékre vezethető vissza. A szórás az alsó szintben jóval nagyobb, mint a felső szintben, mely főleg a 8. blokkban mért magas értékkel magyarázható.

3.1.7. *Ammónium-laktát-ecetsav-oldható foszfortartalom*

A felső szintben mért AL-oldható talaj foszfortartalom értékek a mérsékelten közepes, a jó közepes és a sok ellátottségi kategóriába sorolhatóak. Az átlagérték a mérsékelten közepes kategóriának felelnek meg. Az alsó szint foszfortartalma az igen kevés, a kevés, a mérsékelten közepes, a jó közepes és a sok kategóriának felel meg. Az átlagérték a kevés kategóriának megfelelő.

A feltalaj foszfortartalma általában nagyobb, mint az alsó talajszint foszfortartalma. Nem művelt területeken ez a dúsulás a növényi maradványok felhalmozódása következtében lép fel (STEFANOVITS et al. 1999). A felső szintben mért foszfortartalom nagyságrendileg nagyobb az alsó szintben mértnél.

3.1.8. *Ammónium-laktát-ecetsav-oldható káliumtartalom*

A felső szint AL-oldható káliumtartalma vályogtalajok esetében a mérsékelten közepes, a jó közepes és a sok ellátottsági kategóriának felel meg. Az átlagérték a jó közepes csoporttal azonosítható. Az alsó szint káliumtartalma a kevés, a mérsékelten közepes, és a jó közepes kategóriának felel meg vályogtalajoknál. Az alsó szint káliumtartalmának a kevés kategóriával azonos. A felső szint káliumtartalma majdnem pontosan kétszerese az alsó szintben mértnek.

3.1.9. *Összes nitrogéntartalom*

A nitrogéntartalom átlagértéke az felső szintben a nitrogénben jól ellátott kategóriának felel meg, míg az alsó szintben ez a gyengén és közepesen ellátott kategória határának megfelelő. A felső szintben mért nitrogénérték háromszorosa az alsó szintben mértnek. A magas nitrogén érték egyértelműen a talajban tárolt szerves anyaghoz kötődik.

3.1.10. *Humusztartalom*

A széntartalmi értékekből számított humusztartalmi értékek a felső szintben a homokos-vályog fizikai féleségű talajra vonatkozóan humuszban gazdag és humuszban igen gazdag kategóriához tartoznak. Az átlagérték a humuszban igen gazdag kategóriának felel meg. Az alsó szint átlagértéke a humuszos kategóriához tartozik.

10.13147/NYME.2013.011

3.2. SZFÉRIKUS DENZIOMÉTERREL MÉRT EREDMÉNYEK

A szférikus denziométerrel négy égtájnak megfelelően mért és átlagolt eredményeket, valamint az ebből számolt százalékos értékeket az *2. táblázat* mutatja. A számolt záródás értékek 88 és 93% közöttiek voltak, melyek átlagosnak tekinthetőek, nagyságrendileg nincsen jelentős eltérés közöttük.

2. táblázat. Szférikus denziométer által égtájanként mért értékek, átlaguk, záródáshiány- és záródás értékek (%)

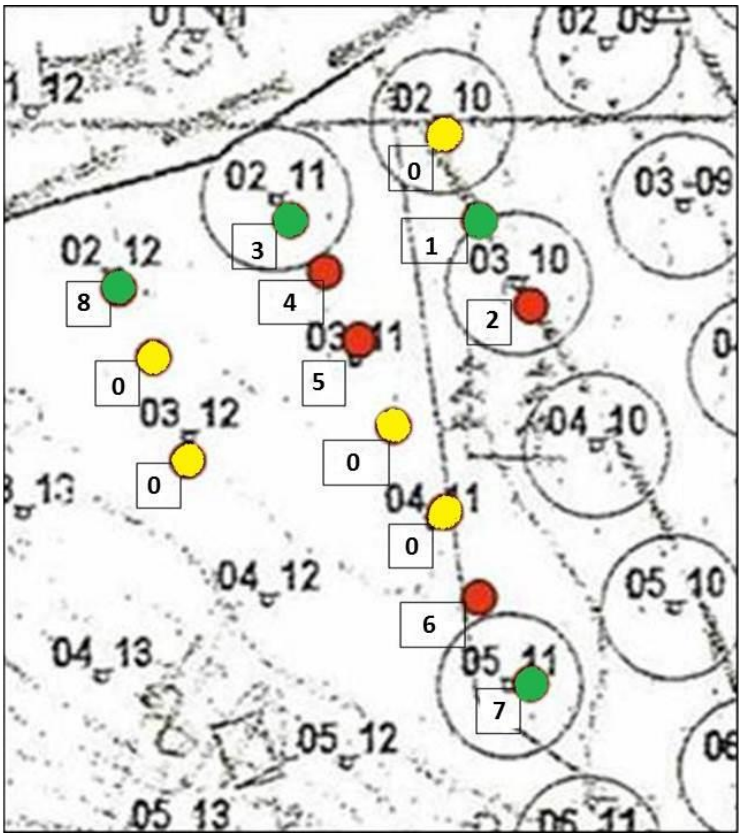
blokk azonosító szám	**É**	**D**	**Ny**	**K**	**átl.**	**záródás-hiány (%)**	**záródás (%)**
1	7	7	7	13	8,5	**9**	**91**
2	6	6	8	5	6,3	**7**	**93**
3	7	8	10	10	8,8	**9**	**91**
4	12	14	8	7	10,3	**11**	**89**
5	13	13	13	8	11,8	**12**	**88**
6	10	13	10	9	10,5	**11**	**89**
7	10	12	6	9	9,3	**10**	**90**
8	10	14	5	10	9,8	**10**	**90**

3.3. A BOLYGATÁS/AVARELHORDÁS KÍSÉRLET EREDMÉNYEI

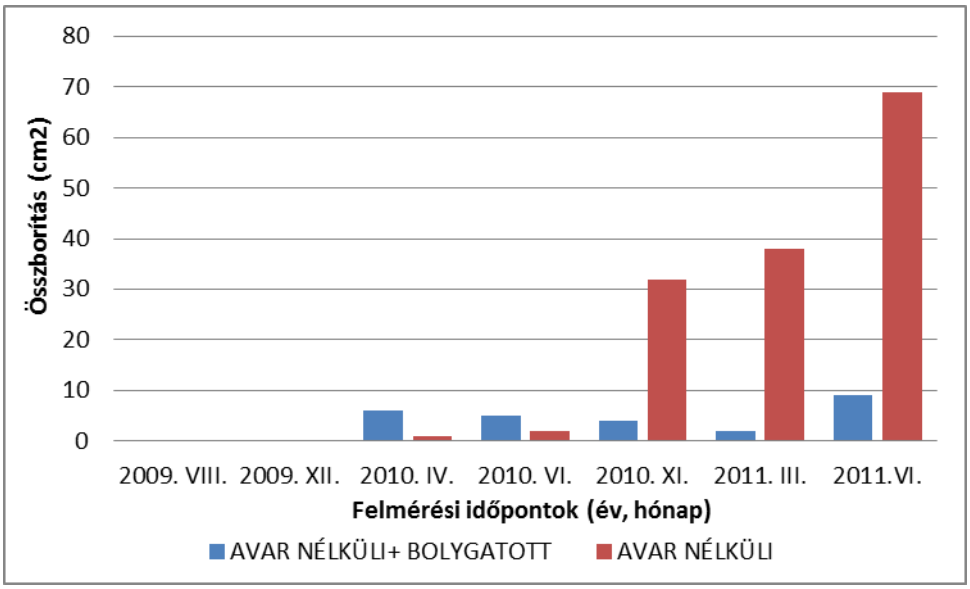
3.3.1. *A mohaborítás időbeli dinamikája*

Az első kisebb moha protonémák és csíranövények 2010 áprilisában voltak először megfigyelhetőek az „avar nélküli+bolygatott" (B) kvadrátokban, 2010 júniusára 13 közül 3 blokk bolygatott kvadrátjain 1–1, kb. 1 cm^2 nagyságú mohaborításokat (*Pohlia nutans*) felvételeztünk. A blokkok kialakításának időpontjától eltelt közel két év után (2011. július) 13-ból csak 4 blokkon észleltünk mohamegjelenést (*7. ábra*). Az „avar nélküli" (AV-) kvadrátokon a következő mohataxonok jelentek meg (zárójelben borítási értékek a kísérlet végi felmérés szerint): *Fissidens taxifolius* (33 cm^2), *Pohlia nutans* (23 cm^2), *Brachytechium rutabulum* (3 cm^2), *Bryum capillare* (6 cm^2), *Atrichum undulatum* (4 cm^2); „avar nélküli+bolygatott" kvadrátokban az utolsó mérés alkalmával csak a *Pohlia nutans* (9 cm^2) volt azonosítható. A folyamatosan avarral borított „kontroll" (K) és „dupla avar" (AV+) kvadrátokon nem észleltünk moha–megjelenést a kutatási időszakban.

A fent felsorolt mohafajok kivétel nélkül erdei ökosztisztémák gyakori (gyakran tömegesen megjelenő) fajai, és az erdőrezervátum területén is azonosíthatóak voltak, ugyanakkor a blokkok által közrefogott területen elvégzett felmérés szerint (feltételezhetően a jelentős avarborítás miatt) talajon egyik faj sem, csak a *Brachythecium rutabulum* fordul elő fák kérgén. A borítási adatok részletes adatait a *melléklet 8.2. fejezetének 2. táblázata* (1-5. oldal) mutatja. A blokkonkénti borítás időbeli dinamikáját értékeit a *8. ábra* mutatja.



7. ábra. A blokkokat érintő változások a kísérlet lezárásakor. Keretes számok jelzik a blokkok jelölését, sárga pont jelzi a kísérlet során megsemmisült blokkokat (keretben nullával jelölve), piros pont jelzi az épen maradt blokkokat, melyeken nem észleltem mohaborítást, valamint zöld pont jelzi azokat az épen maradt blokkokat, melyeken mohaborítást észleltem (KIRÁLY 2006 nyomán)



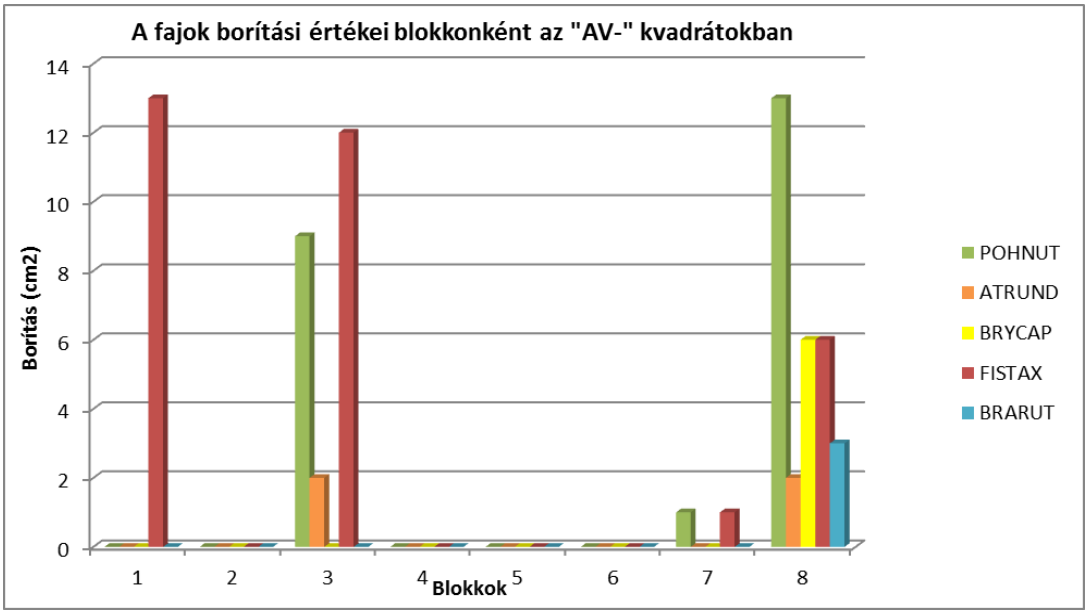
8. ábra. A mohaborítás időbeli dinamikája az összes blokk avar nélküli + bolygatott (B) és az avar nélküli (AV-) kvadrátokon 2009. augusztus és 2011. július közötti időszakban. Az x tengelyen láthatóak a felmérési időpontok, az y tengelyen látható a mohaborítás négyzetcentiméterben

10.13147/NYME.2013.011

3.3.2. *A borítási értékek fajonkénti megoszlása*

A *9. ábra* mutatja a fajok borítási értékeit blokkonként az „AV-„ kvadrátokban az utolsó felmérési időpont alapján. Ezen jól látható, hogy mind a négy blokkon (1. 3. 7. és 8. blokkok) jelen volt a *Fissidens taxifolius*, az 1. és a 3. magas, a 8. közepes a 7. blokkon kisebb borítási értékkel. A *Pohlia nutans* a 4 közül 3 blokkon volt jelen, a 3. a 7. és a 8. blokkokon. A 8. magas, a 3. ennél valamelyest kevesebb, és a 7. blokkon alacsony értékkel. Az *Atrichum undulatum* 4-ből 2 blokkon jelent meg, alacsony borítási értékekkel. A *Bryum capillare* csak a 8. blokkon volt azonosítható, közepes borítási értékkel. A *Brachythecium rutabulum* szintén csak a 8. számún volt kimutatható kisebb borítással.

Időrendi sorrendben a *Pohlia nutans*, jelent meg először a kvadrátokon, ezt követte a *Bryum capillare* az *Atrichum undulatum* a *Fissidens taxifolius*, és legutoljára a *Brachythecium rutabulum*.



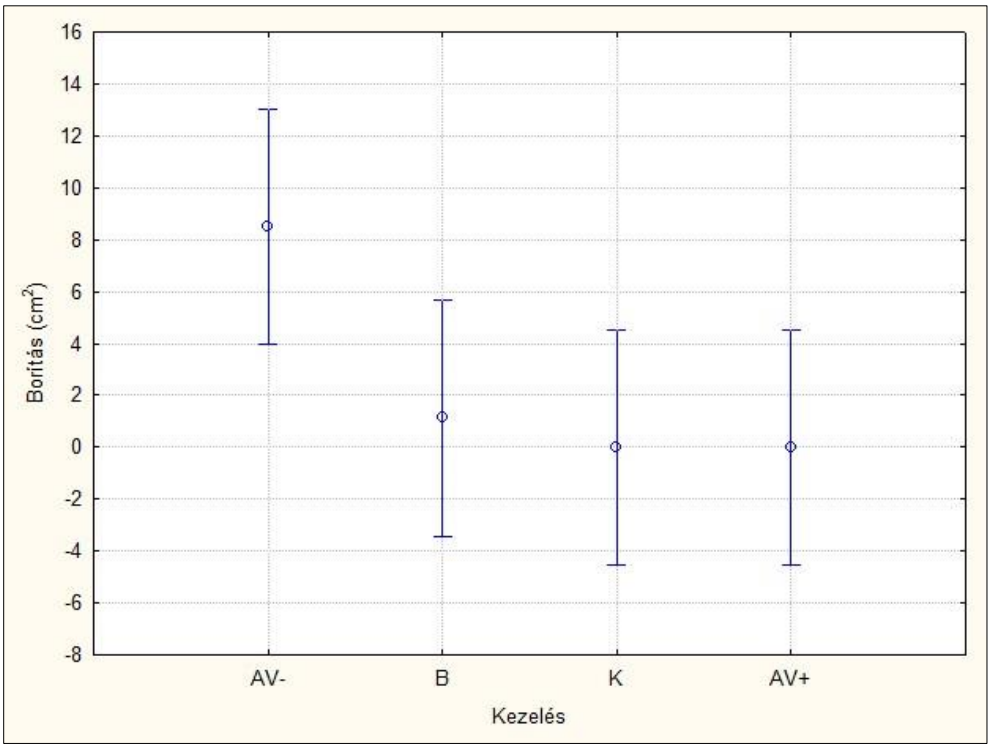
9. ábra. A fajok borítási értékeinek megoszlása blokkonként az „AV-" kvadrátokban az utolsó méréskor

3.3.3. *A blokk és a kezelés közötti kapcsolat vizsgálata*

Az *10. ábra* mutatja a blokkokon mért borítási értékek átlagát (és a hozzá tartozó konfidencia intervallumot) a kezelés módja szerint a 4 borítással rendelkező blokkra vonatkozóan az utolsó felmérés alapján. A „avar nélküli" (AV-) kvadrátokon volt kimutatható a legnagyobb borítási érték, mely a „avar nélküli+bolygatott" (B) kvadrátokon mért értéknél is nagyságrendekkel nagyobb. Az „avar nélküli+bolygatott" (B) kvadrátokon kicsi borítási értéket mértem. A „kontrol" (K) és a „dupla avar" (AV+) kezelésű kvadrátokon nem volt kimutatható mohaborítás. A kezelések közötti eltérés az elvégzett statisztikai vizsgálat alapján szignifikáns (*3. táblázat*).

3. táblázat. Az ANOVA statisztikai vizsgálat eredményei (F- és p-érték)

Effect	F	p
intercept	4,858129	0,038810
kezelés	3,520894	0,032815



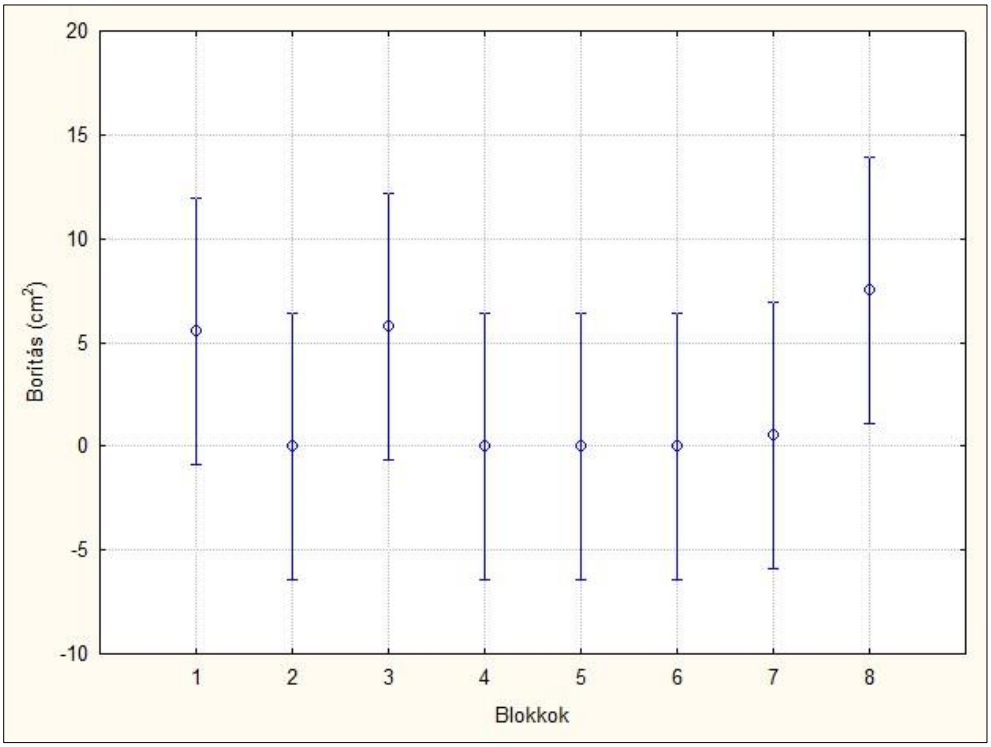
10. ábra. A borításértékek átlaga és konfidencia intervalluma a különböző kezeléseknek megfelelően a párosított ANOVA alapján

Az egyes blokkok borításának átlagát és konfidencia intervallumát a *11. ábra* szemlélteti a párosított ANOVA-teszt alapján. A 8 blokk közül csak az 1. 3. 7. és 8. számú blokkokon volt mérhető a mohaborítás. A 2. 4. 5. 6. számú blokkon nem észleltem moha-megjelenést. A 1. 3.

és 8. számú blokkok értékei nagyságrendileg azonosak, az összes blokkra vonatkozóan az értékek eltérései az elvégzett statisztikai vizsgálatok alapján nem szignifikánsak (*4. táblázat*).

4. táblázat. Az ANOVA statisztikai vizsgálat eredményei (F- és p-érték)

Effect	F	p
intercept	4,858129	0,038810
blokk	1,101135	0,398132



11. ábra. A blokkok borításának átlaga és konfidencia intervalluma a különböző blokkokra vonatkozóan a párosított ANOVA alapján

3.3.4. *Kezelés hatása a fajok megjelenésére*

A bolygatott kvadráton csak a *Pohlia nutans* jelent meg, mint első megtelepedő faj, addig a nem bolygatott kvadrátokban az említett fajon kívül a *Bryum capillare* és a *Fissidens taxifolius* (első megtelepedők), valamint az *Atrichum undulatum* és a *Brachythecium rutabulum* (évelő fajok).

3.4. DIASPÓRABANK VIZSGÁLATOK

Diaspórabank borítás részletes frekvencia értékei a *melléklet 8.3. fejezetének 3. táblázatában* (5. oldal) találhatóak.

3.4.1. *A fajok gyakorisága a felső szint (0-5 cm) diaspórabankja alapján*

5. táblázat. Fajok gyakorisága százalékban kifejezve a felső szintben (rövidítések jelentése: POHNUT: *Pohlia nutans*, DICHET: *Dicranella heteromalla*, CERPUR: *Ceratodon purpureus*, ATRUND: *Atrichum undulatum*, BRY SP.: *Bryum* sp.)

Fajok	gyakoriság(%) 0-5 cm
POHNUT	86,6
DICHET	12,4
CERPUR	0,7
ATRUND	0,2
BRY SP.	0,1

Az felső szintben (0-5 cm) elvégzett diaspórabank inkubálási kísérlet alapján a legnagyobb gyakorisággal a *Pohlia nutans* rendelkezett, ezt követte a *Dicranella heteromalla* melynek értéke nagyságrendekkel kisebb a *Pohlia nutans*-ánál. Alig kimutatható gyakorisági értéket tudtam kimutatni a *Ceratodon purpureus*, az *Atrichum undulatum* és a *Bryum*-faj esetében (*5. táblázat*).

3.4.2. *A fajok gyakorisága az alsó szint (5-10 cm) diaspórabankja alapján*

6. táblázat. Fajok gyakorisága százalékban kifejezve az alsó szintben (5-10 cm) (rövidítések jelentése: POHNUT: *Pohlia nutans*, DICHET: *Dicranella heteromalla*, CERPUR: *Ceratodon purpureus*, ATRUND: *Atrichum undulatum*, BRY SP.: *Bryum* sp.)

Fajok	gyakoriság (%) 5-10 cm
POHNUT	87,2
DICHET	12,7
CERPUR	0
ATRUND	0,1
BRY SP.	0

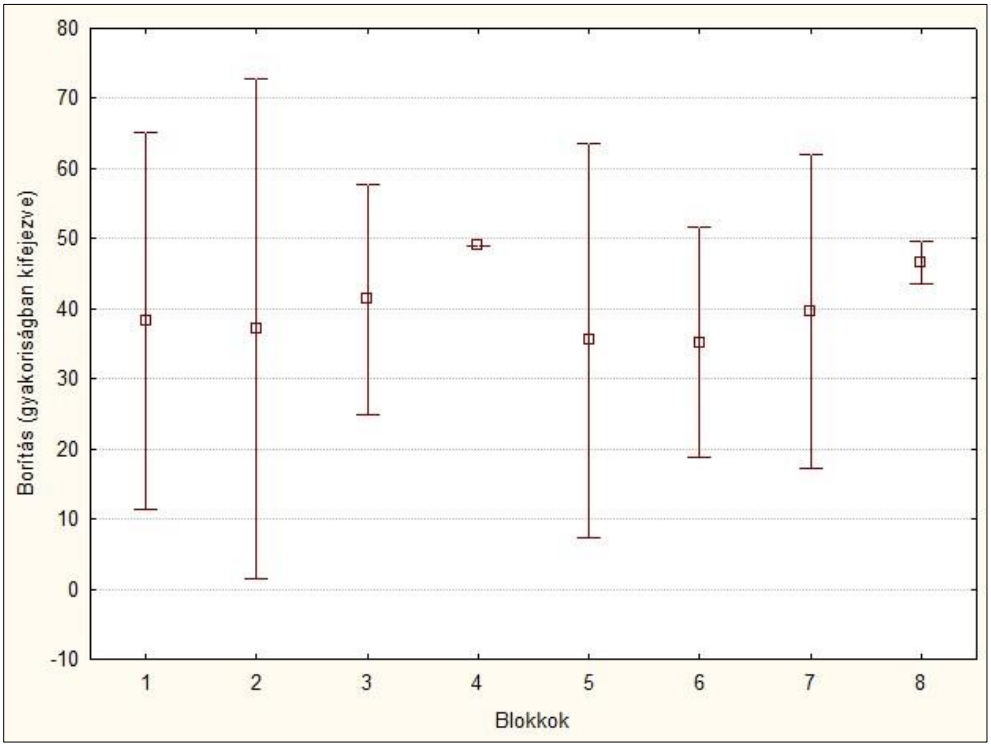
Az alsó szintben (5-10 cm) elvégzett diaspórabank inkubálási kísérlet alapján a legnagyobb gyakorisággal a *Pohlia nutans* rendelkezett, melynek értéke alig több a felső szintben számolt értéknél. A *Dicranella heteromalla* gyakorisági értéke szintén kis mértékben haladja meg a felső szintben mért értéket. *Ceratodon purpureus* és *Bryum* sp. egyedeit nem sikerült azonosítani a diasórabank keltetés felmérése során. (*6. táblázat*).

3.4.3. *A két talajszint fajkészletének összehasonlítása*

A két talajmélységből gyűjtött minták keltetése során azonos fajkészletet azonosítottam, a két talajszint propagumbankja között fajszinten nincsen eltérés. A legtömegesebb faj a *Pohlia nutans*, ettől jóval elmarad a *Dicranella heteromalla* a *Ceratodon purpureus*, az *Atrichum undulatum* és a *Bryum*-faj gyakorisága.

3.4.4. *A diaspórabank keltetés eredmények összehasonlítása blokkonként*

A *12. ábra* mutatja a diaspórabank borítás gyakoriságát a 13 blokkra vonatkozóan. Mindegyik blokkból gyűjtött minta esetén sikerült mohaborítást mérni, a legkisebb 36, a legnagyobb 49 frekvencia érték (maximálisan 49 lehet). Nagyságrendileg nincsen jelentős eltérés az egyes blokkok keltetéseinek mohaborítása/gyakorisága között.



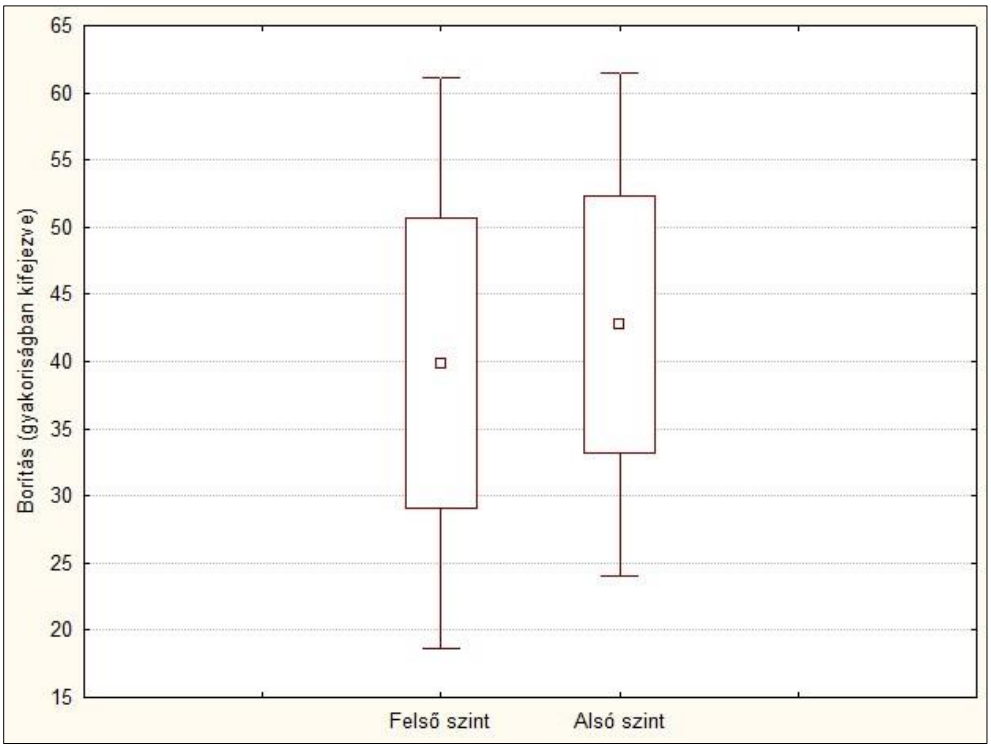
12. ábra. A diaspórabank keltetések borításának blokkonkénti átlaga és szórása összevontan a két talajszinre

3.4.5. *A két talajszint diaspórabank keltetésének összehasonlítása*

Az *13. ábra* szemlélteti a felső és az alsó szint diaspórabank borítás összehasonlítására három ismétléssel elvégzett t-próbát (*7. táblázat*). Az ábrából leolvasható hogy az alsó szint mohaborítása összességében kis mértékben nagyobb volt a felső szint borításánál, ugyanakkor a két szint frekvencia-értékei között nagyságrendileg nincsen jelentős eltérés. A gyakorisági értékek nagyságrendileg megegyeznek mindkét talajszintben, tehát a két talajszint moha-propagulumbank készletének nagysága közel azonosnak tekinthető.

7. táblázat. A két talajszint mohaborításának összehasonlítására elvégzett t-próba eredményei (átlag, szórás, t-, df-, és p-érték)

	Átlag	Szórás	t	df	p
Felső szint	39,87	10,84	22,97	38	0
Alsó szint	42,79	9,56	27,96	38	0



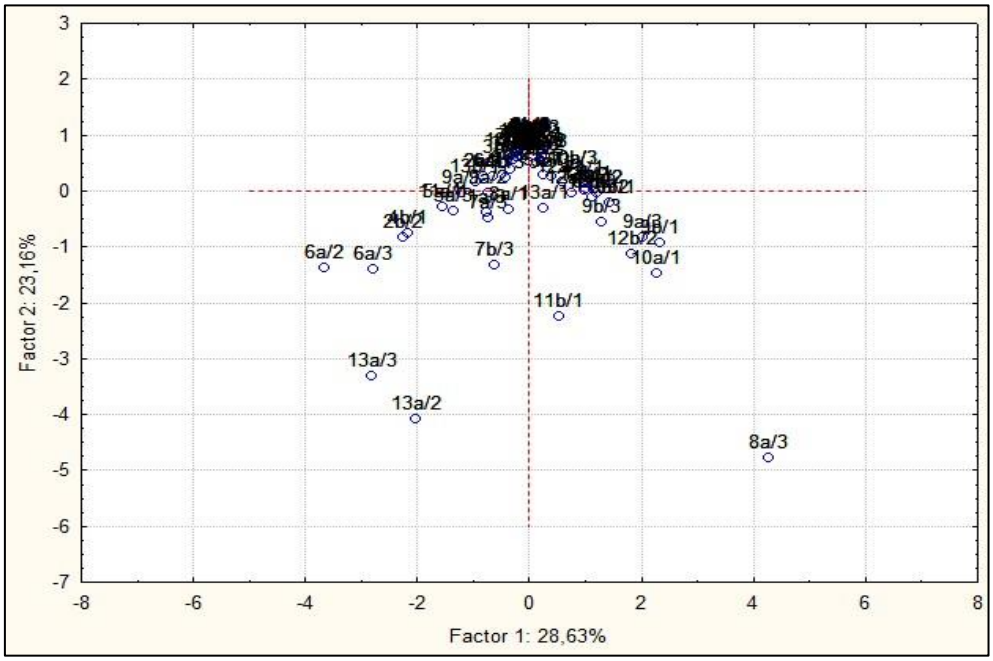
13. ábra. A két szint diaspórabank borításának összehasonlítása t-próba alapján (átlag, átlag+ szórás, átlag+szórásx1,96)

10.13147/NYME.2013.011

3.4.6. *Főkomponens-analízis vizsgálat*

A diaspórabank keltetés borítás-értékekre elvégzett főkomponens analízis (principal components analysis, PCA) alapján a vizsgált 78 pont többsége nagyjából szimmetrikusan oszlik el az új „y” tengely két oldalán, különösen az új „x” tengely pozitív tartományában. Az objektumok elhelyezkedése alapján fajösszetételben egy egyenletesen változó, meghatározó gradiens feltételezhető. Az első két tengely a fajok varianciájának 51.79%-át fedik le. A pontok többsége „x” tengely pozitív tartományába esik. A ponthalmaztól leginkább eltérőek a 6a/2, a 7b/3, a 8a/3, a 11b/1, a 13a/2 és a 13a/3 jelölésű pontok.

A 6a/2 ponthalmaztól való eltérése az átlaghoz képest viszonylag alacsony *Pohlia nutans* borítással és a *Bryum* sp. jelenlétével magyarázható. A 7b/3 eltérésének az alacsony *Pohlia nutans* borítás és – az ehhez képest – magas *Dicranella heteromalla* borítás lehet az okozója. A 8a/3 ponthalmaztól való jelentős eltérése a magas *Dicranella heteromalla* borításra és az *Atrichum undulatum* jelenlétére vezethető vissza. A 11b/1 eltérése az átlaghoz képest viszonylag alacsony *Pohlia nutans* borítással, jelentős *Dicranella heteromalla* borítással és az *Atrichum undulatum* jelenlétével magyarázható. A 13a/2 eltérése a ponthalmaztól viszonylag alacsony *Pohlia nutans* borításra, jelentős *Dicranella heteromalla* borításra és a *Ceratodon purpureus* jelenlétére vezethető vissza. A 13a/3 ponthalmaztól való eltérése (a 13a/2-höz hasonlóan) alacsony *Pohlia nutans* borítással, alacsonyabb *Dicranella heteromalla* borítással és a *Ceratodon purpureus* jelenlétével magyarázható (*14. ábra*).



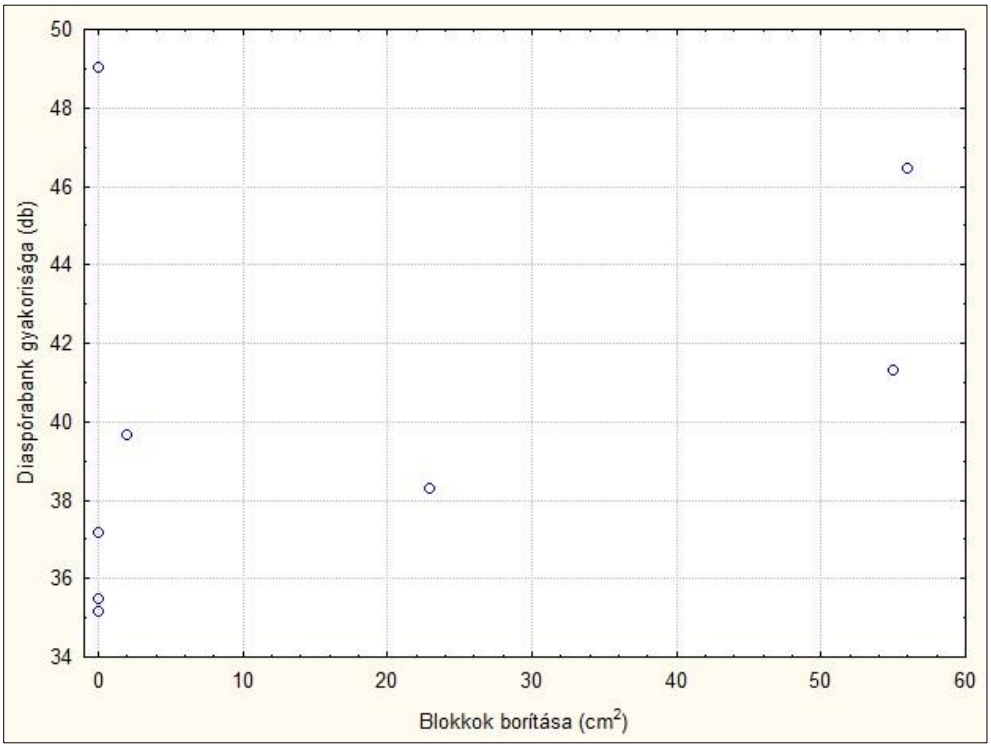
14. ábra. Az objektumok (keltetések) elhelyezkedése a diaspórabank borítás adatokkal végzett főkomponens analízis első és második tengelye mentén. A kódok a blokkot(1-13), alsó-felső talajszintet (a-f) és a keltetés számát (1, 2, 3) jelentik

3.4.7. *A talajfelszín és a diaspórabank faji összetételének összehasonlítása*

A talajbolygatás/avarelhordás kísérlet és a diaspórabank vizsgálat között különbség figyelhető meg a faji összetételben. Mindkét kísérlet során sikerült azonosítani: *Pohlia nutans* és az *Atrichum undulatum* taxonokat. Csak a talajbolygatás/avarelhordás kísérlet során kimutattam ki a *Fissidens taxifolius,* a *Brachythecium rutabulum* és a *Bryum capillare* fajokat. Csak a diaspórabank kísérletben detektált taxonok: *Dicranella heteromalla, Ceratodon purpureus.* Az előzetes mohaflorisztikai felmérés során a fent említett valamennyi mohataxont sikerült kimutatni az erdőrezervátum területéről, ugyakkor egyik fajt sem a blokkok által közrefogott kutatási területről. Az életstatégia típus szerint nincsen jelentős eltérés a két kísérletben azonosított fajok között. (A bolygatás kísérlet és a diaspórabank vizsgálatok során azonosított mohafajok leírását a *melléklet 8.4. fejezete* [7. oldal] tartalmazza).

3.5. A BOLYGATÁS ÉS A SPÓRABANK KÍSÉRLETEK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS

A *15. ábra* ábrázolja a bolygatás kísérlet és a spórabank keltetés közötti összefüggést. A vízszintes tengely ábrázolja az avarmentesített blokkok (-AV) borítását négyzetcentiméterben, az függőleges tengely pedig az épen maradt 8 blokkra vonatkozó diaspórabank gyakorisági értékekeket. A korrelációs vizsgálat alapján nem találtam kapcsolatot a két változócsoport között (r = 0,40; p = 0,33).



15. ábra. A bolygatás és a spórabank kísérletek közötti összefüggés

10.13147/NYME.2013.011

3.6. A BOLYGATÁS KÍSÉRLET ÉS A HÁTTÉRVÁLTOZÓK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS

A háttérváltozók és a bolygatás kísérlet értékei közötti összefüggés keresésénél minden esetben csak a felső talajszint értékeivel dolgoztam, mivel a borítás értékek az avarmentesített és nem bolygatott (-AV) kvadrátból származnak.

8. táblázat. Az egyes változók és a blokkban mért mohaborítás között elvégzett korrelációs vizsgálat eredménye, r- és p-értéke

Változók	Korreláció	r-érték	p-érték
vizes pH	nincs	0,28	0,5
Hidrolitos savanyúság	nincs	0,27	0,52
Kicserélődési savanyúság	nincs	0,52	0,19
AL-oldható káliumtartalom	nincs	0,35	0,39
AL-oldható foszfortartalom	nincs	0,27	0,52
Összes nitrogéntartalom	nincs	0,56	0,15
Humusztartalom	nincs	0,56	0,15
Vázszázalék	nincs	0,1	0,8
Fizikai féleség (LI%)	nincs	0,37	0,37
Záródásérték	nincs	0,22	0,59

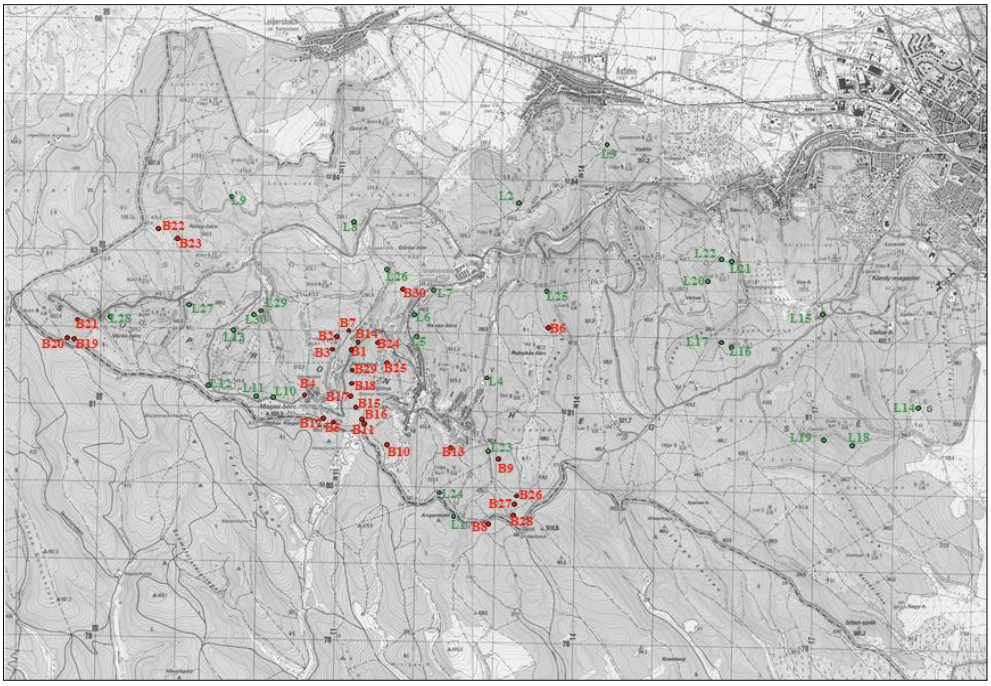
Összességében megállapítható, hogy a borításértékek és a változók között nem sikerült kapcsolatot kimutatni (*8. táblázat*), melynek több oka lehet. Egyrészt az elvégzett korrelációs vizsgálat hatékonyságát nehezíti, hogy több blokkon nem mértem borítás értéket (értéke nulla), illetve kisszámú mintával dolgoztam. Másrészt a kijelölt blokkok viszonylag közel helyezkednek el egymáshoz képest (kijelölésüknél törekedtem arra, hogy homogén termőhelyi adottságok legyenek), ezzel is magyarázható, hogy jelentős eltérések nincsenek a változók tekintetében.

3.7. A BÜKKÖS ÉS LUCOS ÁLLOMÁNYOK MOHABORÍTÁSÁNAK ÉS -FLÓRÁJÁNAK ÖSSZEHASONLÍTÁSA

Ebben a fejezetben először röviden ismertetem a kétféle állomány adottságait, majd bemutatom és összehasonlítom a bükkös és lucos állományokban felállított kvadrátok mohaborítását, majd ezt követően ugyanezen kijelölt állományok mohaflóráját és az egyes fajok gyakoriságát mutatom be aljzatonként, valamint ismertetem a fajok megoszlását veszélyeztetettségi státuszuk, életstratégiájuk és ökológiai igényeik alapján. Továbbá összehasonlítom a kétféle állománytípus mohaflóráját a fajok száma, gyakorisága, veszélyeztetettségi státuszuk, életstratégiájuk és ökológiai igényeik szerint. (A bükkös és lucos állományok kvadrátjainak fekvését és GPS-koordinátáit *a melléklet 8.5.1. alfejezete,* egyes állományok fotóit a *8.5.2. alfejezete* tartalmazza [12 és 13. oldal]).

3.7.1. *Az állományok erdészeti adatai*

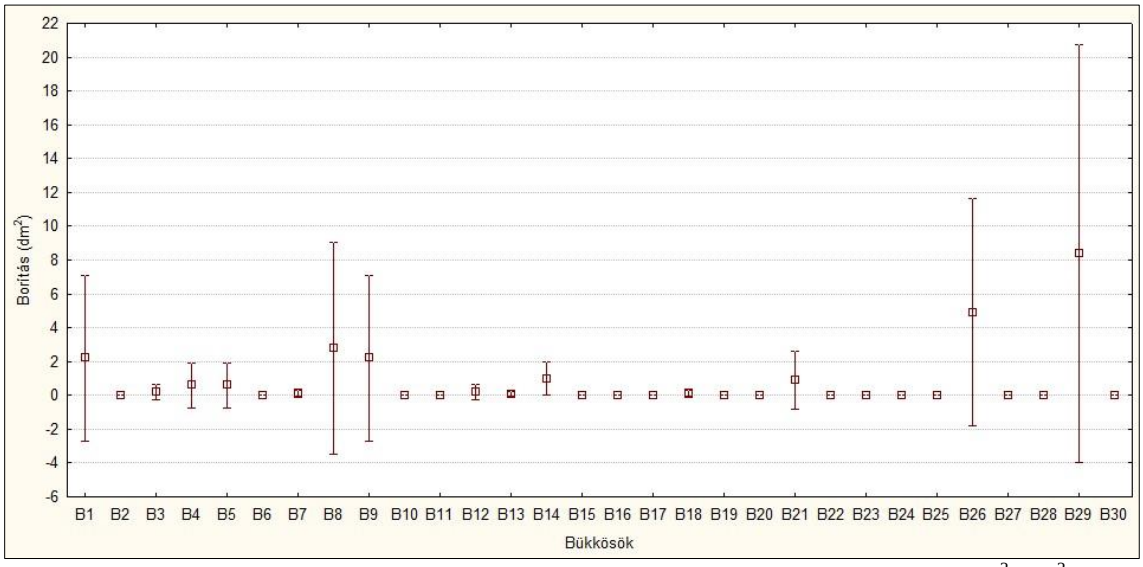
Az Erdészeti adattár adatai alapján leválogatást végeztem a kiválasztott bükkös és lucos állományokra (kivéve 1 bükkös és 1 lucos állományt, melyek Ausztria területéhez tartoznak) a tengerszintfeletti magasság, a lejtfok, a fekvés, a talajadottságok (genetikai talajtípus, termőréteg-vastagság, fizikai féleség) az elegyarány, a záródás és az állományok kora változókra (lásd *melléklet 8.5.3. alfejezetének 4. táblázata* [14. oldal]). Ezek alapján megállapítható, hogy a fenti változók közül a tengerszintfeletti magasság, a genetikai talajtípus, a termőréteg-vastagság, a fizikai féleség tekintetében csak kis eltérés mutatkozik a kétféle állomány között, tehát közelítőleg azonos termőhelyi feltételekkel rendelkeznek a vizsgált bükkösök és lucosok. Ugyanakkor jelentős az eltérés az állományok korát illetően, a bükkösök átlagéletkora 103 év, a lucosoké pedig 49 év.(Az erdőállományok elhelyezkedését a *16. ábra* mutatja) (A bükkösök és lucosok kiskvadrátjaban mért mohaborításokat és fajszámot a *melléklet 8.5.4. alfejezetének 5., 6., 7. és 8. táblázata* tartalmazza [16-19. oldal]).



16. ábra. A lucos és bükkös állományokban felvett mintavételi pontok elhelyezkedése a Soproni-hegységben (vörös betűszínnel a bükkös, sötét-zöld betűszínnel a lucos állományokat jelölöm) (készítette: SZŰCS P.)

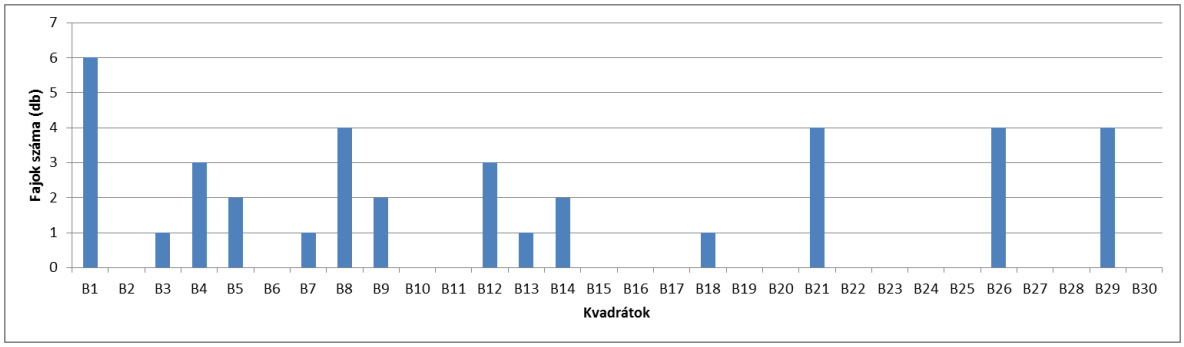
3.7.2. *Bükkös állományok mohaborítása*

Az *17. ábra* mutatja a felmért bükkös állományok 5 ismétlésben felvett mohaborításának átlagát és szórását. Ez alapján 14 állományban találtam mohaborítást, 16 állományban pedig nem sikerült felvenni borításértéket. A borítással rendelkező állományok közül legkisebb átlag értéket a B13-ban mértem, míg a legnagyobb átlagot a B29. állományban észleltem.



17. ábra. A bükkös állományokban mért borítások átlaga és szórása kvadrátonként ($dm^2/5\ m^2$)

Az *18. ábra* mutatja a mohák számának megoszlását a bükkös állományokban. Erről leolvasható, hogy 16 állományban nem mutattam ki mohaborítást, 4 állományban 1, másik 3 bükkösben 2, két másik bükkös állományban 3, további 4 állományban 4, és szintén másik bükkösben 6 mohataxon alkotott borítást a kvadrátokban.



18. ábra. A mohák számának megoszlása (db) a bükkös állományokban

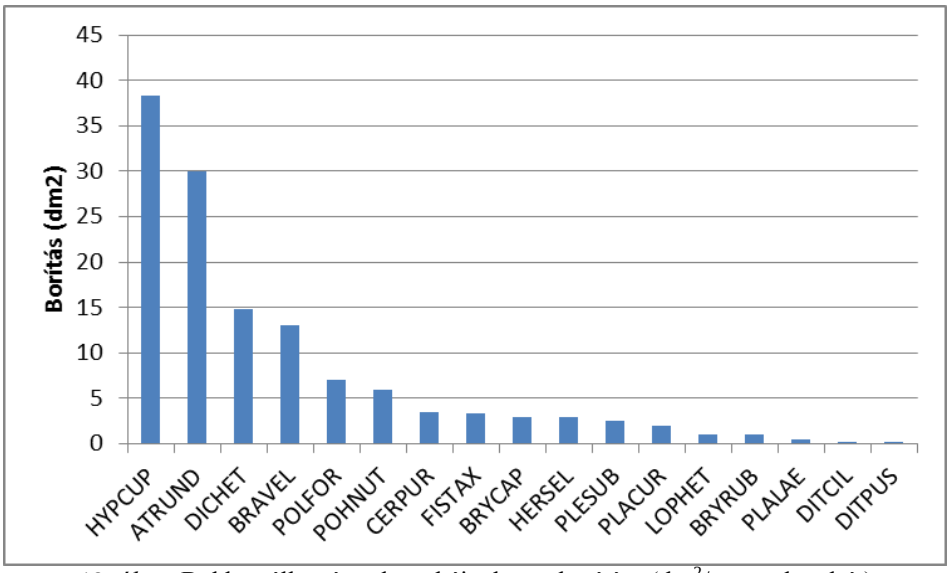
Az *9. táblázat* mutatja a borítással rendelkező bükkösökben azonosított mohafajok rövidítését.

9. táblázat. Borítással rendelkező állományok kvadrátjaiban azonosított fajok (a sorrend egyre csökkenő borítást mutat)

Állomány	**Fajkód**	**Állomány**	**Fajkód**
B1	BRAVEL, HYPCUP, PLACUR, ATRUND, FISTAX, DICHET, LOPHET	B12	FISTAX, BRYCAP, DICHET
B3	BRYRUB	B13	HYPCUP
B4	DICHET, CERPUR, PLESUB	B14	BRAVEL, FISTAX
B5	BRAVEL, ATRUND	B18	DICHET
B7	BRYCAP	B21	PLESUB, BRYCAP, DITPUS, DITCIL
B8	POHNUT, DICHET, CERPUR, POLFOR	B26	ATRUND, HERSEL, PLALAE
B9	ATRUND, HYPCUP	B29	HYPCUP, POLFOR, HERSEL, POHNUT

A *19. ábra* alapján megállapítható, hogy a legnagyobb borítással a *Hypnum cupressiforme* rendelkezik a kvadrátokon belül. Ezt követi a talajlakó *Atrichum undulatum*, majd a közel fele akkora borítással rendelkező *Dicranella heteromalla.* Az utóbbi fajtól borításában alig marad el a *Brachythecium velutinum*. Nagyságrendileg fele akkora értékkel rendelkezik a *Polytrichum formosum* és a *Pohlia nutans*. Kis borítási értéket mutattak (csökkenő sorrendben) a következő fajok: *Ceratodon purpureus, Fissidens taxifolius, Bryum capillare, Herzogiella seligeri, Pleuridium subulatum, Plagiothecium curvifolium*.

Igen kevés értékkel (csökkenő sorrendben) a következő fajok rendelkeztek: *Lophocolea heterophylla, Bryum rubens, Plagiothecium laetum, Ditrichum cylindricum, Ditrichum pusillum*.

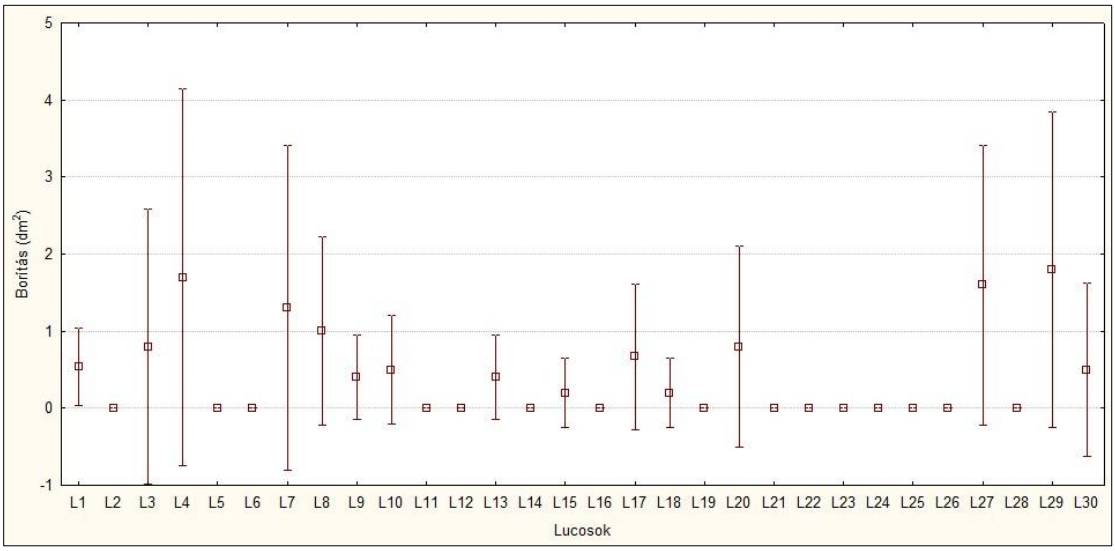


19. ábra. Bükkös állományok moháinak összborítása (dm^2/összes kvadrát)

10.13147/NYME.2013.011

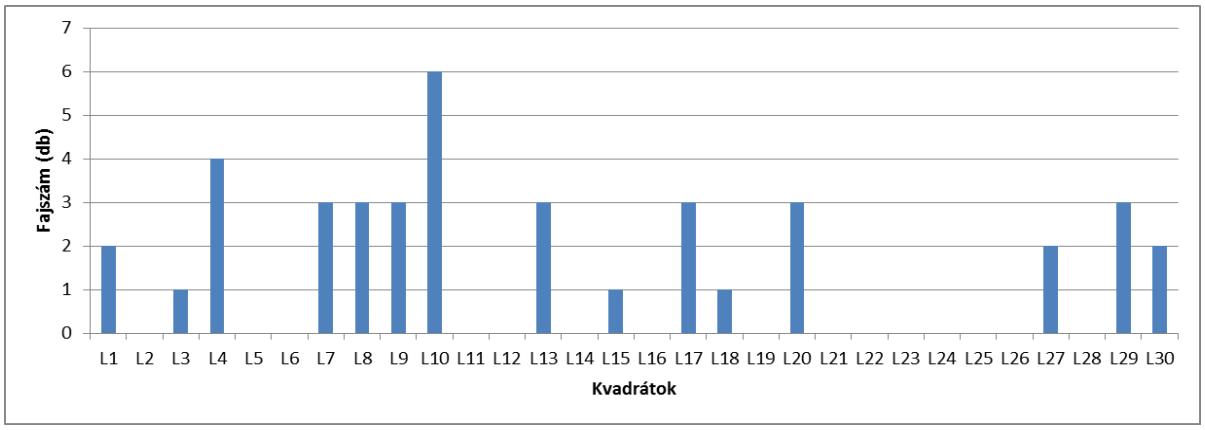
3.7.3. *Lucos állományok mohaborítása*

A *20. ábra* mutatja a lucos állományok 5 ismétlésben felvett mohaborításának átlagát és szórását. Ez alapján 15 állományban találtam mohaborítást, 15 állományban pedig nem sikerült felvenni borításértéket. A legkisebb átlag-értéket a L15-ben mértem, míg a legnagyobbat az L29-es állományban észleltem.



20. ábra. A lucos állományokban mért borítások átlaga és szórása kvadrátonként (dm2/összes kvadrát)

Az *21. ábra* mutatja a lucosok megoszlását fajszám szerint. Erről leolvasható, hogy 15 állományban nem mutattam ki mohaborítást, 3 állományban 1, másik 3 lucosban 2, hét másik lucos állományban 3, további 1 állományban 4, és szintén egy másik lucosban 6 mohataxon alkotott borítást a kvadrátokban.



21. ábra. A borítással rendelkező bükkös állományok megoszlása fajszám (db) szerint

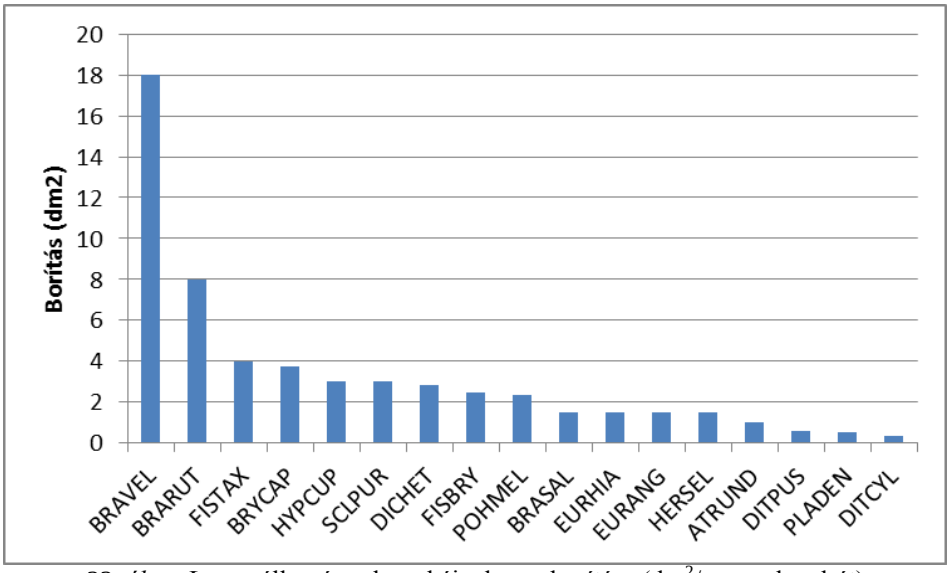
Az *15. táblázat* mutatja a borítással rendelkező lucosokban azonosított mohafajok rövidítését.

15. táblázat. Borítással rendelkező állományok kvadrátjaiban azonosított fajok (a sorrend egyre csökkenő borítást mutat)

Állomány	**Fajkód**	**Állomány**	**Fajkód**
L1	BRYCAP, DITPUS	L15	FISTAX
L3	BRAVEL	L17	HYPCUP, HERSEL, DICHET
L4	BRARUT, FISBRY, BRAVEL, BRYCAP	L18	BRASAL
L7	EURHIA, FISTAX	L20	POHMEL, DICHET, HYPCUP
L8	BRAVEL, DICHET, EURANG	L27	BRYVEL, ATRUND
L9	BRYCAP, FISBRY, BRAVEL	L29	BRAVEL, SCLPUR, BRARUT
L10	HYPCUP, BRAVEL, POHMEL, DITCYL, DITPUS, HERSEL	L30	BRARUT, BRYCAP
L13	BRASAL, PLADEN, EURHIA		

A *22. ábra* mutatja a fajok összes bükkös összes kvadrátjára számolt összborítását. Ez alapján megállapítható, hogy a kiemelkedően magas borítással a *Brachythecium velutinum* rendelkezik a kvadrátokon belül. Ettől jóval elmarad a *Brachythecium rutabulum*, majd a közel fele akkora borítással rendelkező *Fissidens taxifolius* és a *Bryum capillare*. Ennél valamivel kevesebb borítással rendelkezik (csökkenő sorrendben) a *Scleropodium purum, a Hypnum cupressiforme*, és a *Dicranella heteromalla*, a *Fissidens bryoides és a Pohlia melanodon*. Kis borítási értékkel rendelkeznek a következő fajok: *Brachythecium salebrosum, Eurhynchium hians, Eurhynchium angustirete* és a *Herzogiella seligeri*.

Igen kevés értékkel (csökkenő sorrendben) a következő fajok rendelkeztek: *Atrichum undulatum, Ditrichum pusillum, Plagiothecium denticulatum* és a *Ditrichum cylindricum.*



22. ábra. Lucos állományok moháinak összborítása (dm^2/összes kvadrát)

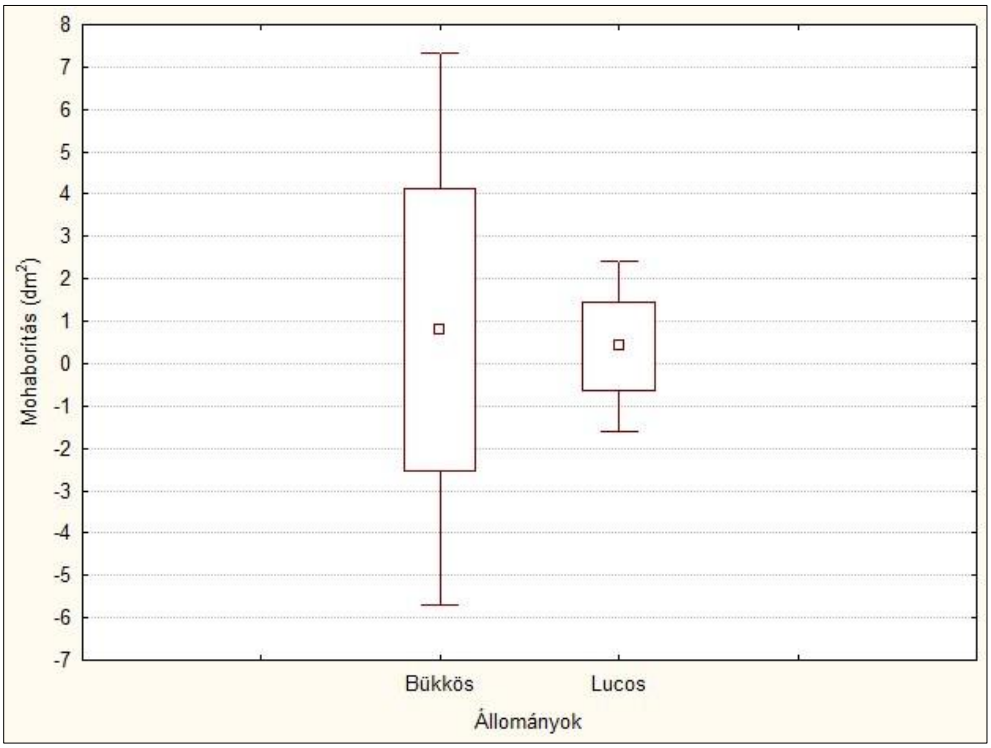
3.7.4. *Bükkös és lucos állományok mohaborításának összehasonlítása*

Az *16. táblázat* és a *23. ábra* mutatja a bükkös és lucos állományok borításának összehasonlítására elvégzett t-próba eredményeit.

16. táblázat. A bükkös és lucos állományokon mért mohaborítás (dm^2) átlaga, szórása, minimuma és maximuma

	Átlag	Szórás	t-érték	df-érték	p-érték
Bükkösök	0,81	3,33	2,98	149	0,003379
Lucosok	0,41	1,03	4,91	149	0,000002

Megvizsgáltuk a lucos és bükkös mohaborításának különbségét. Bár a mohaborítás átlaga a bükkös állományban jelentősen nagyobb volt, mint a lucosban, ennek ellenére az elvégzett statisztikai vizsgálat (t-próba) azt mutatta, hogy a két állomány mohaborítottsága között nincs statisztikai különbség. Ennek alapvető oka azt lehet, hogy mindkét állományban jelentős volt a mohával nem borított kvadrátok száma (*17. és 20. ábra*).



23. ábra. A bükkös és lucos állományok mohaborításának t-próbája (dm^2/m^2) (átlag, szórás, és szórás x 1,96)

3.7.5. *Bükkös állományok mohaflórájának leírása*

3.7.5.1. A talajszint moháinak gyakorisága

17. táblázat. Fajkódok, az állományok száma (db) melyben azonosítottam a fajt, valamint az ez alapján számolt gyakoriság értékek (%)

fajkód	állomány (db)	gyakoriság (%)	fajkód	állomány (db)	gyakoriság (%)
DICHET	24	80	DITCYL	4	13,3
ATRUND	24	80	BRYRUB	3	10
POHNUT	19	63,3	PLANEM	3	10
BRAVEL	15	50	LOPHET	3	10
HYPCUP	13	43,3	ATRANG	2	6,7
POLFOR	13	43,3	PLACAV	2	6,7
BRYCAP	12	40	EURSCH	2	6,7
PLACUR	9	30	EURPUL	2	6,7
CERPUR	9	30	HERSEL	1	3,3
FISTAX	8	26,7	PLEACU	1	3,3
PLALAE	7	23,3	TORSUB	1	3,3
BRASAL	5	16,7	DITPUS	1	3,3
BRARUT	4	13,3	AMBSER	1	3,3
PLADEN	4	13,3	MNITHO	1	3,3
POHMEL	4	13,3	DREPOL	1	3,3
PLESUB	4	13,3	DIPFOL	1	3,3

A *17. táblázat* mutatja a talajszint moháinak gyakoriságát. Ez alapján összesen 32 mohataxont sikerült regisztrálni a bükkösök talajszintjéről, amely összfajszámhoz (55 faj) képest magas érték. A vizsgált bükkös állományok leggyakoribb talajlakó mohája a *Dicranella heteromalla* és az *Atrichum undulatum*, mely a vizsgált kvadrátok többségében megtalálható volt. Szintén magas gyakorisággal bír a *Pohlia nutans*. A *Brachythecium velutinum*-ot a bükkösök feléből sikerült kimutatni. Ennél valamivel ritkább a *Hypnum cupressiforme* és a *Polytrichum formosum*, a *Bryum capillare* utóbbiakkal nagyságrendileg hasonló értéket mutatott.

A *Plagiothecium curvifolium*, a *Hypnum cupressiforme*, valamint a *Ceratodon purpureus* és a *Plagiothecium laetum* mérsékelten gyakori a bükkösök talajszintjén.

Kisebb gyakoriságot mértem a következő fajoknál: *Brachythecium salebrosum*, *Brachythecium rutabulum*, *Plagiothecium denticulatum*, *Pohlia melanodon*, *Pleuridium subulatum*, *Dytrichum cylindricum*, *Plagiothecium nemorale*, *Lophocolea heterophylla*.

Igen kis gyakoriságot mutatott az *Atrichum angustatum*, a *Plagiothecium cavifolium*, az *Eurhynchium schleicheri*, az *Eurhynchium pulchellum*, a *Herzogiella seligeri*, a *Pleuridium acuminatum*, a *Tortula subulata*, a *Ditrichum pusillum*, az *Amblystegium serpens*, a *Mnium thomsonii*, a *Campylium polygamum* és a *Diphyscium foliosum*.

3.7.5.2. Kéreglakó mohák gyakorisága

18. táblázat. Fajkódok, az állományok száma (db) melyben azonosítottam a fajt, valamint az ez alapján számolt gyakoriság értékek (%)

fajkód	állomány (db)	gyakoriság (%)	fajkód	állomány (db)	gyakoriság (%)
HYPCUP	25	83,3	ORTPAL	2	6,7
RADCOM	11	36,7	PYLPOL	2	6,7
BRAVEL	10	33,3	BRARUT	1	3,3
PTEFIL	7	23,3	BRYMOR	1	3,3
METFUR	6	20	CERPUR	1	3,3
PLALAE	5	16,7	DICTAU	1	3,3
PLAREP	5	16,7	DICMON	1	3,3
AMBSER	4	13,3	ANOATT	1	3,3
BRASAL	3	10	LESPOL	1	3,3
ORTSTRI	3	10	ISOALO	1	3,3
PSENER	2	6,7	ORTSTRA	1	3,3
FRUDIL	2	6,7	ULOCRI	1	3,3
ORTSPE	2	6,7			

A bükkös állományok kéreglakó mohaflórája viszonylag gazdag, összesen 25 taxon lett azonosítva (*18. táblázat*). Ezek közül kiemelkedően magas gyakoriságú a *Hypnum cupressiforme*, melytől jóval elmarad a többi faj előfordulása. A *Radula complanata* és a *Brachythecium velutinum* gyakorisága még a felét sem éri el a *Hypnum cupressiforme* értékének. Mérsékelten gyakori a bükkösök jellemző faja a *Pteryginandrum filiforme* valamint a *Metzgeria furcata*. Valamivel kisebb értéket mutattam ki a *Plagiothecium laetum* és *Platygyrium repens* esetében.

Ritkább mohákhoz sorolhatóak a következő mohák kéreg esetén: *Amblystegium serpens, Brachythecium salebrosum, Orthotrichum striatum, Pseudoleskeella nervosa, Frullania dilatata, Orthotrichum speciosum, Orthotrichum pallescens, Pylaisia polyantha*.

Igen ritka mohák a vizsgált bükkös állományok fakérgén a következő fajok: *Brachythecium rutabulum, Bryum moravicum, Ceratodon purpureus, Dicranum tauricum, Dicranum*

montanum, Anomodon attenuatus, Leskea polycarpa, Isothecium alopecuroides, Orthotrichum stramineum, Ulota crispa.

3.7.5.3. Holtfán élő fajok gyakorisága

19. táblázat. Fajkódok, az állományok száma (db) melyben azonosítottam a fajt, valamint az ez alapján számolt gyakoriság értékek (%)

fajkód	állomány (db)	gyakoriság (%)	fajkód	állomány (db)	gyakoriság (%)
HYPCUP	27	90	PLALAE	2	6,7
BRAVEL	18	60	BRYCAP	1	3,3
HERSEL	13	43,3	DICMON	1	3,3
BRARUT	8	26,7	PTEFIL	1	3,3
DICSCO	5	16,7	DICTAU	1	3,3
AMBSER	4	13,3	DICPOL	1	3,3
HYPPAL	4	13,3	ISOALO	1	3,3
LOPHET	3	10	BRAPOP	1	3,3
BRASAL	3	10	MNISTE	1	3,3

A bükkös állományok holt faanyagán azonosított mohafajok száma elmarad a talajon és fakérgen kimutatott mohák számától. Összesen 18 mohataxont írtam le korhadt faanyagról. Leggyakoribb a *Hypnum cupressiforme*, mely az állományok 90%-nál kimutatható volt holt faanyagról. Gyakorisági értékének 2/3-val bír a *Brachythecium velutinum*. Gyakori korhadéklakó moha még a *Herzogiella seligeri*, melyet a *Brachythecium rutabulum* követ. Mérsékelten gyakori holt faanyagon a *Dicranum scoparium*, az *Amblystegium serpens*, a *Hypnum pallescens*, a *Lophocolea heterophylla* és a *Plagiothecium laetum*.

Ritka fajok a bükkös állományok korhadt faanyagán: *Bryum capillare, Dicranum montanum, Pteryginandrum filiforme, Dicranum tauricum, Dicranum polysetum, Isothecium alopecuroides, Brachythecium populeum, Mnium stellare* (*19. táblázat*).

3.7.5.4. Mindhárom aljzattípuson előforduló fajok gyakorisága

20. táblázat. Fajkódok, az állományok száma (db) melyben azonosítottam a fajt, valamint az ez alapján számolt gyakoriság értékek (%) (Az élőhely adatok azt jelentik, hogy egy állományonként 3 mikroélőhelyet vettem figyelembe, tehát a maximális élőhely 30állomány x 3 mikroélőhely, tehát 90 db élőhely)

fajkód	élőhely (db)	relatív gyakoriság (%)	fajkód	élőhely (db)	relatív gyakoriság (%)
HYPCUP	65	72,2	ORTSTRI	3	3,3
BRAVEL	43	47,8	ATRANG	2	2,2
DICHET	24	26,7	PLACAV	2	2,2
ATRUND	24	26,7	PSENER	2	2,2
POHNUT	19	21,1	DICTAU	2	2,2
PLALAE	14	15,6	DICMON	2	2,2
HERSEL	14	15,6	FRUDIL	2	2,2
POLFOR	13	14,4	ORTSPE	2	2,2
BRARUT	13	14,4	EURSCH	2	2,2
BRYCAP	13	14,4	EURPUL	2	2,2
BRASAL	11	12,2	ORTPAL	2	2,2
RADCOM	11	12,2	PYLPOL	2	2,2
CERPUR	10	11,1	ISOALO	2	2,2
PLACUR	9	10	BRYMOR	1	1,1
AMBSER	9	10	PLEACU	1	1,1
FISSTAX	8	8,9	TORSUB	1	1,1
PTEFIL	8	8,9	DITPUS	1	1,1
LOPHET	7	7,8	DICPOL	1	1,1
METFUR	6	6,7	MNITHO	1	1,1
DICSCO	5	5,6	ANOATT	1	1,1
PLAREP	5	5,6	LESPOL	1	1,1
PLADEN	4	4,4	DREPOL	1	1,1
POLMEL	4	4,4	BRAPOP	1	1,1
PLESUB	4	4,4	ORTSTRA	1	1,1
DITCYL	4	4,4	ULOCRI	1	1,1
HYPPAL	4	4,4	DIPFOL	1	1,1
BRYRUB	3	3,3	MNISTE	1	1,1
PLANEM	3	3,3			

A vizsgált bükkös állományokból összesen 55 mohataxon jelenlétét sikerült kimutatni. A leggyakoribb mohafaj egyértelműen a *Hypnum cupressiforme*, mely jelen volt a bükkösök mindhárom vizsgált mikroélőhelyén. Utóbbi szintén elmondható a *Brachythecium velutinum*-ról, melynek gyakorisága valamelyest elmarad a fent említett fajtól. Az említett két fajnál

nagyságrendileg ritkább a *Dicranella heteromalla* és az *Atrichum undulatum*, melyek azonos értékkel rendelkeznek, és kizárólag talajon fordulnak elő. Kevéssel marad el a *Pohlia nutans* gyakorisági értéke az előbb említett két fajtól (*20. táblázat*).

3.7.6. *Lucos állományok mohaflórájának leírása*

3.7.6.1. A talajszint moháinak gyakorisága

21. táblázat. Fajkódok, az állományok száma (db) melyben azonosítottam a fajt, valamint az ez alapján számolt gyakoriság értékek (%)

fajkód	élőhely (db)	gyakoriság (%)	fajkód	élőhely (db)	gyakoriság (%)
DICHET	16	53,3	EURANG	2	6,7
BRAVEL	12	40	HERSEL	2	6,7
ATRUND	11	36,7	LOPHET	2	6,7
FISTAX	7	23,3	SCLPUR	2	6,7
BRARUT	6	20	ATRANG	1	6,7
BRYCAP	6	20	DICMON	1	3,3
FISBRY	5	16,7	DICSCO	1	3,3
HYPCUP	5	16,7	EURSTR	1	3,3
PLACUR	4	13,3	LEUJUN	1	3,3
EURHIA	3	10	PLAAFF	2	3,3
POHMEL	3	10	PLADEN	1	3,3
BRASAL	2	6,7	POHNUT	1	3,3
DITCIL	2	6,7	POLFOR	1	3,3
DITPUS	2	6,7			

A *21. táblázat* mutatja a talajszint moháinak gyakoriságát. Ez alapján összesen 27 mohataxont sikerült regisztrálni a lucosok talajszintjéről, amely a lucosokban mért összfajszámhoz (33 faj) képest magas érték. A vizsgált állományok leggyakoribb talajlakó mohája a *Dicranella heteromalla*, mely a vizsgált kvadrátok több mint felében megtalálható volt. Szintén magas gyakorisággal bír a *Brachythecium velutinum* és az *Atrichum undulatum*. A *Fissidens taxifolius* gyakoriságával megelőzi a *Brachythecium rutabulum* és a *Bryum capillare* mohafajokat. Mérsékeltebben gyakoribbak a következő fajok: *Fissidens bryoides, Hypnum cupressiforme, Plagiothecium curvifolium, Eurhynchium hians, Pohlia melanodon*.

Kis gyakoriságot mértem a következő fajoknál: *Brachythecium salebrosum, Ditrichum cylindricum, D. pusillum, Eurhynchium angustirete, Herzogiella seligeri, Lophocolea heterophylla, Plagiomnium affine, Scleropodium purum.*

Igen kis gyakoriságot mutatott az *Atrichum angustatum,* a *Dicranum montanum,* az *Eurhynchium striatum,* a *Leucobryum juniperoideum,* a *Plagiothecium denticulatum,* a *Pohlia nutans* és a *Polytrichum formosum.*

3.7.6.2. Fakérgen élő mohák gyakorisága

22. táblázat. Fajkódok, az állományok száma (db) melyben azonosítottam a fajt, valamint az ez alapján számolt gyakoriság értékek (%)

Névkód	Állomány (db)	Gyakoriság (%)
HYPCUP	6	20
BRAVEL	1	3,3
LOPHET	1	3,3
DICMON	1	3,3
ULOCRI	1	3,3

A kéreglakó fajokhoz soroltam az elegyfajokon (pl. *Quercus petraea*) kimutatott példányokat is. Az *22. táblázat* mutatja a fakérgen azonosított mohafajok gyakoriságát. Ez alapján megállapítható, hogy a vizsgált lucos állományok fajkészlete szegényes a kéreglakók tekintetében.

Leggyakoribb a *Hypnum cupressiforme*, ettől jóval elmarad a *Brachythecium velutinum,* a *Lophocolea heterophylla, a Dicranum montanum* és az *Ulota crispa* gyakorisága, melyeket csak egy-egy állományban azonosítottam kéregről. Az *Ulota crispa* példánya *Quercus petraea* kérgéről származik.

3.7.6.3. Holt fanyagon élő mohák gyakorisága

23. táblázat. Fajkódok, az állományok száma (db) melyben azonosítottam a fajt, valamint az ez alapján számolt gyakoriság értékek (%)

Névkód	Állomány (db)	gyakoriság (%)	Névkód	Állomány (db)	gyakoriság (%)
HYPCUP	30	100	BRYCAP	1	3,3
LOPHET	24	80	DICMON	1	3,3
HERSEL	23	76,7	EURHIA	1	3,3

BRARUT	20	66,7	LEUJUN	1	3,3
BRAVEL	12	40	PLAELL	1	3,3
DICSCO	5	16,7	TETPEL	1	3,3
AMBSER	5	16,7	RHIPUN	1	3,3
BRASAL	3	10	PLALAE	1	3,3
EURANG	2	6,7	CEPBIC	1	3,3
PLACUR	2	6,7			

A *23. táblázat* mutatja a lucos állományok holt faanyán talált mohafajok gyakoriságát. Összesen 19 taxont sikerült azonosítani holt faanyagról, amely az összfajszám több mint fele. A *Hynum cupressiforme* gyakorisága 100%-os, ami azt jelenti, hogy mindegyik állományban azonosítottam korhadt fán. Magas gyakorisági értékkel rendelkezik még a fakorhadékhoz kötődő *Lophocolea heterophylla* és a *Herzogiella seligeri*, valamint a *Brachythecium rutabulum*. E három fajhoz képest nagyságrendileg fele ekkora gyakoriságú a *Brachythecium velutinum*. Kevésbé gyakori a *Dicranum scoparium* és az *Amblystegium serpens,* melyeket 5-5 állományban vételeztem fel. 2-2 állományban azonosítottam az *Eurhynchium angustirete*-t és a *Plagiothecium curvifolium*-ot. Igen kis gyakoriságúak a következő taxonok holt faanyagon: *Bryum capillare, Dicranum montanum, Eurhynchium hians, Leucobryum glaucum, Plagiomnium ellipticum, Tetraphis pellucida, Rhizomnium punctatum, Plagiothecium laetum, Cephalozia bicuspidata*.

3.7.6.4. Mindhárom aljzattípuson előforduló fajok gyakorisága lucosokban

24. táblázat. Fajkódhoz tartozó állomány adatok (db) és relatív gyakoriság értékek (%) (Az élőhely adatok azt jelentik, hogy egy állományonként 3 mikroélőhelyet vettem figyelembe, tehát a maximális élőhely 30állomány x 3 mikroélőhely, tehát 90 db élőhely)

Névkód	Élőhely adatok (db)	gyakoriság (%)	Névkód	Élőhely adatok (db)	gyakoriság (%)
HYPCUP	41	46	DITCYL	2	2,2
BRAVEL	34	37,8	DITPUS	2	2,2
BRARUT	26	28,9	SCLPUR	2	2,2
HERSEL	25	27,8	DICMON	2	2,2
LOPHET	25	27,8	LEUJUN	2	2,2
DICHET	16	17,8	PLAAFF	2	2,2
ATRUND	11	12,2	ATRANG	1	1,1
FISTAX	7	7,8	EURSTR	1	1,1
BRYCAP	7	7,8	PLADEN	1	1,1

PLACUR	6	6,7	POHNUT	1	1,1
DICSCO	6	6,7	POLFOR	1	1,1
FISBRY	5	5,6	PLAELL	1	1,1
BRASAL	5	5,6	TETPEL	1	1,1
AMBSER	5	5,6	RHIPUN	1	1,1
EURHIA	4	4,4	PLALAE	1	1,1
EURANG	4	4,4	CEPBIC	1	1,1
POHMEL	3	3,3			

A vizsgált lucos állományokban összesen 33 mohataxont sikerült azonosítani. A *24. táblázat* mutatja a lucosok mikroélőhelyein talált mohák gyakoriságát. Ez és a fentiek alapján a lucos állományok leggyakoribb mohája a *Hypnum cupressiforme*, amely főleg fakérgen és holt fán kiemelkedő gyakoriságú. Ezt követi a *Brachythecium velutinum*, amely mindhárom aljzaton jelen van. Nagyságrendileg azonos a *Lophocolea heterophylla,* a *Herzogiella seligeri* valamint a *Brachythecium rutabulum* gyakorisága, melyek leggyakrabban holt faanyagon jelentek meg. A *Dicranella heteromalla* és az *Atrichum undulatum* kizárólag talajon van jelen és ott viszonylag nagy gyakoriságú.

3.7.7. *A bükkös és lucos állományok fajkészletének összehasonlítása*

A vizsgálatok eredményeképpen a bükkös és lucos állományokból összesen 66 mohataxon ismert. 22 faj kizárólag bükkösökben fordult elő, csak lucosokból pedig 12 mohataxont azonosítottam. Összesen 32 olyan mohafaj ismert, amely minkét erdőállományban előfordult.

Csak a bükkös állományokból kimutatott fajok egy része kéreglakó faj (*Radula complanata, Metzgeria furcata, Isothecium alopecuroides, Leskea polycarpa, Pseudoleskeella nervosa, Pteryginandrum filiforme, Pylaisia polyantha, Orthotrichum* sp.) melyek luc kérgén (és lucosokban) nem fordulnak elő. Másik része talajlakó faj, mely bükkösök talajszintjében fordul elő (*Eurhynchium schleicheri, Mnium thomsonii, Plagiothecium* sp., *Pleuridium* sp., *Tortula subulata*).

Csak a lucos állományokban azonosított fajok egy része csak korhadt faanyagon fordult elő (*Cephalozia bicuspidata, Plagiomnium ellipticum, Rhizomnium punctatum, Tetraphis pellucida, Thuidium tamariscinum*) másik részük talajon és holt fán (*Eurhynchium angustirete, Leucobryum junperoideum, Eurhynchium hians*) illetve talajon volt azonosítható (*Eurhynchium striatum, Plagiomnium affine, Scleropodium purum*). Utóbbi fajok a telepített fenyvesek jellemző fajai.

Fajok gyakoriságát tekintve megállapítható, hogy mindkét állomány leggyakoribb faja a *Hypnum cupressiforme*, melyek lucosokban főleg holt fán, bükkösökben fakérgen és holt fán fordul elő leggyakrabban. Ezt követi a *Brachythecium velutinum*, mely lucosokban leggyakrabban talajon (avaron), bükkösökben pedig inkább holt fán volt leggyakrabban jelen.

Mindkét állományban a talajszintben a *Dicranella heteromalla* és *Atrichum undulatum* bizonyult a leggyakoribbnak. Lucos talajszintjén a *Pohlia nutans* ritka, ezzel szemben bükkösben kifejezetten gyakori.

Az epifiton flórát mindkét állományban a *Hypnum cupressiforme* dominálja, viszont a lucos epifiton mohaflórája fajszegény a bükkösé ezzel szemben fajgazdag.

A *Lophocolea heterophylla* a lucosok holt faanyagán jóval gyakoribb mint a bükkösökében.

Összességében megállapítható, hogy a bükkösök és a lucosok eltérő fajkészlettel rendelkeznek, valamint a bükkösök mohaflórája gazdagabb a lucos állományokénál.

3.7.8. *Bükkösök mohafajainak megoszlása veszélyeztetettségük, stratégia-típusaik, elterjedésük és ökológiai mutatóik alapján*

3.7.8.1. Természetvédelmi veszélyeztetettség

A vizsgált bükkös állományokban kimutatott fajok 73%-a természetvédelmi szempontból az LC (nem veszélyeztetett), 14%-a az LC-att (nem veszélyeztetett, de figyelmet érdemlő), 11%-a a NT (veszélyeztetettség közeli) és 2%-a a VU (sérülékeny) kategóriába sorolható.

3.7.8.2. Stratégia típusok

A bükkösökben azonosított mohafajok több mint fele évelő állandó, kevesebb mint egyharmada első megtelepedő stratégiájú. Nagyságrendileg ezektől elmarad a hosszú életű vándorló mohák aránya, valamint kis arányban azonosítottam rövid életű vándorló mohafajokat.

3.7.8.3. Fényigény (L-érték)

Fényigény alapján a bükkösök mohái jelentős megoszlást mutatnak. Legnagyobb arányú az 5. (félárnytűrő fajok) osztályhoz tartozó mohafajok aránya. A 4. a 6. a 7. és a 8. fényérték kategória nagyságrendileg azonos arányt képvisel.

3.7.8.5. Hőigény (T-érték)

A bükkösökben azonosított mohafajok kevesebb mint fele a hidegtűrő fajokhoz tartozik hőigényük alapján. Kevesebb mint egyötöde a 4. kategóriába (többnyire montán fajok) sorolható, ennél valamivel kevesebb fajhoz nem tartozik adat. A 2. (alpesi fajok) és az 5. kategóriához (mérsékelt hőigényű fajok) nagyjából azonos számú faj sorolható, míg a 6. kategóriához (planicien és kollin fajok) egyetlen faj sorolható (*Anomodon attenuatus*).

3.7.8.6. Elterjedés (K-értékek)

A bükkösök mohafajanak fele intermedier, kevesebb mint egyharmada pedig szubkontinentális elterjedésű. Több mint egyhetede szubóceánikus elterjedésű taxon,

legkisebb arányban a 7. kategóriához sorolható fajokat azonosítottam, ill. egy fajnak nincsen megadva értéke.

3.7.8.7. Nedvességigény (F-érték)

A fajok több mint egyharmada az üde termőhelyet jelzők közé sorolható, ugyanekkora arányban a 4. kategóriához sorolható (Szárazságtűrők és üde termőhelyet jelzők közötti kategória). Több mint egytizede a 6. típusnak megfelelő (üde termőhelyet jelzők és nedvességigényes fajok közötti), igen kis arányban (1-2 faj) pedig a szélsőségesen szárazságtűrők és szárazságtűrők közötti, a nedvességigényes valamint a nedvességigényes és vízigényes közötti kategóriába sorolhatóak.

3.7.8.8. Aljzat kémhatás (R-érték)

A fajok aljzat pH igényük alapján jelentős megoszlást mutatnak. Legnagyobb arányban a 6. kategóriához lettek sorolva, a fajok másik egyötöde a 4. típushoz tartozik, kevesebb mint egyhetedük a gyengén savanyú-gyengén bázikus termőhelyet részesíti előnyben. Másik egyheted rész a 2. kategóriának megfelelő (erősen savanyúságjelző és savanyúságjelző közötti), közel egytizede a fajoknak a mérsékleten savanyúságjelzőkhöz sorolható. Egy faj a többnyire mészjelző fajokhoz sorolható (8.), néhány fajhoz pedig nem tartozik adat.

3.7.9. *Lucosok moháinak megoszlása veszélyeztetettségük, életstratégiájuk és ökológiai mutatóik alapján*

3.7.9.1. Természetvédelmi veszélyeztetettség

A lucosokban kimutatott fajok 69%-a természetvédelmi szempontból az LC (nem veszélyeztetett), 17%-a az LC-att (nem veszélyezetett, de figyelmet érdemlő), 14%-a pedig a NT (veszélyeztetettség közeli) kategóriába sorolható.

3.7.9.2. Életstratégia típus

Életstratégia típusaik alapján a lucosokban kimutatott mohafajok több mint fele az évelő állandó kategóriába volt sorolható, további egynegyed részük az első megtelepedők közé tartozik, a fennmaradó egytized részük pedig hosszú életű vándorló életstratégiájú.

3.7.9.3. Fényigény (L-érték)

A lucos állományokban azonosított fajok kevesebb mint fele a félárnytűrő fajokhoz (5. kategória), egyötöde az 6. kategóriához sorolható (félárnytűrő és a mérsékleten árnytűrő közötti). Egytized része a fajoknak a 4. típushoz (árnytűrő és félárnytűrő közötti) sorolható, másik egytized a mérsékelten árnytűrő fajokhoz tartoznak. Ennél kisebb arányban az árnytűrő és a fényigényes fajok voltak még azonosíthatóak.

3.7.9.4. Hőigény (T-érték)

A mohafajok egyharmad része a hidegtűrő és mérsékelt hőigény közötti (4.) kategóriához tartozik, kevesebb mint egyharmada a hidegtűrő fajokhoz sorolható, másik (közel) harmadrészhez pedig nem tartozik konkrét T-érték. Néhány faj a hidegigényes és hidegtűrő közötti kategóriához (2.), a mérsékelt hőigényű fajokhoz ill. mérsékelt hőigényű és melegigényes kategóriához (6.) tartozik.

3.7.9.5. Elterjedés (K-érték)

A lucos állományokban azonosított mohafajok közel kétharmada intermedier, közel egyötödük szubkontinentális elterjedésű. Több mint egytizedük szubóceánikus, egy-egy faj pedig óceánikus és szubóceánikus közötti (nagyobbrészt közép-európai) ill. kontinentális elterjedésű.

3.7.9.6. Nedvességigény (F-érték)

A taxonok közel egyharmada szárazságtűrő és üde termőhelyet jelző közötti kategóriába (4.) tartozik, kevesebb mint egyharmada az üde termőhelyet jelzők fajokhoz sorolható. Közel

egynegyede üde termőhelyet jelzők és a nedvességigényes fajok közé sorolható (6), míg néhány faj a nedvességigényesekhez tartozik.

3.7.9.7. Aljzat kémhatás (R-érték)

A lucosokban azonosított mohafajok aljzat kémhatás szerinti megoszlása jelentős. A fajok egyötöde a az erősen savanyúságjelző és savanyúságjelző közötti kategóriába (2.) tartozik. Másik ötöd rész a savanyúságjelző és a mérsékelten savanyúságjelző közötti típushoz (4.) sorolható. A fajok további egyötöde a mérsékelten savanyúságjelzők és a gyengén savanyú-gyengén bázikus termőhelyet jelzők közé illeszthető (6. kategória). Közel egytized része a fajoknak a savanyúságjelzők, ugyanennyi a mérsékelten savanyúságjelzők, és még egyszer egytized pedig gyengén savanyú-gyengén bázikus termőhelyet jelzők csoportjába tartozik.

3.7.10. *Bükkös és lucos állományok összehasonlítása veszélyeztetettségük, életstratégiájuk, elterjedésük és ökológiai igényeik alapján*

3.7.10.1. Természetvédelmi veszélyeztetettség

A két erdőtípus mohafajainak veszélyeztetettségi státuszának megoszlása döntően hasonló eloszlást mutat, a lucos állományokban kisebb az aránya a nem veszélyeztetett (LC) fajoknak, és kissé magasabb az aránya a nem veszélyeztetett, de a figyelmet érdemlő (LC-att) és veszélyeztetettség közeli (NT) fajoknak a bükkös állományokhoz képest. Ugyanakkor az egyetlen sérülékeny fajt (*Mnium thomsonii*) bükkösben azonosítottam.

3.7.10.2. Életstratégia

Lucosokban az évelő fajok aránya valamivel magasabb, mint a bükkösökben, a hosszú életű vándorlók száma azonos. Az első megtelepedők aránya a bükkösben magasabb, mint a lucosokban, a rövid életű vándorló fajok jelenléte csak bükkösben volt azonosítható.

3.7.10.3. Fényigény (L-érték)

Mindkét fajta állományban a félárnyéktűrők dominálnak, lucosokban valamivel nagyobb arányuk a bükkösökéhez képest. A bükkösben jelentősebb a mérsékelten árnytűrők és a

fényigényes fajok aránya. A lucosokban kis arányban árnytűrő fajokat is azonosítottam, melyek a bükkösökből hiányoznak. A két állománytípusra kapott eloszlások között jelentős eltérés nincsen.

3.7.10.4. Hőigény (T-érték)

A bükkös állományokban a hidegtűrő fajok vannak legnagyobb arányban, lucos állományokban pedig a hidegtűrő és mérsékelt hőigényű fajok közötti kategóriába tartozóak, de a hidegtűrő fajok aránya is jelentős. A mérsékelt hőigényű fajok száma bükkösökben magasabb, mint a lucos állományokban. Összességében nincsen jelentős különbség a két állománytípus fajainak hőigényében.

3.7.10.5. Elterjedés (K-érték)

Minkét állománytípusban az intermedier fajok dominálnak, lucosokban magasabb aránnyal. A második legnagyobb részt a szubkontinentális fajok képviselik, melyek a bükkösökben rendelkeznek nagyobb értékkel. A szubóceánikus valamint a szubkontinentális és kontinentális közötti kategóriába tartozó fajok aránya nagyságrendileg azonos a két erdőtípusban. A K-érték tekintetében jelentős eltérés nincsen a két típus között.

3.7.10.6. Nedvességigény (F-érték)

Mindkét állománytípusban a szárazságtűrők és az üde termőhelyet jelzők közötti kategória a legnagyobb arányú, bár a bükkös állományokban ugyanilyen arányú az üde termőhelyet jelzők aránya, ez a lucosokban valamelyest kevesebb. Az üde termőhelyet jelzők és nedvességigények közötti kategóriához sorolandó fajok aránya közel kétszerese a lucosokban a bükkösökhöz képest. A nedvességigényes fajok aránya kissé magasabb a lucos állományoknál, ugyanakkor nedvességigényes-vízigényes fajt (*Campylium polygamum*) csak bükkösben azonosítottam.

3.7.10.7. Aljzati kémhatás kötődés (R-érték)

Az aljzati kémhatás kötődés tekintetében a fajok mindkét erdőállomány típusban jelentős megoszlást mutatnak a kategóriák között. Lucos állományokban jelentősebb az erősen

savanyúságjelző és savanyúságjelző közötti kategóriához tartozó fajok aránya, a bükkösökben pedig valamivel magasabb a mérsékelten savanyúságjelző és a gyengén savanyú-gyengén bázikus termőhelyet jelzők közötti kategóriához tartozók aránya. Az aljzati kémhatás kötődés tekintetében jelentős eltérés nincsen a két állomány fajai között.

4. Diszkusszió és következtetések

4.1. AVARELHORDÁS, BOLYGATÁS, MOHAMEGJELENÉS IDŐBELI DINAMIKÁJA, FAJKÉSZLET

Az avarelhordás kísérlet eredményeképpen kizárólag az avarmentesített kvadrátokon észleltem mohafajokat, eltérő borítási értékkel. A kísérletben épen maradt 8 blokk közül a kísérlet végére mindössze 4 blokkon találtam mohaborítást. Az első moha megjelenések (*Pohlia nutans*) a kísérlet kezdetétől számítva közelítőleg egy 1 év elteltével jelentkeztek az kvadrátokon.

Mesterséges bolygatás kedvez a mohafajok diaspóra csírázásának, mivel nyílt (avarmentes) talajfelület jön létre; a nem bolygatott talajfelszínnél heterogénebb mikrodomborzatú keletkezik; harmadrészt felszínre kerül az ásványi talajréteg, mely kedvez egyes mohafajok diaspóra csírázásának. A kezdeti – nem bolygatott felszínhez képest – nagyobb borítás ellenére, a kísérlet végére csak kis nagyságú borítást és kis fajszámot sikerült kimutatni a bolygatott felszínen. Ellenben a nem bolygatott talajfelszínen, a kísérlet végére nagyobb borítást és nagyobb fajdiverzítást sikerült megfigyelni. Ezek alapján kijelenthető, hogy a mesterséges talajbolygatás kis mértékben segíti a mohák gyorsabb csírázását a talajfelszínen, amely megerősíti a hasonló vizsgálatok kutatási eredményeit (JONSSON – ESSEEN 1998, HASSE – DANIELS 2006, CHYTRY et al. 2001).Viszont hosszútávon elmarad a biomassza borítása és diverzítása a nem bolygatott csupasz talajfelszínétől. Véleményem szerint nagyobb mértékű bolygatás hatékonyabban segíti a mohaközösségek kialakulását.

Azon a kvadrátokon, ahol a kísérlet folyamán folyamatos avarborítás maradt, nem alakult ki mohaközösség, tehát az avarréteg jelenléte és mohák megjelenése között negatív kapcsolat áll fenn, mely összhangban áll a korábbi vizsgálati eredményekkel, miszerint az avar felhalmozódása jelentősen gátolja a mohák fényhez jutását, amely limitált növekedésükben jelentkezik (WHEELER – GILLER 1982, DZWONKO – GAWROŃSKI 2002, ÓDOR et al. 2002; HÁJKOVÁ – HÁJEK 2003, PEINTINGER – BERGAMINI 2006, STARTSEV et al. 2008, MÁRIALIGETI et al. 2009).

Vizsgálatom eredményei megerősítik azt a megállapítást, hogy az avar-eltávolítás pozitív hatással van a mohaborításra és fajgazdagságra (WILKE et al. 1993; TAODA 1988; DE VRIES et al. 1995; BAAR – KUYPER 1998) valamint hogy a mohák csak kis gyepfoltokban képesek benépesíteni a szabadon maradt talajfelületeket (SHAW – GOFFINET 2009).

A különböző módon kezelt kvadrátok fajösszetételében lényeges eltérés figyelhető meg. Egyértelmű különbség az avarral borított kvadrátokon volt tapasztalható, melyeken semmiféle mohaborítást nem sikerült kimutatnom. Az avarmentesített kvadrátok közül a bolygatott felszíneken (a kísérlet végére) nagyságrendekkel kisebb fajszámot mértem a nem bolygatott felszínekhez képest. Tehát az avarmentesített, nem bolygatott kvadrátok fajkészlete volt a legnagyobb a négyféle módon kezelt kvadrátok közül. A kísérlet lezárásakor az avarmentesített talajfelszínen legnagyobb borítással a *Fissidens taxifolius*, a *Pohlia nutans* rendelkezett, kisebb értékkel rendelkezett a *Bryum capillare*, az *Atrichum undulatum* és a *Brachythecium rutabulum*. A kapott eredményeim értékelése alapján megállapítható, hogy az alkalmazott kezelések közül az avareltávolítás volt legnagyobb hatással a mohák megjelenésére.

4.2. ABIOTIKUS VÁLTOZÓK ÉS MOHAMEGJELENÉS

A bolygatás/avarelhordás kísérlet során gyűjtött talajok vizsgált változói összhangban állnak KOVÁCS és mtsai (2007) által erdőrezervátumra vonatkozóan közölt adatokkal.

A bolygatás kísérlet során moha megjelenés és a vizsgált talajváltozók között nem találtam összefüggést, bár fontos megjegyezni, hogy az egyes blokkok talajmintáinak változói (valamint a záródásértékek) között blokkonként nem volt jelentős eltérés.

A záródásviszonyok értékeiből következtetve a blokkra jutó fényre, sikerült megerősíteni azt, hogy nincsen szignifikáns kapcsolat a fény és a moha fajgazdagság között (HUMPHREY et al. 2002, MILLS – MACDONALD 2004).

MACIEL-SILVA és mtsai (2012) a propagulum bank összetételében a mikrokörnyezet szerepét és a megjelenő fajok jellemzőit kutatták trópusi esőerdőkben, és arra a következetésre jutottak, hogy a fajok megjelenését egyedül a szubsztrát pH-ja befolyásolta. Ezt a vizsgálati eredményt saját kutatásaim alapján nem tudom megerősíteni.

Szintén nem került megerősítésre az az állítás, hogy a mohák tömegességére és fajgazdagságára tekintetében az ásványi talajfelszín jelenléte pozitív hatással van. (MÁRIALIGETI 2007). A bolygatott kvadrátokban felszínre kerülő ásványi talajfelszínen kezdetben nagyobb számban jelentek meg mohanövénykék, de a bolygatatlan humuszos felső talajszinten jóval nagyobb borítású és fajgazdagabb mohaközösség alakult ki a kísérlet végére. Ennek lehetséges oka, hogy a csapadékos időszakban lezajlott kísérlet során a bolygatott felszín – megfigyeléseim szerint – jobban erodálódott a nem bolygatott felszínhez

képest. Ennek hatása a bolygatott felszínen megjelent mohaközösség mortalitása nagyobb volt, mint a nem bolygatott felszínen tenyésző mohaközösségé.

Feltételezésem szerint homogén abiotikus adottságokkal rendelkező területen más változók, pl. mikroklímatikus viszonyok játszhatnak nagyobb szerepet a mohák megjelenésében, melyek alapvetően meghatározzák életfeltételeiket (PHARO – BEATTIE 2002; HEINLEN – VITT 2003; MILLS – MACDONALD 2004; HYLANDER – DYNESIUS 2006; ELLENBERG at al. 1992).

4.3. DIASPÓRA BANK

A talaj diaspóra bankjában előforduló spórák számos olyan faj jelenlétét bizonyítják, melyek a felszínen gyakran nem találhatóak meg (DURING 2001, SHAW – GOFFINET 2009), és szaporítóképleteik által pedig képesek dormans állapotban maradni (LAAKA-LINDBERG et al. 2003). Ezt erősíti meg a kísérletem azon eredménye, hogy a *Ceratodon purpureus* és *Dicranella heteromalla* csak az inkubálási kísérlet során volt detektálható, az avarelhordás kísérlet során a talajfelszínen nem voltak azonosíthatóak.

A diaspórabank vizsgálatom során összesen 4 fajt sikerült beazonosítanom. A leggyakoribb a *Pohlia nutans,* melyet az összes ismétlés tartalmazott. Gyakoriságában ettől jóval elmarad a *Dicranella heteromalla,* a *Ceratodon purpureus* és *Atrichum undulatum* valamint egy faj genus-szinten (*Bryum* sp.). Az évelő *Atrichum undulatum* kivételével a többi faj első megtelepedő stratégiájú. Ebből fakadóan nem sikerült megerősítenem azt a megállapítást, hogy a rövid életű kolonista, vándorló, acrocarp mohák lennének uralkodóak a diaspóra bankban, valamint hogy ezek nagy diverzitással lennének jelen (DURING – TER HORST, 1983; DURING, 1997; KIMMERER, 2005; VANDERPOOREN – GOFFINET, 2009). Ezt a megállapításomat valamiképpen megerősíti, hogy a bükkös állományokban végzett florisztikai vizsgálataim alapján kicsi a rövid életű vándorló fajok aránya.

Ugyanakkor vizsgálati eredményeim megerősítik, hogy a felszínen nagy elterjedésű, domináns megjelenésű évelő mohanövények a propagulum bankban szinte alig vagy egyáltalán nem voltak fellelhetőek (DURING – TER HORST 1983; DURING – VAN TOOREN, 1987; JONSSON 1993; DURING 1997; DURING 2001).

A két talajszint keltetési eredményei alapján megállapítható, hogy a felső humuszos és az alatta fekvő ásványi talajszint diaspórabank készletében nincsen jelentős eltérés. Ez összhangban állnak azzal, hogy a diaspóra bank jelentős részét a humusz és ásványi talajban figyelték meg (JONSSON 1993, DURING 1997).

4.4. BOLYGATÁS/AVARELHORDÁS ÉS DIASPÓRABANK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS

A bolygatás/avarelhordás és a diaspórabank kísérlet fajkészlete között jelentős átfedés mutatható ki, ugyanakkor a két kísérlet fajkészlete nem teljesen azonos.

Csak a bolygatás/avarelhordás kísérlet során jelent meg a *Brachythecium rutabulum* és a *Fissidens taxifolius,* illetve a *Ceratodon purpureus* és a *Dicranella heteromalla* csak a diaspórabank keltetés során jött elő. A fajok életstratégiája szempontjából nincsen jelentős eltérés a két kísérletre vonatkozóan.

A bolygatás/avarelhordás kísérlet eredményeként kimutatott fajok egyike sem azonosítható (pl. *Fissidens taxifolius, Pohlia nutans*) a szűken vett kutatási területen.

Szintén különbség figyelhető meg a diaspórabank fajkészlete és a kutatási terület flórája között. A spórabank keltetésben tömegesen megjelenő *Pohlia nutans*, ill. a ritkábban megjelenő *Dicranella heteromalla, Ceratodon purpureus* és *Atrichum undulatum* szintén hiányzik a blokkok által közrefogott terület talajszintjéből.

A kolonizáció szerepét valószínűsíti, hogy a diaspórabank vizsgálat fajkészlete részben eltér a felszínen megjelent fajoktól, valamint nincs érdemi eltérés a borítással rendelkező és nem rendelkező parcellák feltalaj-változói között. Valószínűsíthető, hogy a talajfelületek moha-megjelenésében a diaspórabanknak és a kolonizációnak egyaránt szerepe volt.

A blokk által közrefogott területen nem sikerült mohafajokat azonosítani, s csak a bolygatás/avarelhordás kísérlet során felállított kvadrátokon mutattam ki egyedeket. Ez összhangban áll azzal a megállapítással, hogy a talajban gyakran előforduló fajokkal a felszínen csak időszakosan találkozhatunk, sokszor csak bolygatást követően jelennek meg az adott élőhelyen, valamint hogy a regenerálódott terület fajkészlete gyakran diverzebb a kiindulási állapotnál (JONSSON 1993; DURING 1997; CANERS et al. 2009).

4.5. BÜKKÖS ÉS LUCOS ÁLLOMÁNYOK MOHABORÍTÁSA

A Soproni-hegységben kijelölt bükkös és lucos állományokban elvégzett mohaborítás vizsgálata azt az eredményt hozta, hogy összességében a bükkösök mohaborítása nagyságrendileg kétszerese a telepített lucosok mohaszintjének. Ugyanakkor nagyságrendileg megegyezik azon bükkös és lucos állományok aránya, melyekben nem sikerült mohaborítást kimutatnom. Utóbbi eredmény egybevág ÓDOR és mtsai megállapításával, akik őrségi erdők mohavegetációjának tanulmányozása (2002) során mutatták ki, hogy a mezofil lomberdők, elsősorban a bükkösök mohaszintje gyér.

A bükkös állományok talajszintjében a legnagyobb borítással a *Hypnum cupressiforme* rendelkezik, melyet a talajlakó *Atrichum undulatum* és a *Dicranella heteromalla* követnek. Ez nagyjából összhangban áll ÓDOR és mtsai (2002) megállapításával, akik őrségi erdőkben többek között szintén a fenti fajokat jelölték meg leggyakoribbnak.

Ugyanakkor több bükkös állományban jelentős mohaborítást tapasztaltam, ami megerősíti azt a tudományos állítást, hogy a mészkerülő bükkösök mohaszintje esetenként jelentős mohaborítást is elérhet (BRUNET et al. 2010) valamint, hogy a víz által befolyásolt területektől eltekintve nagyobb talajlakó mohaborítás többnyire a meredek lejtőkön megjelenő savanyú talajú lomberdőkben (savanyú talajú tölgyesek, bükkösök), valamint a fenyőelegyes lomberdőkben figyelhető meg (MÁRIALIGETI 2007).

A lucos állományokban a *Brachythecium velutinum* dominál a legjobban, melytől borításában jelentősen elmarad a *Brachythecium rutabulum* és a *Fissidens taxifolius*.

A Soproni-hegységben lucos állományokban végzett vizsgálataim azt igazolják, hogy a telepített lucfenyvesek mohaszintjének fejlettsége és tömegessége jóval elmarad a természetes lucfenyvesek fejlett mohaszintjétől, melyek hazánkban már nem fordulnak elő (ESSEN et al. 1997, AUGUSTO et al. 2003). Vizsgálataim megerősítik, hogy a fényben szegény, fiatal és telepített lucosok és mohaszintje rendkívül gyér (ÓDOR et al. 2002).

4.6. BÜKKÖS ÉS LUCOS ÁLLOMÁNYOK FAJKÉSZLETE

A bükkös és lucos állományokban végzett florisztikai vizsgálatok eredményei döntően egybevágnak SZÖVÉNYI és mtsai (2001) flóraművében szereplő fajkészlettel. Kisebb eltérések mutatkoznak abban, hogy egyes fajokat jelen kutatás során nem azonosítottam, vagy esetleg más típusú állományokban figyelték meg korábban. Mindkét állománytípusra elmondható, hogy a tájegységre új taxonokat is sikerült találni. Így bükkösökből mutattam ki a *Pleuridium subulatum*, az *Orthotrichum pallens*, az *Orthotrichum stramineum* és az *Orthotrichum striatum* fajokat; lucos állományból pedig a *Leucobryum junperoideum*-ot; valamint mindkét állományból a *Ditrichum cylindricum*, *Ditrichum pusillum* taxonokat.

A bükkös állományok mohaflórája gazdagabb a lucosokéhoz képest, bár a fajkészletben jelentős átfedés tapasztalható a két típusú állomány között. A mohafajok veszélyeztetettségi státuszának megoszlása döntően hasonló eloszlást mutat a két állománytípusban.

Bükkösök talajának leggyakoribb mohái a *Dicranella heteromalla* és az *Atrichum undulatum*, ezt követi a *Pohlia nutans*. A leggyakoribb kéreglakó a *Hypnum cupressiforme*, majd ennél jóval csekélyebb gyakorisággal a *Radula complanata* és a *Brachythecium velutinum*

rendelkezik. Bükkösök holt faanyagán a *Hypnum cupressiforme* a leggyakoribb, melyet a *Brachythecium velutinum* és a *Herzogiella seligeri* követ.

Lucosok talajszintjének leggyakoribb mohája a *Dicranella heteromalla*, ezt követi a *Brachythecium velutinum* és az *Atrichum undulatum*. Lucos állományok leggyakoribb kéreglakó mohája a *Hypnum cupressiforme*, fakorhadékon pedig a *Hypnum cupressiforme*, a *Lophocolea heterophylla* és a *Herzogiella seligeri* követik egymást.

Mindhárom aljzattípust figyelembe véve lucosokban és bükkösökben egyaránt a *Hypnum cupressiforme* leggyakoribb mohafaj.

A bükkösökben közel kétszer nagyobb a kéreglakó mohafajok aránya, mint a lucosokban, mely kapcsolatban állhat azzal, hogy bükkösben jelentősebb a mérsékelten árnytűrők és a fényigényes fajok aránya. Lucos állományokban jelentősebb az erősen savanyúságjelző és savanyúságjelző közötti kategóriához tartozó fajok aránya, mely kapcsolatba hozható a lucosok tűavar miatt elsavanyodott felső talajszintjével.

Az őshonos fás növényfajok rovására telepített tájidegen fajok részben vagy teljes mértékben megváltoztathatják az erdei életközösségek fajkészletét is (BARTHA 2001). Ez összhangban áll saját eredményeimmel, miszerint a vizsgált lucosok mohaflórájának fajkészlete részben eltérő és szegényebb a hasonló termőhelyeken fejlődött őshonos bükkös állományokénál.

5. Összefoglalás és tézisek

5.1. A BOLYGATÁS, AVARELHORDÁS ÉS AZ ABIOTIKUS VÁLTOZÓK HATÁSA A MOHÁKRA

A Hidegvízvölgy-erdőrezervátum területén 13 blokkot jelöltem ki a mohaborítás-változás nyomon követése céljából. A 2x2 m–es blokkokat további 4 (1x1 m–es) kvadrátra osztottam fel. Az „avar nélküli" kvadrát felületén található avart elhordtam, az „avar nélküli+bolygatott" kvadráton található avar mennyiségét a „dupla avar" négyzetre helyeztem át, majd ezután az „avar nélküli+bolygatott" kvadrátot kézi ásó segítségével (egy alkalommal) felástam. A „kontroll" kvadrátot változatlanul hagytam. A „dupla avar" négyzettel a fent említett avar-ráhordáson kívül más kezelést nem végeztem.

A közel két éves kísérletben vizsgáltam, majd értékeltem a mohamegjelenések időbeli dinamikáját, a mohaborítást és a fajösszetételt, valamint az avarborítás és talajbolygatás hatását a mohák megjelenésére. Meghatároztam a blokknál gyűjtött talajminták legfontosabb kémiai és fizikai paramétereit, valamint szférikus denziométer segítségével mért záródásértékből következtettem a blokkokat érő fényviszonyokra. Kapcsolatot kerestem a mért abiotikus változók és a kvadrátokban mért mohaprezencia között.

A kísérlet során felállított 13 blokk közül 5 db vadzavarás miatt megsemmisült. Az épen maradt 8 blokk közül a vizsgálat végére mindössze 4 blokkon észleltem mohaborítást. A kísérlet végére kizárólag az avarmentesített kvadrátokon észleltem mohafajokat, az avarborítással rendelkező kvadrátokon semmiféle moha-prezencia sem volt megfigyelhető a kísérlet két éves időtartama alatt. Eltérő borítási értéket és fajkészletet mértem a bolygatott és a nem bolygatott talajfelszínek kvadrátjain.

Az első moha megjelenéseket a *Pohlia nutans* szálankénti megjelenései képezték a két avarmentesített kvadráton, melyek a kísérlet kezdetétől számítva közelítőleg egy 1 év elteltével voltak megfigyelhetőek. Kezdetben a bolygatott felszínek rendelkeztek nagyobb mohaborítással, melyeken ezt követően kisebb borítás-csökkenés, majd ezt követően stagnálás következett be. Ezzel párhuzamosan a nem bolygatott (avarmentesített) kvadrátokon jelentős növekedés jelentkezett felszínborítás és fajkészlet tekintetében egyaránt. Az avarmentesített kvadrátok közül a nem bolygatott felszíneken a kísérlet végére nagyságrendekkel nagyobb borítást és fajszámot mértem a bolygatott felszínekhez képest. Tehát az avarmentesített, nem bolygatott kvadrátok biomasszája és fajkészlete volt a legnagyobb a különböző módon kezelt kvadrátok közül.

A kísérlet lezárásakor az avarmentesített talajfelszínen legnagyobb borítással a *Fissidens taxifolius* és a *Pohlia nutans* rendelkezett, kisebb értékkel rendelkezett a *Bryum capillare*, az *Atrichum undulatum* és a *Brachythecium rutabulum*.

Időrendi sorrendben a *Pohlia nutans* után a *Bryum capillare* és az *Atrichum undulatum* egyedei jelentettek új előfordulást, utoljára pedig a *Fissidens taxifolius* és a *Brachythecium rutabulum* telepei voltak kimutathatóak a nem bolygatott kvadrátokon.

A talajbolygatás hatással volt a fajok megjelenésére, hatékonyan segítette a mohadiaspórabank csírázását, de hosszútávon elmaradt a biomassza borításában és diverzításában a nem bolygatott csupasz talajfelszínétől.

A kapott eredményeim értékelése alapján megállapítható, hogy az alkalmazott kezelések (avareltávolás, avarráhordás, bolygatás) közül az avareltávolítás volt legnagyobb hatással a mohák megjelenésére.

A talajvizsgálati eredmények alapján a moha megjelenés és a vizsgált talajváltozók (vizes pH, hidrolitos- és kicserélődési savanyúság, foszfor-, kálium-, nitrogén- és humusztartalom, valamint fizikai féleség és váztartalom), valamint a záródásértékek között nem találtam összefüggést. Fontos ugyanakkor megjegyezni, hogy az egyes blokkok egymáshoz való közelsége miatt, a talajminták változói (valamint a záródásértékek) között nem volt jelentős eltérés. Véleményem szerint a fentieknél finomabb léptékű környezeti változók (pl. mikroklíma) befolyásolják a mohák prezenciáját.

Az elvégzett kísérlet újszerű eredményekkel szolgál, hasonló vizsgálatok a témához kapcsolódóan nem zajlottak hazánkban.

5.2. DIASPÓRABANK VIZSGÁLATOK

A diaspórabank kísérlet során az avarelhordás/bolygatás kísérlet blokkjainál két talajmélységből gyűjtött 26 talajminta diaspórabank keltetését végeztem el 3 ismétlésben a soproni Egyetemi Botanikus Kert üvegházában. A kísérlet végén a tenyészedényekben észlelt borítás gyakoriságát egy 7x7 cm-es, egyenlő egységekből álló rácsháló segítségével mértem, majd statisztikailag értékeltem. Ezt követően összehasonlítottam az avarelhordás/bolygatás kísérlet és a diaspórabank vizsgálat eredményeit.

Összesen 4 fajt sikerült beazonosítanom, melyek közül leggyakoribb a *Pohlia nutans* volt, melyet az összes ismétlés tartalmazott. Gyakoriságában ettől jóval elmaradt a *Dicranella heteromalla*, a *Ceratodon purpureus* és *Atrichum undulatum* valamint egy faj genus-szinten (*Bryum* sp.). Az évelő *Atrichum undulatum* kivételével a többi faj első megtelepedő stratégiájú.

A két talajmélységből (0-5 és 5-10 cm) gyűjtött minták keltetési eredményei alapján megállapítható, hogy a felső humuszos és az alatta fekvő ásványi talajszint diaspórabank mennyiségében és fajkészletében készletében nincsen jelentős eltérés. Ebből kövezkezően a vizsgálati területen a felső 10 cm-es talajréteg fajkészlete gyakorlatilag azonos.

Az avarmentesített talajfelszín és propagulumank faji összetételében eltérés tapasztalható. A *Pohlia nutans* és az *Atrichum undulatum* mindkét mohaközösségben megjelent, addig a *Fissidens taxifolius,* a *Brachythecium rutabulum* és a *Bryum capillare* csak az erdei avarmentesített talajfelszíneken volt megfigyelhető. Csak a diaspórabank kísérletben detektáltam a *Dicranella heteromalla-t és a Ceratodon purpureus-t.* Az életstatégia típus szerint nincsen jelentős eltérés a két kísérletben azonosított fajok között. A talajfelszíni mohaasszociáció és diaspórabank fajkészlete közötti különbség arra enged következtetni, hogy avarelhordás/bolygatás kísérleti blokkok mohaközösségeinek kialakulása a kolonizáció és a csírázás együttes eredménye.

A fenti eredmények alapozó jellegűek is egyben a tudományterületre vonatkozóan, mivel hazánk erdőállományainak diaspórank-készletéről semmiféle ismertettel sem rendelkezünk.

5.3. BÜKKÖS ÉS LUCOS ÁLLOMÁNYOK MOHAKÖZÖSSÉGEINEK VIZSGÁLATA

A Soproni-hegység különböző pontjain 30-30 db, 30x30 m-es (nagy)kvadrátokat jelöltem ki lucos és bükkös állományokban. Állományonként további 5db, 1x1 m-es (kis)kvadrátot jelöltem ki véletlenszerűen. Ezekben a kis kvadrátokban mértem fel a talajon élő mohafajok borítási értékét. A nagy kvadrátokban külön mértem fel a talajlakó, a kéreglakó és korhadéklakó mohákat. Ezt követően összehasonlítottam a bükkös és lucos erdők mohaközösségeit mohaborításuk, fajdiverzításuk, és a fajok ökológiai mutatói alapján.

A Soproni-hegységben kijelölt 30-30 db bükkös és lucos állományok közelítőleg azonos termőhelyi feltételekkel rendelkeznek; a tengerszintfeletti magasság, a genetikai talajtípus, a termőréteg-vastagság, a fizikai féleség tekintetében csak kis eltérés mutatkozik a kétféle állomány között. Ugyanakkor jelentős az eltérés az állományok korát illetően.

Az 5 ismétléssel elvégzett mohaborításra vonatkozó t-próba azt az eredményt hozta, hogy összességében a bükkösök mohaborítása nagyságrendileg kétszerese a telepített lucosok mohaszintjének, ugyanakkor mindkét állománytípusban mért összborítás-érték csekély a felmért kvadrátok összterületéhez képest. Ez mellett megegyezik azon bükkös és lucos állományok aránya, melyekben nem sikerült mohaborítást kimutatnom. A bükkösökben kimutatott magasabb összborítás oka nem az összes bükkös kiegyenlített borításnagysága, hanem egyes állományok kiemelkedő értéke.

A bükkös állományok talajfelszínének mohaszintjében a *Hypnum cupressiforme* a legtömegesebb, melyet borításban a talajlakó *Atrichum undulatum* és a *Dicranella heteromalla* követnek. Az utóbbi fajtól borításában alig marad el a *Brachythecium velutinum*. Közelítőleg fele akkora borítással rendelkezik a *Polytrichum formosum* és a *Pohlia nutans*. Kis borítási értéket mutattak a következő fajok: *Ceratodon purpureus, Fissidens taxifolius, Bryum capillare, Herzogiella seligeri, Pleuridium subulatum, Plagiothecium curvifolium*.

Igen kevés értékkel a következő fajok rendelkeztek: *Lophocolea heterophylla, Bryum rubens, Plagiothecium laetum, Ditrichum cylindricum, Ditrichum pusillum*.

A lucosokban a kiemelkedő borítással a *Brachythecium velutinum* rendelkezik, ettől jóval elmarad a *Brachythecium rutabulum*, majd a közel fele akkora borítással a *Fissidens taxifolius* és a *Bryum capillare*. Ennél valamivel kevesebb borítást a *Scleropodium purum*, a *Hypnum cupressiforme*, és a *Dicranella heteromalla*, a *Fissidens bryoides* és a *Pohlia melanodon* mutat. Kis borítási értéket találtam a következő fajoknál: *Brachythecium salebrosum, Eurhynchium hians, Eurhynchium angustirete* és a *Herzogiella seligeri*.

Igen kevés értékkel következő fajok rendelkeztek: *Atrichum undulatum, Ditrichum pusillum, Plagiothecium denticulatum* és a *Ditrichum cylindricum*.

Az őshonos bükkös állományok mohaflórája összeségében gazdagabb a hasonló termőhelyekre telepített kultúr lucosokéhoz képest, bár a fajkészletben jelentős átfedés tapasztalható.

Ez alapján összesen 32 mohataxont sikerült azonosítani a bükkösök talajszintjéről. Bükkösök talajszintjének leggyakoribb mohái a *Dicranella heteromalla* és az *Atrichum undulatum*, ezt követi a *Pohlia nutans*.

A bükkös állományok epifiton mohaflórája viszonylag gazdag (összesen 25 taxon). Ezek közül kiemelkedően magas gyakoriságú a *Hypnum cupressiforme*, melytől jóval elmarad a *Radula complanata* és a *Brachythecium velutinum*, melyek gyakorisága még a felét sem éri el a *Hypnum cupressiforme* értékének. Mérsékelten gyakori a bükkösök jellemző faja a *Pteryginandrum filiforme* valamint a *Metzgeria furcata*. Kisebb értéket képvisel a *Plagiothecium laetum* és a *Platygyrium repens*.

A bükkös állományok holt faanyagáról összesen 18 mohataxont írtam le. Leggyakoribb a *Hypnum cupressiforme*, mely az állományok 90%-nál kimutatható erről az aljzattípusról. Gyakori korhadéklakó moha a *Brachythecium velutinum* és a *Herzogiella seligeri*, melyet a *Brachythecium rutabulum* követ. Mérsékelten gyakori bükkösök holt faanyagán a *Dicranum scoparium*, az *Amblystegium serpens*, a *Hypnum pallescens*, a *Lophocolea heterophylla* és a *Plagiothecium laetum*.

A vizsgált bükkös állományokból összesen 55 mohataxon jelenlétét sikerült kimutatni. Mindhárom aljzattípust figyelembe véve a leggyakoribb mohafaj egyértelműen a *Hypnum cupressiforme*. A *Brachythecium velutinum* gyakorisága valamelyest elmarad a fent említett fajtól. Az említett két fajnál nagyságrendileg ritkább a *Dicranella heteromalla* és az *Atrichum undulatum*, melyek azonos értékkel rendelkeznek, és kizárólag talajon fordulnak elő. Kevéssel marad el a *Pohlia nutans* gyakorisági értéke az előbb említett két mohától.

A telepített lucosok talajfelszínéről összesen 27 mohataxont sikerült regisztrálni A vizsgált állományok leggyakoribb talajlakó mohája a *Dicranella heteromalla*, mely a vizsgált kvadrátok több mint felében megtalálható volt. Szintén gyakori a *Brachythecium velutinum* és az *Atrichum undulatum*.

A lucosok epifiton fajkészlete szegényes. Leggyakoribb a *Hypnum cupressiforme*, ettől jóval elmarad a *Brachythecium velutinum*, a *Lophocolea heterophylla, a Dicranum montanum* és az *Ulota crispa* gyakorisága, melyeket csak egy-egy állományban azonosítottam.

19 taxont sikerült azonosítani lucosok holt faanyagról. A *Hynum cupressiforme-t* mindegyik állományban azonosítottam, magas gyakorisági értékkel rendelkezik még a fakorhadékhoz kötődő *Lophocolea heterophylla,* a *Herzogiella seligeri,* valamint a *Brachythecium rutabulum.*

A vizsgált lucos állományokban összesen 33 mohataxont sikerült azonosítani. A lucos állományok leggyakoribb mohája a *Hypnum cupressiforme,* ezt követi a *Brachythecium velutinum*, amely mindhárom aljzaton jelen van. Nagyságrendileg azonos a *Lophocolea heterophylla,* a *Herzogiella seligeri* valamint a *Brachythecium rutabulum* gyakorisága, melyek leggyakrabban holt faanyagon jelentek meg. A *Dicranella heteromalla* és az *Atrichum undulatum* kizárólag talajon van jelen és ott viszonylag gyakori.

Mindhárom aljzattípust figyelembe véve lucosokban és bükkösökben egyaránt a *Hypnum cupressiforme* leggyakoribb mohafaj.

Mindkét állományban sikerült a tájegységre nézve új taxonokat találni. Így bükkösökből mutattam ki a *Pleuridium subulatum,* az *Orthotrichum pallens,* az *Orthotrichum stramineum* és az *Orthotrichum striatum* fajokat*;* lucos állományból pedig a *Leucobryum junperoideum*-ot; valamint mindkét állományból a *Ditrichum cylindricum*, *Ditrichum pusillum* taxonokat.

A mohafajok veszélyeztetettségi státuszának megoszlása döntően hasonló eloszlást mutat a két állománytípusban. A bükkösökben közel kétszer nagyobb a kéreglakó mohafajok aránya, mint a lucosokban, mely kapcsolatban állhat azzal, hogy bükkösben jelentősebb a mérsékelten árnytűrők és a fényigényes fajok aránya. Minkét állománytípusban az intermedier fajok dominálnak, jelentős eltérés nincsen a két típus között. Bükkösökben valamivel magasabb az üde termőhelyet jelző fajok aránya, ugyanakkor az üde termőhelyet jelzők/nedvességigények kategóriához sorolandó fajok aránya közel kétszerese a lucosokban a bükkösökhöz képest. Lucos állományokban jelentősebb az erősen savanyúságjelző és savanyúságjelző közötti kategóriához tartozó fajok aránya, mely kapcsolatba hozható a lucosok tűavar miatt elsavanyodott felső talajszintjével.

5.4. DOKTORI TÉZISEK:

1. Az avarelhordás, az avarráhordás és a talajbolygatás kezelési módok közül az avarelhordás volt a legnagyobb hatással a mohák megjelenésére a Hidegvízvölgy Erdőrezervátumban.

2. Az avarráhordás kezelési mód semmiféle hatást sem gyakorol a mohaprezenciára.

3. Az avartakaró jelentősen gátolja a mohák növekedését, tehát az avarréteg negatív hatással van a mohák megjelenésére.

4. Az erdők lombavarjának felszínén nem jelenik meg mohaközösség.

5. A talaj bolygatása elősegíti a mohapropagulumok csírázását lomberdőkben.

6. Bolygatott és nem bolygatott talajfelszínek mohaközösségei eltérő időbeli dinamikával, borítással és fajkészlettel rendelkeznek lomberdei ökoszisztémákban.

7. A vizsgált erdőállományban a moha megjelenés és a vizsgált feltalajváltozók között nincsen összefüggés.

8. A vizsgált erdőállományban a moha megjelenés és záródásértékkel jellemzett fényérték között nincsen összefüggés.

9. A propagulumbank leggyakoribb faja a *Pohlia nutans*, ettől jóval elmarad *Dicranella heteromalla, Ceratodon purpureus, Atrichum undulatum*. és a *Bryum* sp. a Hidegvízvölgy Erdőrezervátum bükkösében.

10. A talajfelszíni mohaasszociáció és a propagulumbank fajkészlete nem azonos erdei ökoszisztémákban.

11. Az avarmentesített és bolygatott talajfelszínek mohaközösségeinek kialakulásában valószínűleg a kolonizáció és diaspórank egyaránt szerepet játszik.

12. A két talajszint (0-5 és 5-10 cm) spórabankjának mennyiségében és fajkészletében nincsen szignifikáns különbség a Hidegvízvölgy Erdőrezetvátum bükkösében. A felső 10 cm-nek moha-propagumbankja mennyiségében és fajkészletében közelítőleg azonosak.

13. A Soproni-hegység bükkösei és lucosai részben eltérő fajkészlettel rendelkeznek, valamint a bükkösök nagyobb mohaborítással és fajdiverzitással rendelkeznek a lucosokhoz képest.

14. Az őshonos bükkösök helyén végzett lucfenyő telepitések kedvezőtlen hatást gyakoroltak az élőhelyek mohadiverzítására a Soproni-hegységben

15. A Soproni-hegységi bükkösök talaján a *Hypnum cupressiforme,* lucosokban pedig a *Brachytecium velutinum* rendelkezik a legnagyobb borítással.

16. A Soproni-hegyvidéken bükköseinek és lucosainak leggyakoribb faja a *Hypnum cupressiforme* és a *Brachytecium velutinum.*

17. A soproni-hegységi bükkös és lucos erdőállományok közel fele nem rendelkezik érdemi mohaborítással, talajfelszínük mohaszintje gyakorlatilag hiányzik

18. Új mohataxonok a tájegységre a soproni-hegységi bükkösökből: *Pleuridium subulatum,* az *Orthotrichum pallens,* az *Orthotrichum stramineum, Orthotrichum striatum;* lucosokból: a *Leucobryum junperoideum*; a *Ditrichum cylindricum* és a *Ditrichum pusillum.*

6. Köszönetnyilvánítás

Kiemelt köszönettel tartozom Bidló András konzulensemnek és Ódor Péter tanácsadómnak a doktori munkám elkészítésében nyújtott mindennemű segítségükért. Köszönet illeti továbbá Hock Zsófiát a diaspórabank keltetés kísérlettel kapcsolatos hasznos tanácsaiért, Varga Zsófiát és Stark Miklósnét a labormunkákban nyújtott segítségükért, Németh Csabát az irodalmazásban nyújtott segítségért, Kovács Gábort a kutatási terület kiválasztásában nyújtott segítségért, Heil Bálintot hasznos tanácsaiért, Gál Jánost az erdészeti adattár adatainak közreadásáért, Kámán Orsolyát a kézirat átnézésért, valamint az NymE Termőhelyismerettani Intézetének valamennyi dolgozóját a kutatásom támogatásáért. Köszönettel tartozom Papp Beátának a határozásban nyújtott segítségéért, Bekéné Magyar Melindának az almásfüzitői Kulturális Központ klímás dolgozószobáért a meleg nyári napokon. Hálás köszönet feleségemnek és kislányomnak végtelen türelmükért és támogatásukért.

7. Felhasznált irodalom

AUDE, E. – EJRNAES, R. (2005): Bryophyte colonisation in experimental microcosms: the role of nutrients, defoliation and vascular vegetation. – Oikos 109: 323–330.

AUDE, E. – POULSEN, R. S. (2000): Influence of management on the species composition of epiphytic cryptogams in Danish *Fagus* forests. – Appl. Veg. Sci. 3: 81–88.

AUGUSTO, L. – DUPOUEY, J-L. – RANGER, J. (2003): Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. – Ann. For. Sci. 60: 823–831.

BAAR, J., KUYPER, T. W. (1998): Restoration of aboveground ectomycorrhizal Flora in stands of *Pinus sylvestris* (Scots pine) in the Netherlands by removal of litter and humus restoration. – Ecology 6: 227–237.

BAKKEN, S. (1994): Growth and nitrogen dynamics of *Dicranum majus* under two contrasting nitrogen deposition regimes. – Lindbergia 19: 63–72.

BARKMANN, J. J. (1958): Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. – Van Gorcum, Assen.

BARTHA, D. (2001): Veszélyeztetett erdőtársulások Magyarországon. – WWF Füzetek 18: 1–35.

BARTHA, D. – KEVEY, B. – MORSCHHAUSER, T. – PÓCS, T. (1995): Hazai erdőtársulásaink. – Tilia 1: 8–85.

BATES, J. W. (1992): Mineral nutrient acquisition and retention by bryophytes. – Journal of Bryology 17: 223–240.

BATES, J. W. (1994): Responses of the mosses *Brachythecium rutabulum* and *Pseudoscleropodium purum* to a mineral nutrient pulse. – Functional Ecology 8: 686–692.

BATES, J. W. (1997): Effects of intermittent desiccation on nutrient economy and growth of two ecologically contrasted mosses. – Annals of Botany 79: 299–309.

BERGAMINI, A. – PAULI, D. (2001): Effects of increased nutrient supply on bryophytes in montane calcareous fens. – J. Bryol. 23: 331–339.

BERGAMINI, A. – PAULI, D. – PEINTINGER, M. – SCHMID, B. (2001): Relationships between productivity, number of shoots and number of species in bryophytes and vascular plants. – J. Ecol. 89: 920–929.

BELLÉR, P. (1997): Talajvizsgálati módszerek. – Egyetemi jegyzet, Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Termőhelyismerettani Tanszék, Sopron, 118 p.

BIDLÓ, A. (1993): Kutatási jelentés (Asztalfő-projekt) 1992–1993. – Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Termőhelyismerettani Tanszék, Sopron, 45 p.

BISANG, I. (1995): The diaspore bank of hornworts (Anthocerotae, Bryophyta) and its role in the maintenance of populations in cultivated Welds. – Cryptogam Helv. 18: 107–116.

BISANG, I. (1996): Quantitative analysis of the diaspore banks of bryophytes and ferns in cultivated fields in Switzerland. – Lindbergia 21: 20–99.

BOROS, Á. (1944): Adatok a vendvidéki erdei fenyvesek és tőzegmohalápok növényzetének ismeretéhez. – 41(3-5): 96–101.

BOROS, Á. (1953): A Gerecse hegység növényföldrajza. – Földrajzi Értesítő 2: 470–484.

BOROS, Á. (1959): A Mezőföld növényföldrajza. – In: ÁDÁM, L. – MAROSI, S. – SZILÁRD, J. (szerk.): A Mezőföld természeti földrajza. – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 365–383.

BOROS, Á. (1964): Mohák. – In: SOÓ, R. (szerk.): A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 353–510.

BOROS, Á. (1968): Bryogeographie und Bryoflora Ungarns. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 466 p.

BÖLÖNI, J. – MOLNÁR, ZS. – KUN, A. (szerk., 2011): Magyarország Élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011. – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 p.

BROWN, D. H. (1982): Mineral nutrition. – In: SMITH A. J. E. (ed.) Bryophyte ecology. London: Chapman & Hall, pp. 383–444.

BRUNET, J. – FRITZ, Ö. – RICHNAU, G. (2010): Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. – Ecological Bulletins 53: 77–94.

CANERS, R. T. – MACDONALD, S. E. – BELLAND, R. J. (2009): Recolonization potential of bryophyte diaspore banks in harvested boreal mixed-wood forest. – Plant Ecol. 204: 55–68.

CHANETON, E. J. – FACELLI, J. M. (1991): Disturbance effects on plant community diversity: spatial scales and dominance hierarhies. – Vegetatio 93: 143–155.

CHRISTOFFOLETI, P. J. – CAETANO, R. S. X. (1998): Soil seed banks. – Scientia agricola 55: 74–78.

CHYTRY, M. – SEDLLÁKOVÁ, É. – TICHY, L. (2001): Species richness and species turnover in a successional heathland. – Applied Vegetation Science 4: 89–96.

CLAUSEN, E. (1964): The tolerance of hepatics to dessication and temperature. – Bryologist 67: 411–422.

CSONTOS, P. (2001). A természetes magbank kutatásának módszerei. – Synbiologia Hungarica 4: 11–72.

DEBRECZY, ZS. (1968): A mohafajok szerepe a Balatonfelvidék egy területének vegetációs szukcessziójában. – Fragmenta Botanica 6(1-4): 59 –66.

DE VRIES, B. W. L. – JANSEN, E. – VAN DOBBEN, H. F. – KUYPER, T. W. (1995): Partial restoration of fungal and plant species diversity by removal of litter and humus layers in stands of Scots pine in the Netherlands. – Biodiversity and Conservation 4: 156–164.

DÖVÉNYI Z. (ed., 2010): Magyarország kistájainak katasztere. – MTA, Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 p.

DURING, H. J. (1979): Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. – Lindbergia 5: 2–18.

DURING, H. J. (1997): Bryophyte diaspore banks. – Advances in Bryology 6: 103–134.

DURING, H. J. (2001): Diaspore banks. – The Bryologist 104(1): 92–97.

DURING, H. J. – TER HORST B. (1983): The diaspore bank of bryophytes and ferns in chalk grassland. – Lindbergia 9: 57–64.

DURING, H. J. – VAN TOOREN, B.F. (1987): Recent developments in bryophyte population ecology. – Tree 2(4): 89–93.

DYNESIUS, M. – HYLANDER, K. (2007): Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forests. – Biological Conservation 135: 423–434.

DZWONKO, Z. – GAWROŃSKI, S. (2002): Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. – Biological Conservation 106: 389–398.

ENGLUND, S. R. – O'BRIEN, J. J. – CLARK, D. B. (2000): Evaluation of digital and film hemispherical photography and spherical densiometry for measuring forest light environments. – Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere 30: 1999 – 2005.

ELLENBERG, H. – WEBER, H.E. – DÜLL, R. – VOLKMAR, W. – WERNER, W. – PAULIBEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica 18: 3–248.

ESSEEN, P. A. – EHNSTRÖM, B. – ERICSON, L. – SJÖBERG, K. (1997): Boreal forests. – Ecological Bulletin 46: 16–47.

FARMER, A. M. – BATES, J. W. – BELL, J. N. B. (1992): Ecophysiological effects of acid rain on bryophytes and lichens.. – In: BATES, J. W. – FARMER, A. M. (eds.): Bryophytes and lichens in a changing environment. – Clarendon Press, Oxford, pp. 286–313.

FENTON, N. J. – FREGO, K. A. – SIMS, M. R. (2003): Changes in forest floor bryophyte (moss and liverwort) communities 4 years after forest harvest – Can. J. Bot. 81: 714–731.

FÖLDES, S. (1955): A túlzott fenyvesítésről. – Erdészeti Lapok (5): 204–207.

FRAHM, J. P. (2012): The phytogeography of European bryophytes. – Botanica Serbica 36(1): 23–36.

FREGO, K. A. – CARLETON, T. J. (1995): Microsite conditions and spatial pattern in a boreal bryophyte community. – Canadian Journal of Botany 73: 544–551.

FRIEDEL, A. – OHEIMB; G. V. – DENGLER, J. – HARDTLE, W. (2006): Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. – Feddes Repert. 177: 172–185.

FÜLÖP, J. (1990): Magyarország geológiája (Paleozoikum I.). – Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 325 p.

GABRIEL, R. – BATES, J. W. (2003): Responses of photosynthesis to irradiance in bryophytes of the Azores laurel forest. – Journal of Bryology 25: 101–105.

GÁLHIDY, L. (2008): Az aljnövényzet fajösszetételének és tömegességének változásai középhegységi bükkösök mesterséges és széldöntés nyomán létrejövő lékjeiben. – Doktori értekezés, ELTE TTK, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 79 p.

GRIME, J. P. (1979): Plant Strategies and Vegetation Processes. – J. Wiley, Chichester, 222 p.

GUSTAFSSON, L. – FISKESJOE, A. – HALLINGBÄCK, T. – INGELÖG, T. – PETTERSSON, B. (1992): Semi-natural deciduous broadleaved woods in southern Sweden – habitatfactors of importance to some bryophyte species. – Biol. Conserv. 59: 175–181.

HÁJKOVÁ P. – HÁJEK M. (2003): Species richness and above ground biomass of poor and calcareous spring fens in the flysch West Carpathians, and their relationships to water and soil chemistry. – Preslia 75: 271–287.

HARPER, J. L. (1977): Population biology of plants. – Academic Press, London.

HASSE, T. – DANIËLS, F. J. A. (2006): Species responses to experimentally induced habitat changes in a *Corynephorus* grassland. – Journal of Vegetation Science 17: 135–146.

HEINLEN, E. R. – VITT, D.H. (2003): Patterns of rarity in mosses of the Okanogan Highlands of Washington State: an emerging coarse filter approach to rare moss conservation. – Bryologist 106: 34–52.

HERBEN, T. – WAGNEROVÁ, M. (2004): Effects of bryophyte removal and fertilization on established plants in a mountain grassland: changes of a fine-scale spatial pattern. – Lindbergia 29: 33–39.

HOCK, ZS. (2003): A kriptogám diaspórabank vizsgálata dolomit sziklagyepekben. – Diplomadolgozat, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest.

HOCK, ZS. – SZÖVÉNYI, P. – TÓTH, Z. (2004): Seasonal variation in the bryophyte diaspore bank of open grassland on dolomite rock. – Journal of Bryology 26: 285–292.

HOCK, ZS. (2007): Propagule banks in bryophytes and ferns: Dynamics, genetic composition and the role of the life history. – PhD. thesis, University of Zürich, Zürich, Switzerland.

HOCK, ZS. – SZÖVÉNYI, P. – SCHNELLER, J. J. – TÓTH, Z. – URMI, E. (2008): Bryophyte diaspore bank: a genetic memory? Genetic structure and genetic diverzity of surface populations and diaspore bank in the liverwort *Mannia fragrans* (Aytoniaceae). American Journal of Botany 95(5): 542–548.

HUMPHREY, J. – FERRIS, R. – JUKES, M. – PEACE, A. (2000): Biodiversity in Planted Forests. – manuscript, 10. p.

HUMPHREY, J. W. – DAVEY, S. – PEACE, A. J. – FERRIS, R. – HARDING, K. (2002): Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. – Biological Conservation 107: 165–180.

HUNTLEY, B. – BAXTER, R. – LEWTHWAITE, K. J. – WILLIS, S. G. – ADAMSON, J. K. (1998): Vegetation responses to local climatic changes induced by a water-storage reservoir. – Global Ecol. Biog. Lett. 7: 241–257.

HYLANDER, K. – DYNESIUS, M. (2006): Causes of the large variation in bryophyte species richness and composition among boreal streamside forests. – Journal of Vegetation Science 17: 333–346.

JONSSON, B. (1993): The bryophyte diaspore bank and its role after small-scale disturbance in a boreal forest. – Journal of Vegetation Science 4: 819–826.

JONSSON, B. – ESSEEN, P-A. (1998): Plant colonisation in small forest floor patches: importance of plant group and disturbance traits. – Ecography 21: 518–526.

KIMMERER, R. W. (2005): Patterns of dispersal and establishment of bryophytes colonizing natural and experimental treefall mounds in northern hardwood forests. – The Bryologist 108: 391–401.

KIRÁLY, G. (ed., 2004): A Soproni-hegység edényes flórája. – Flora Pannonica 2(1): 1 –89.

KIRÁLY, G. (2006): ERDŐ+h+á+l+ó létesítése a Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum magterületén és a védőzóna kiválasztott területein. – MTA ÖBKI. Kutatási jelentés, p. 3+1 térképmelléklet.

KIRÁLY, I. – NASCIMBENE, J. – TINYA, F. – ÓDOR, P. (2013): Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. – Biodiversity and Conservation 22(1): 209 –223.

KEVEY, B. (2008): Magyarország erdőtársulásai. – Tilia 14: 11–487.

KOVÁCS, G. – HEIL, B. – ILLÉS, G. – BIDLÓ, A. (2007): Soproni Hidegvízvölgy Erdőrezervátum talajviszonyai és ökológiai jellemzése. – Talajtani vándorgyűlés, 2006.08.23-25., Sopron, Talajvédelem (különszám) pp. 215–222.

KÖVENDI-JAKÓ, A. (2012): A moha-propagulumbank ökológia szerepe. – Szakdolgozat, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék, Budapest, 51 p.

LAAKA-LINDBERG, S. – KORPELAINEN, H. – POHJAMO, M. (2003): Dispersal of asexual propagules in bryophytes. – Journal of the Hattori Botanical Laboratory 93: 319–330.

ŁASKA, G. (2001): The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. – Plant Ecology 157: 77–99.

LEMMON, P. E. (1956): A spherical densiometer for estimating forest overstory density. – Forest Science 2: 314–320.

LIMPENS, J. – TOMASSEN, H. B. M. – BERENDSE, F. (2003): Expansion of *Sphagnum fallax* in bogs: striking the balance between N and P availability. – Journal of Bryology, 25: 83–90.

LLORET, F. (1994): Gap colonization by mosses on a forest floor: an experimental approach. – Lindbergia 19: 122–128.

LONGTON, R. E. (1984): The role of bryophytes in terrestrial ecosystems. – J. Hatt. Bot. Lab. 55: 147–163.

LÖNNEL, N. (2011): Wind dispersal of spores with focus of bryophytes. – Plants & Ecology 3., Stockholm, 37 p.

MACIEL-SILVA, A.S. – VÁLIO I.F.M. – RYDIN H. (2012). Diaspore bank of bryophytes in tropical rain forest: the importance of breeding system, phylum and microhabitat. – Oecologia 168: 321–333.

MICKIEWICZ, J. (1976): Influence of mineral fertilization on the biomass of moss. – Pol. Ecol. Stud. 2: 57–62.

MÁRIALIGETI, S. (2007): Faállomány- és egyéb környezeti változók hatása a mohavegetációra az őrségi erdőkben. – Szakdolgozat, ELTE TTK, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 54 p.

MÁRIALIGETI, S. – NÉMETH B. – TINYA F. – ÓDOR P. (2009): The effects of stand structure on ground-floor bryophyte assemblages in temperate mixed forests. – Biodivers Conserv 18: 2223–2241.

MARTÍNEZ, M. L. – MAUN, M. A. (1999): Responses of dune mosses to experimental burial by sand under natural and greenhouse conditions. – Plant Ecology 145: 209–219.

MITSCHERLICH, G. (1955): Untersuchungen über das Wachstum der Kiefer in Baden. 2. Teil: Die Streunutzung- und Düngungsversuche. – Allgemeine Forst und Jagdzeitung 126: 193–204.

MIHÓK, B. (2007): Lékek fénymintázata és növényzeti regenerációja bükkös állományokban. – Doktori értekezés, ELTE TTK, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 144 p.

MILLS, S.E. – MACDONALD, S.E. (2004): Predictors of moss and liverwort species diversity of microsites in coniferdominated boreal forest. – Journal of Vegetation Science 15: 189–198.

MILLS, S. E. – MACDONALD, S. E. (2005): Factors influencing bryophyte assemblage at different scales in the Western Canadian boreal forest. – The Bryologist 108(1): 86–100.

MOE, B. – BOTNEN, A. (2000): Epiphytic vegetation on pollarded trunks of Fraxinus excelsior in four different habitats at Grinde, Leikanger, western Norway. – Plant Ecology 151: 143–159.

MOLONEY, K.A. – LEVIN, S.A. (1996): The effects of disturbance architecture on landscape-level population dynamics. – Ecology 77: 375–394.

NÉMETH, CS. (2008): Adatok a Súri-Bakonyalja, a Bakony és a Vértes mohaflórájához. – Flora Pannonica 6: 79–87.

ÓDOR, P. (2000): Kékes Észak Erdőrezervátum mohaflórája és mohavegetációjának jellemzése. – Kitaibelia 5: 115–123.

ÓDOR, P. – SZURDOKI, E. – TÓTH, Z. (2002): Az Őrség és a Vendvidék főbb élőhelyeinek moha-vegetációja és flórája. – Kanitzia 10: 15–60.

ÓDOR, P. – STANDOVÁR, T. (2001): Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. – Ecol. Bull. 49: 219–229.

ÓDOR, P. – VAN HEES, A. F. M. (2004): Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. – J. Bryol. 26: 79–95.

ÓDOR, P. – HEILMANN-CLAUSEN, J. – CHRISTENSEN, M. – AUDE, E. – VAN DORT, K. W. – PILTAVER, A. – SILLER, I. – VEERKAMP, M.T. – WALLEYN, R. – STANDOVÁR, T., VAN HEES, A. F. M. – KOSEC, J. – MATOCEC, N. – KRAIGHER, H. – GREBENC, T. (2006): Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. – Biol. Conserv. 131: 58–71.

ÓDOR, P. – VIRÁGH K. – BOTTA-DUKÁT Z. – OBORNY B. – MAGYAR G. – ALTBÄCKER V. (2007): Időigény – a közösségek dinamikája. – In: PÁSZTOR, E. – OBORNY, B. (eds.): Ökológia. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 284–311.

ORBÁN S. (1982): A magyarországi mohák stratégiái és T, W, R értékei. – Acta Academiae Paedagogicae Agriensis 17: 755–765.

ORBÁN, S. (1995): Mohák szerepe az erdei társulásokban, társulások értékelése mohaflórájuk alapján. – Tilia 1: 185 –198.

ORBÁN S. – VAJDA L. (1983): Magyarország mohaflórájának kézikönyve. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 518 p.

ORBÁN, S. – PÉNZESNÉ KÓNYA, E. – SASS-GYARMATI, A. (2009): Radiolarit és agyagpala alapkőzeten kialakult acidofil erdőtársulások kriptogám vegetációjának leírása a Bükk-hegységből. – Acta Academiae Paedagogicae Agriensis 36: 3–20.

PAPP B. – ERZBERGER, P. – ÓDOR P. – HOCK ZS. – SZÖVÉNYI P. – SZURDOKI E. – TÓTH Z. (2010): Updated checklist and redlist of hungarian bryophytes. – Studia botanica hungarica 41: 31–59.

PEINTINGER, M. – BERGAMINI, A. (2006): Community structure and diversity of bryophytes and vascular plants in abandoned fen meadows. – Plant Ecology 185: 1–17.

PETERSON, J. E. (1999): The effect of forest harvest on bryophyte recolonisation in a mixed forest in new Brunswick. – Msc. Degreework, The University of New Brunswick, 145 p.

PICKETT, S. T. A. – WHITE, P. S. (eds. 1985): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. – Academic Press. Orlando, Florida.

PHARO, E. J. – BEATTIE, A. J. (2002): The association between substrate variability and bryophyte and lichen diversity in eastern Australian forests. – Bryologist 105: 11–26.

PÓCS, T. – DOMONKOSNÉ-NAGY, É. – PÓCSNÉ-GELENCSÉR, I. – VIDA G. (1958): Vegetationsstundien im Őrség. – Budapest, Akadémiai Kiadó, 124 p.+Mellékletek és térképek.

PODANI, J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. – Scientia Kiadó, Budapest, 412 p.

PROCTOR, M. C. F. (1982): Physiological ecology: water relations, light and temperature responses, carbon balance. – In: SMITH, A.J.E. (ed.): Bryophyte ecology. – Chapman and Hall, London-New York, pp. 333–382.

RINCON, E. (1988). The effect of herbaceous litter on bryophyte growth. – Journal of Bryology 15: 209–217.

RYDGREN, K. – ØAKLAND, R. H. – HESTMARK, G. (2004): Disturbance severity and community resilience in a boreal forest. – Ecology 85(7): 1906–1915.

SCHOFIELD, W. B. (1985) Introduction to bryology. – Macmillan Publishing Company New York, Collier Macmillan Publuishers London.

SIMON, T. (1970): Bryocönológiai és ökológiai adatok a Zempléni-hegységből. – Botanikai Közlemények 57: 31–43.

SIMON, T. (1971): Mohagazdag szilikát-szikla gyepek a Zempléni-hegységben. – Botanikai Közlemények 58: 33 –45.

SIMON, T. – SZERÉNYI, G. (1975): Moss ecological investigation in the forest-steppe associatoins of the IBP-area at Csévharaszt. – Acta Botanica Academiae Scientarum Hungaricae 21(1-2): 117–136.

SHAW, A. J. – GOFFINET, B. (eds. 2009): Bryophyte Bryology. – Cambridge University Press. Cambridge, 565 p.

SMITH A. J. E. (ed., 1982): Bryophyte ecology. – London: Chapman & Hall.

SMITH, A. J. E. (2004): The mossflora of Britain and Ireland. – Cambridge University Press, Cambridge, 1012. p.

SOKAL, R. R. – ROHLF, F. J. (1995): Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. – Freeman and Company, New York, 888 p.

SÖDERSTRÖM, L. (1988): The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old and a managed forest stand in northeast Sweden. – Biol. Conserv. 45: 169–178.

STANDOVÁR, T. – PRIMACK, R. B. (2001): A természetvédelmi biológia alapjai. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, p. 542.

STANDOVÁR, T. – ÓDOR, P. – ASZALÓS, R. – GÁLHIDY, L. (2006): Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. – Community Ecology 7: 199–209.

STARTSEV, N. – LEFFERS, V. J. – LANDHAUSSER, S. M. (2008): Effects of leaf litter on the growth of boreal feather mosses: Implication for forest floor development. – Journal of Vegetation Science 19: 253–260.

STEFANOVITS, P. – FILEP, GY. – FÜLEKY, GY. (1999): Talajtan. – Mezőgazda Kiadó, Budapest. 470 p.

STRAZDIŅA, L. (2010): Bryophyte community composition on an island of Lake Cieceres, Latvia: dependence on forest stand and substrate properties. – Environmental and Experimental Biology 8: 49–58.

SUNDBERG, S. – RYDIN, H. (2000): Experimental evidence for a persistent spore bank in *Sphagnum*. – New Phytologist 148: 105–116.

SZÖVÉNYI P. – GALAMBOS I. – HOCK ZS. (2001): A Soproni-hegység mohaflórája. – Tilia 10: 5–180.

SZŰCS P. (2007): Dunaalmás és Neszmély környékének mohaflórája. – Botanikai Közlemények 94(1-2): 91–115.

SZŰCS P. (2008): A Bockerek-erdő mohái. – In: BARTHA D – VIDÉKI R. (szerk.): A Bockerek-erdő. – Nyírerdő Nyírségi Erdészeti Zrt., Nyíregyháza – Sopron, pp. 99–103.

SZŰCS P. – SZMORAD F. (2009): Ergänzungen zur Moosflora des Ödenburger Gebirges (Kiegészítések a Soproni-hegység mohaflórájához). – Flora Pannonica 7: 61–72.

SZŰCS P. – BIDLÓ A. (2012): A *Diplophyllum albicans* (L.) Dumort. előfordulása és termőhelye a Soproni-hegységben (Kiegészítések a Soproni-hegység mohaflórájához II). – Akutális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében IX. országos konferencia összefoglalói, Kitaibelia 17(1): 146.

TAODA, H. (1988): Succession of *Pinus thunbergii* forest on coastal dunes, Hitotsuba Coast, Kyushu, Japan. – Hikobia 10: 119–128.

TINYA, F. – MÁRIALIGETI, S. – KIRÁLY, I. – NÉMETH, B. – ÓDOR, P. (2009): The effect of light conditions on herbs, bryophytes and seedlings of temperate mixed forests in Őrség, Western Hungary. – Plant Ecology 204: 69–81.

THOMPSON, K. (2000): The functional ecology of soil seed banks. – In: FENNER, M. (ed.) Seeds: the ecology of regeneration in plant communities. CAB International, Wallingford, pp. 215–235.

van TOOREN, B.F. – ODÉ, B. – DURING, H.J. – BOBBINK, R. (1990): Regeneration of species richness in the bryophyte layer of Dutch chalk grasslands. – Lindbergia 16: 153–160.

VANDERPOORTEN, A. – GOFFINET, B. (2009): Introduction to bryophytes. – Cambridge University Press, Cambridge–New York, 303 p.

VIRTANEN, R. – JOHNSTON, A.E. – CRAWLEY M. J. – EDWARDS, G. R. (2000): Bryophyte biomass and species richness on the Park Grass Experiment, Rothamsted, UK. – Plant Ecology 151(2): 129–141.

VLEESHOUWERS, L. M. – BOUWMEESTER, H. J., KARSSEN, C. M. (1995): Redefining seed dormancy: an attempt to integrate physiology and ecology. – Journal of Ecology 83: 1031–1037.

WHEELER, B. D. – GILLER, K. E. (1982): Species richness of herbaceous fen vegetation in Broadland, Norfolk in relation to the quantity of above-ground plant material. – Journal of Ecology 70: 179–200.

WILKE, B. – BOGENRIEDER, A. – WILMANNS, O. (1993): Differenzierte Streuverteilung im Walde, ihre Ursachen und Folgen. – Phytocoenologia 23: 129–155.