



**CSERES-TÖLGYES ERDŐK (SÍKFŐKÚT PROJEKT ÉS VÁR-
HEGY) LÁGYSZÁRÚ NÖVÉNYZET ÉS MAGKÉSZLET
VIZSGÁLATA**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Koncz Gábor

témavezető neve:

Dr. Papp Mária

egyetemi docens

Dr. Tóthmérész Béla

egyetemi tanár, az MTA doktora

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2013.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Juhász-nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2013.

*.....
Koncz Gábor*

Tanúsítom, hogy Koncz Gábor doktorjelölt 2007-2010 között a fent megnevezett Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2013.

*.....
Dr. Papp Mária*

Tanúsítom, hogy Koncz Gábor doktorjelölt 2007-2010 között a fent megnevezett Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2013.

*.....
Dr. Tóthmérész Béla*

A doktori értekezés betétlapja

CSERES-TÖLGYES ERDŐK (SÍKFŐKÚT PROJEKT ÉS VÁR- HEGY) LÁGYSZÁRÚ NÖVÉNYZET ÉS MAGKÉSZLET VIZSGÁLATA

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a **Környezettudomány** tudományágban
Írta: **Koncz Gábor** okleveles biológus-ökológus

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál doktori iskolája**
(**Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja) keretében

Témavezetők:
Dr. Tóthmérész Béla
Dr. Papp Mária

A doktori szigorlati bizottság:
elnök:
tagok:
.....

A doktori szigorlat időpontja: 2011. november 11.

Az értekezés bírálói:
.....
.....

A bírálóbizottság:
elnök:
tagok:
.....
.....
.....

Az értekezés védésének időpontja: 2013.

Tartalomjegyzék

Bevezetés és célkitűzés	8
1. Irodalmi áttekintés	10
1.1. Cseres-tölgyes erdők aljnövényzetének jelentősége és vizsgálata	10
1.2. Erdőrezervátumok története és jelentősége	11
1.3. A magkészlet	12
1.4. A magkészlet kutatásának története, erdők magkészlete	12
1.5. A magkészletet befolyásoló tényezők	14
1.6. Magkészlet tipizálás	16
2. Anyag és módszer	19
2.1. A vizsgált területek bemutatása, a lágyszárú vegetáció felmérésének módszerei	19
2.1.1. A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő bemutatása	19
2.1.2. A Vár-hegy Erdőrezervátum bemutatása	20
2.2. A magkészletvizsgálatok módszere	20
2.2.1. Mintavétel	20
2.2.2. Csíráztatás	21
2.3. Adatfeldolgozás	23
3. Eredmények	25
3.1. A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő lágyszárú aljnövényzete és magkészlete az „A” negyedhektárban	25
3.1.1. A földfeletti lágyszárú vegetáció változása (1973-2006)	25
3.1.2. A magkészlet	31
3.1.3. A lágyszárú növényzet és a magkészlet összevetése	35
3.2. A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő „D” negyedhektárának lágyszárú vegetációja és magkészlete (2008)	38
3.2.1. A földfeletti lágyszárú vegetáció	38
3.2.2. A magkészlet	41
3.2.3. A lágyszárú növényzet és magkészlet összevetése	46
3.3. A Vár-hegy Erdőrezervátum lágyszárú vegetációja és magkészlete (2008)	49
3.3.1. A földfeletti lágyszárú vegetáció	49
3.3.2. A magkészlet	52
3.3.3. A lágyszárú növényzet és a magkészlet összevetése	56

3.4. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárának és a Vár-hegy Erdőrezervátum lágyszárú növényzetének és magkészletének összehasonlítása	59
3.4.1. A földfeletti lágyszárú vegetáció	59
3.4.2. A magkészlet.....	60
3.5. A fajok besorolása magkészlet típusokba.....	61
4. Értékelés	62
4.1. A síkfőkúti és vár-hegyi erdő lágyszárú vegetációja	62
4.2. A síkfőkúti és vár-hegyi erdő magkészletének sűrűsége és fajszáma	64
4.3. A síkfőkúti és vár-hegyi erdő magkészletének fajösszetétele	65
4.4. A síkfőkúti és vár-hegyi erdő lágyszárú vegetációja és magkészlete közötti hasonlóság.....	67
5. Összefoglalás.....	70
6. Summary	75
6.1. Herb layer and seed bank of the Síkfőkút forest “A” quarter-hectare (1973-2006)	75
6.2. Herb vegetation and seed bank of the “D” quarter-hectare of Síkfőkút forest (2008).....	78
6.3. Herb layer and seed bank of Vár-hill Forest Reserve (2008)	79
6.4. Classification of species into seed bank types	80
7. Köszönetnyilvánítás	81
8. Irodalom	82

Bevezetés és célkitűzés

Hazánkban a legkiterjedtebb klímazonális erdőtársulás a cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*), amely a természetközeli erdőtársulásaink területének több mint negyedét adja (Jakucs 1973, Bölöni 2001). Ezért esett erre az erdőtársulásra a választás, amikor 1972-ben megalapították az ország első erdei ökológiai kutatóállomását az IBP (International Biological Program) keretében. A Bükk hegység déli lábánál lévő kutatóállomás Síkfőkút Project néven vált ismertté, amelynek célkitűzése a cseres-tölgyes erdőtársulás ökológiai megközelítésű megismerése. Az Eger és Síkfőkút üdülőfalu között fekvő állomány a Szöllöskei-erdő Természetvédelmi Terület része.

Az erdő-ökoszisztéma kutatás az erdő szintenkénti struktúrájának megismerésével kezdődött 1972-ben. Az alapítás óta eltelt csaknem négy évtized alatt az erdő fás szintjei jelentősen átalakultak. A 80-as években lezajlott tölgypusztulás eredményeképp a kocsánytalan tölgy egyedek csaknem kétharmada kipusztult az alaphektárból. Ezt követően a fapusztulások után keletkezett lécekben *Acer campestre*, *Acer tataricum*, *Crataegus monogyna*, *Quercus petraea* és *Quercus cerris* egyedei jutottak fel a lombkoronaszintbe, kialakítva ezzel egy második lombkoronaszintet (Kotroczó et al. 2008, Krakomperger et al. 2008). Párhuzamosan a cserjeszint borítása is duplájára emelkedett (Kárász 2001). Ezek változások hatással voltak a lágyszárú szintre is (Koncz et al. 2010, 2011). Az erdő lágyszárú szintjének első felmérése a fajösszetételt és a tömegességi viszonyokat tekintve 1973-ban történt, majd ezt követően a felméréseket megismételték a hosszú-távú monitorozások feltételeinek megfelelően. Az erdő lágyszárú szintjének első felmérése a fajösszetételt és a tömegességi viszonyokat tekintve 1973-ban történt, majd ezt követően a felméréseket megismételték a hosszú-távú monitorozások feltételeinek megfelelően (Jakucs 1985). A lágyszárú szint vizsgálatát 2006-ban magkészlet vizsgálatokkal egészítettük ki. A lágyszárú növényzetről ugyanis mindaddig hiányosak az ismereteink, amíg az ivaros életciklusok kitaró és szaporító képleteiről, köztük a magokról, azok mennyiségi viszonyairól nincsen ismeretünk egy adott területen (Csontos 1994, 1996b). Ezek az összefoglalóan propagulumoknak nevezettdiaspórák (tehát lehetnek termések is) a talajon gyűlnek össze, majd

bekerülnek a talajba. A talajban felhalmozódott magvak megismerésének folyamata a talaj magkészlet vizsgálatát jelenti.

Miután ismertté vált a Síkfőkút Projekt egy részének magkészlete, vizsgálatainkat az összehasonlításhoz kiterjesztettük a Vár-hegy Erdőrezervátum cseres-tölgyes állományára és a síkfőkúti erdő egy másik negyedhektárára. A lágyszárú növényzet múltjának és jelenének összevetése a talaj magkészletével további információkat nyújthat az erdő lágyszárú szintjének sajátosságairól és viselkedéséről. Ennek megfelelően következő kérdésekre kerestük a választ:

- Hogyan változott a síkfőkúti „A” negyedhektár földfeletti lágyszárú vegetációja 1973 és 2006 között?
- Milyen borítású, fajszámú és fajösszetételű az egyes területek lágyszárú vegetációja?
- Milyen sűrű és milyen faji összetételű a lágyszárú szint magkészlete?
- Milyen a magvak vertikális eloszlása?
- Milyen az egyes fajok magvainak az életképessége?
- Milyen mértékű a hasonlóság az aktuális és a korábbi évek földfeletti vegetációja és a magkészlet között?
- Miben különbözik Vár-hegy Erdőrezervátum lágyszárú aljnövényzete és magkészlete a síkfőkúti erdőétől?

1. Irodalmi áttekintés

1.1. Cseres-tölgyes erdők aljnövényzetének jelentősége és vizsgálata

A cseres-tölgyes erdők különböző módon felújított, nevelt és használt állományai, irtásterületei, sokszínű képet mutatnak (Csontos 1996b). A széles elterjedés miatt, valamint mivel termőhelyeik napjainkban is az erdőgazdálkodás fő színterei, a hosszú időn át nem, vagy alig háborított állományok vizsgálati eredményei hozzájárulhatnak a természetszerű erdőművelés szélesebb körű alkalmazásához, ezzel a természetvédelmi feladatok tölgyesekre vonatkozó célkitűzéseinek sikereesebb megvalósításához (Jakucs 1973, Hotváth et al. 2001, Mázsa et al. 2002).

A cseres-tölgyesek többsége sarjasztott, homogén korstruktúrájú állomány, amelyekben a rendszeres cserjetisztítás is általános. Ezért ezek az állományok dús lágyszárú szinttel rendelkeznek. Ahol a cserjeszintet nem tisztították, mint a síkfőkúti erdőben, ott a lágyszárú szint a fényviszonyoknak megfelelően kisebb borítású (Koncz et al. 2010, 2011). A sűrűsödő cserjeszint megváltoztatja az erdő alsó szintjének fényklímáját, ezáltal erős stressz-szituációnak teszi ki a lágyszárú szintet (Csontos 1996b).

A biodiverzitás fontosságát erdőkben, beleértve a lágyszárú növényzet biodiverzitását, számos szerző hangsúlyozza (Bachmann et al. 1996, Boyle & Boontawee 1995, Standovár 1988, Cserép et al. 1991). A hosszú ideje tartó erdészeti kezelés, gazdasági hasznosítás a diverzitás csökkenéséhez vezet (Paillet 2010a,b). Európai erdőállományokban, ahol a gazdálkodás évszázadok óta formálja az erdőket, a fás növények indikációs szerepe háttérbe szorult. Ugyanakkor a lágyszárúak, gyors alkalmazkodó képességükkel még mindig alkalmasak indikációra, amit mutat, hogy az erdők tipizálására mai napig lágyszárú növényfajokat használnak mind a botanikai irodalomban, mind az erdészeti gyakorlatban. A lágyszárú növényzet változása jól kifejezi a hosszú távú adaptáció folyamatát a környezethez, de érzékeny az erdészeti beavatkozásokra is (Standovár 1988,

Standovár & Rajkai 1994). Mivel a lágyszárú szint a legérzékenyebb indikátora az erdőkben végbemenő természetes változásoknak és zavarásoknak is, struktúrájának és dinamikájának ismerete kiemelt fontosságú.

1.2. Erdőrezervátumok története és jelentősége

Magyarország területének nagyjából 80 %-át borították erdők a honfoglalás idején becslések szerint, ami az első világháború után már csak 11 %-ot tett ki (Zólyomi 1989). Ugyanakkor a második világháború után jelentős erdőtelepítések történtek (Holdampf 1992). Ennek eredménye, hogy napjainkban az ország 19%-át borítják erdők, melynek csupán 6-7 %-a mondható természetközelinek (Bölöni 2001).

Az érintetlen erdők védelmére már a 19. században gondoltak Európában, úgynevezett „őserdei rezervátumok” formájában. Így jöttek létre 1820-tól kezdődően az európai erdőrezervátumok (Horváth és Borhidi 2002). Az erdőrezervátum pontos fogalmának megadása körül több vita is folyt. Temesi (1993) meghatározása szerint: *„Az erdei ökoszisztéma rezervátum, (röviden erdőrezervátum) természetvédelmi oltalom alatt álló olyan erdőterület, amely természetes vagy természetszerű erdei ökológiai rendszer megővését, az ökológiai, a szukcessziós, a genetikai és evolúciós törvényszerűségek szabad érvényesülésének biztosítását, továbbá a tudományos kutatás céljait szolgálja.”* Ennél pontosabb megfogalmazás található Horváth és Borhidi (2002) munkájában, miszerint: *„Erdőrezervátumnak nevezzük az olyan jogszabályi oltalom alatt álló erdőterületet, amelynek jól meghatározott részén – az ún. magterületen – engedélyezett kutatás kivételével minden emberi tevékenységet beszüntettek annak érdekében, hogy az erdő természetes fejlődési folyamatai hosszútávon szabadon érvényre jussanak és tanulmányozhatóvá váljanak.”*

A Kárpát-medence első, Zofin nevű erdőrezervátumát 1838-ban alapították (Somogyi és Halupa 1993). Az 1930-as években Kaán Károly több javaslatot is tett erdőrezervátumok kialakítására (Kaán 1932), ugyanakkor a legtöbb kutató elképzelése még az 1970-es években is az volt, hogy ezeknek a területeknek elsősorban a kutatást kell szolgálniuk. Így került sor végül több terület erdőrezervátummá nyilvánítására, mint pl. a Bükki

Nemzeti Park területén található Őserdő, a Kékes-Erdőrezervátum, valamint a Vár-hegy Erdőrezervátum.

Magyarországon jelenleg 63 erdőrezervátum található, területük összesen 13100 ha, amelyből 3665 ha a gazdálkodásból kivont magterület, 9436 ha pedig a védőzóna (Bartha & Esztó 2001). A magterületeken természetközeli erdőgazdálkodás továbbra is folytatható a védő funkció megtartásával (Temesi 2001). Az erdőrezervátumok kifejezetten a hosszútávú erdődinamikai folyamatok megismerését szolgálják (Somogyi 2002). Ez a dinamika többek között magába foglalja a lassú folyamatokat, a ritka eseményeket, a klímaváltozással járó folyamatokat (Standovár 2002).

1.3. A magkészlet

A szukcessziós folyamatok általában a földfeletti vegetáció alapján kerülnek bemutatásra, ugyanakkor az eltemetett magpopulációk előhírnökei lehetnek a szukcesszióknak (Numata 1979), alapvetően meghatározzák a vegetáció képét, mint a korábbi növénytársulások maradványai (Bossuyt et. al. 2001). A magkészlet (magbank, eltemetett flóra) fogalmának alakulása egyidős a magkészlet kutatásokkal. Részletes ismertetést találunk erről magyar nyelven Csontos (1997) dolgozatában, ahol a szerző példákkal azt is bemutatja, hogy a magkészletet nem lehet csupán a talajban előforduló magvakra vonatkoztatni. Ez az egyszerűsítés tovább mutat abba az irányba is, hogy a talaj magvainak nem az egésze életképes. Csontos (2010) definíciója szerint *„a magbank a természetes módon előforduló olyan magvak összessége, amelyek anyagcseréje független az anyanövényeikétől, és emellett csírázóképesek, vagy ezt a képességet a jövőben elnyerhetik”*.

1.4. A magkészlet kutatásának története, erdők magkészlete

A talaj magkészletének szerepe a szukcesszióban mezőgazdasági területeken végzett kísérletekből jól ismert, „eltemetett-gyommagvakkal” már rég foglalkoznak a kutatók hazánkban is (Kozma 1922). Ehhez képest kevés az ismeretünk természetközeli élőhelyek magkészletéről (Thompson & Grime 1979, Pickett & McDonnell 1989), bár napjainkban már egyre több eredmény születik ebben a témában (Hopfensperger 2007, Csontos 2010). Hazánkban az első szántóföldi gyommagvakhoz kapcsolódó, gazdasági

jelentőségű magkészsletkutatások a múlt század második felében indultak (Bencze 1954, Fekete 1975, Hunyadi & Pathy 1976). Természetközeli vegetáció magkészsletét elsőként Virágh és Gerencsér (1988) vizsgálta a Bükkalján egy hegylábi sztyepréten. Matus et al. (2003) tájidegen, spontán terjedő akácerdő magkészsletét jellemezték a kapcsolódó homoki gyepekkel összevetésben. A különböző előtörténetű mészkérülő homoki gyeptársulások magkészsletének tanulmányozása restaurációs céllal szintén Matus et al. (2005) nevéhez kötődik, továbbá Halassy (2001) dolgozatában olvashatunk hasonló vizsgálatokról. Kemény (2002, 2003) mészkedvelő homokpusztagyepek magkészsletét elemezte. A magkészslet szerepét két hegyi kaszálórét közösség helyreállításában vizsgálta Valkó et al. (2009). A magkészslet szerepét löszgyepek helyreállításában Miglécz & Tóth (2012) tanulmányozta. Fehér akác és tövises lepényfa magbankját vizsgálta Simkó & Csontos (2009) budapesti parkok talajában. Török et al. (2009) vizsgálta a magkészslet szerepét homoki gyepek libalegeltetést követő helyreállításában. Szintén Török et al. (2012) vizsgálta az Egyek-Pusztakócsi természetes gyepek helyreállításában különböző magkeverékek hatását. A Gyertyán-kúti rétek magkészsletét Valkó et al. (2011) vizsgálta restaurációs ökológiai szempontból.

A nemzetközi irodalomban számos tanulmány foglalkozik az erdőtársulások magkészsletével. Különösen fontosnak látják ezeket a vizsgálatokat a kutatók Észak-Amerika olyan területein, ahol az ismétlődő hurrikánok utáni fás vegetáció újraformálódásában meghatározó a szerepe a magbanknak (Livingston et al. 1968, Bormann & Likens 1979, Warr et al. 1994, Hanlon et al. 1998). Marquis (1975) különböző korú, ugyancsak észak-amerikai erdőkben becsülte a magkészslet gazdagságát. Virginiai tölgyerdő különböző állományaiban Schiffman és Johnson (1992) végzett kutatásokat.

Európai erdőkben is széles a vizsgálati skála. Például Augusto et al. (2001) Északkelet-Franciaországban vizsgáltak egy kocsánytalan tölgy állományt. Staaf et al. (1998) svédországi bükkösök, míg Jankowska-Blaszczuk (1998) lengyelországi tölgyesek és hársas-gyertyános társulások magkészsletét vizsgálták. A hazai erdők magkészslet vizsgálata a 90-es években kezdődött. Csontos et al. (1996a, 1998a,b) fekete fenyővel beültetett dolomitnövényzet magkészsletét tanulmányozták regenerációs képesség

becslésére. Továbbá szintén Csontos (1996b, 2006) vizsgálta a Visegrádi-hegység három fiatal cseres-tölgyes állományának magkészletét.

1.5. A magkészletet befolyásoló tényezők

A magkészlet és a föld feletti vegetáció szoros összefüggésben van egymással, kölcsönösen befolyásolják egymást. A vegetáció alapvetően meghatározza a magkészlet összetételét, de ugyanez igaz fordítva is, a magkészlet jelentősen részt vesz a vegetáció képének alakításában. A föld feletti vegetáción kívül azonban még számos tényező alakíthatja a magkészlet összetételét, ilyenek pl. a földrajzi szélesség és kitettség, a társulás típusa és életkora, a magvak életképessége, mérete és alakja (Thompson és Grime 1979), a predáció (Bormann és Likens 1979).

Ha a magkészlet vizsgálata csíráztatással történik, számolnunk kell azzal a tényezővel is, hogy a fajok, vagy egy adott faj magkészlete nem feltétlenül egy időben csírázik. A fajok ezzel az adaptációs mechanizmussal elkerülik a „minden vagy semmi” elv kedvezőtlen hatását. Grubb (1988) ezt kockázat-elosztó magatartásnak nevezi. Tömeges pusztulás esetén így még mindig marad felhasználható magkészlet.

Lényegesek azok a tényezők is, amelyek a magvak eloszlásával kapcsolatosak. A horizontális eloszlást a kiszóródási stratégián túlmenően jelentősen befolyásolja a magvak terjedése és terjesztése is. Ezek a tényezők jelentős aggregáltságot hoznak létre (Bakker et al. 1996, Robert et al. 2000). Ezért rendkívül fontos a kellő számú randomizált mintavétel, továbbá a minimális talajtérfogat mennyiségének megválasztása is legalább ennyire fontos. (Csontos 2001). Az élőhelyek kitettsége is befolyásolja a magvak mennyiségét és minőségét, ahogyan Csontos et al. (2004) dolomit lejtőssztyep déli és északi kitettségű állományjaiban vett talajmintái igazolták. A magok különbözően oszlottak meg a különböző magtömeg csoportokban a két állomány talajában.

A magvak vertikális eloszlásával is számos szerző foglalkozik. A vizsgálatok többsége különböző talajmélységek magkészletének megismerésére törekszik. A vertikális eloszlás ugyanis segít a magkészlet fajainak élettartam szerinti tipizálásában is (Thompson et al. 1997). Thompson szerint a magvak mozgása a talajban lassú folyamat, amit

alapvetően a talaj fizikai szerkezete határoz meg. Ezért a rövid ideig életképes magvak nem jutnak le a mélyebb rétegekbe. Ez a megállapítás képezi tipizálásuk egyik alapját. A magvak mérete és alakja is jelentősen meghatározza a vertikális eloszlást (Thompson & Grime 1979). A nagyobb méretű és felületű magvak esélye kisebb a mélyebb rétegekbe való lejutáshoz, mivel nehezebben jutnak be a talajrepedésekbe, de például a talajlakó állatok sem segítik általában a lejjebb jutásukat (Van der Reest & Rogaar 1988, Thompson et al. 1994). Ismert, hogy a toklással rendelkező fűfajok leginkább a talaj felszínén maradnak, és gyorsan csíráznak (Peart 1984) ahelyett, hogy magkészletet hoznának létre, mint ahogyan azt a függelék nélküli fajok többsége teszi (Williems & Huijsmans 1994). A kisebb méretű magvak hajlamosabbak mélyebb rétegekbe penetrálni, míg a nagyobb méretű magvak denzitása a talajmélységgel csökken (Bakker et al. 1996).

A mag életképessége ugyanakkor általában összefügg a méretével és a tömegével (Thompson 1993b). Bakker et al. (1996) azokat a magvakat találták általában hosszú életűnek (perzisztensnek), amelyek tömege kisebb 3 mg-nál, valamint a magvak lekerekítettek, térbeli varianciájuk kisebb 0,14-nél. Tehát könnyűek és közel szferikusak. Tranziensek pedig azok a magvak, amelyek súlyosabbak és nagyobb az alakbeli variációjuk. Guo et al. (2000) szerint is a kis magok legtöbbször perzisztensek. Az élőhelyek magkészletét jelentősen befolyásolja az ott élő állatvilág (Louda 1989). Erdei vegetációban egyes fajok terjesztik, mások fogyasztják a potenciális magkészletet (Bormann és Likens 1979). Tölgyerdők fájának felújulási lehetőségeit alapvetően meghatározzák például az ott élő makkfogyasztó állatok, elsősorban a vaddisznók (Koltay 2004), ahogyan Síkfőkúton is vizsgálták az általuk okozott predációt (Nagy 1979, 1980). A legtöbb lágyszárú növény magjának fogyasztásáról nincs pontos ismeretünk, de azt tudjuk, hogy az endozoochoria sok fajra jellemző, ami nem jár a magkészlet csökkentésével, sőt a csírázás folyamatát stimulálhatja is (Bakker et al. 1996).

A talajbolygatás szintén elősegítheti a magvak csírázását, azaz csökkentheti a talaj magkészletét. Ez a megállapítás erősíti a csíráztatásos magkészlet vizsgálatok használatosságát, mivel a „talajfeldolgozás” folyamata során a magvak különböző hatásoknak vannak kitéve (pl. karcolások, apróbb sérülések keletkeznek a magvakon). Ennek hatására a

magvak könnyebben csírázhatnak. Erdő-trágyázási kísérletekben megfigyelték, hogy a talajkémiai változások és allelopatikus anyagok termelésének kizárása ugyancsak növelte egyes fajok csírázását, de később a sok nitrogén a csíranövények pusztulásához is vezetett (Odum 1971). Erdőirtás után megnövekszik a talaj nitrogén-tartalma és jelentősen lecsökken a kivágott fák hajszálgököreinek aktivitása. Az oldott tápanyagok megemelkedett szintje (nitrát, különböző kationok) és a gyökerek által kiválasztott allelopatikus anyagok kimosódása kedvezően hat a lágyszárú növények magvainak csírázására (Odum 1971). Mindamellet bolygatás után a lágyszárú szint besűrűsödése több más tényezőtől is függ, például a megelőző bolygatás idejétől, a bolygatás jellegétől, magforrások távolságától, jó magtermő évek előfordulásától, az új mikroklimatikus viszonyoktól (Csontos 1994). A bolygatás hatásának mechanizmusa a csírázásra ugyanakkor még további vizsgálatokat igényel.

1.6. Magkészlet tipizálás

A magkészletek értékeléséhez több tipizálási rendszer született, ezeket részletesen tárgyalja Csontos és Tamás (2003) dolgozata. Az első ökológiai szemléletű tipizálási rendszert (1. ábra) Thompson és Grime alkotta meg 1979-ben. Rendszerük használata általánosan elterjedt a mérsékelt övi területeken. Hierarchikus rendszerükben a magvak életképessége szerint két nagy csoportot hoztak létre. Az elsőbe tartoznak a tranziens magvak. Ezek legfeljebb egy évig életképesek. A tranziens kategórián belül a „téli tranziens kategória” fajai a magszórás követően ősszel csíráznak, a telet csíranövényként vészelik át. Míg a „tavaszi tranziens” fajok magszórás követően tavasszal csíráznak, a telet mag formában élik túl. A második nagy csoportba a perzisztens magvakat sorolják, amelyek egy évnél tovább életképesek. A rövid-távú perzisztensek életképessége 2-5 évig terjed. A hosszú-távú perzisztensek életképessége hosszabb, mint 5 év.

Ezt a rendszert két évvel később Grime (1981) tovább finomította a magszórás idejének, a dormancia sajátosságainak, a csírázás szezonális eloszlásának és a csírázás fényigényének figyelembe vételével. A rendszerek folyamatosan finomodtak, változtak, annak megfelelően, hogy milyen területeken folytak a vizsgálatok. Ezt a változást mutatom be a következőkben.

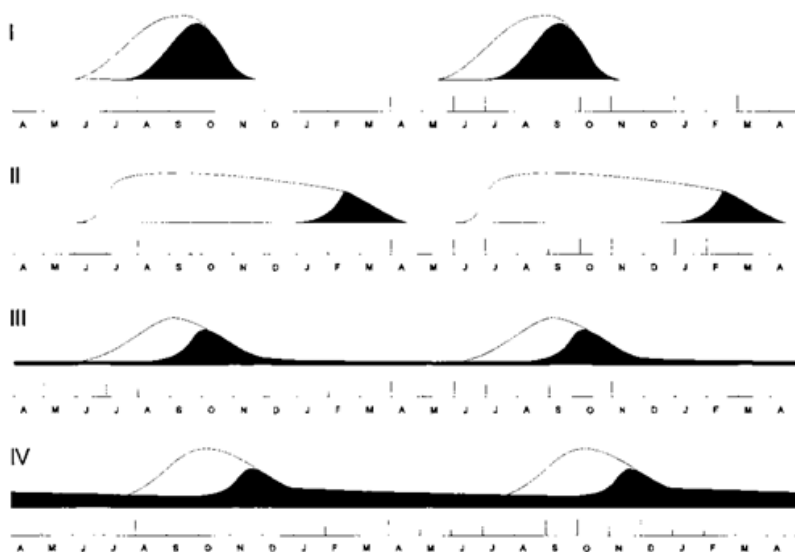
Nakagoshi (1985) egyesítette a Thompson és Grime által alkotott két tranziens kategóriát. A perzisztens kategóriát permanensnek nevezte. Kategóriáit életforma-típusokkal kombinálta: lágyszárú növények, cserjék és fák kategóriáival. Grubb (1988) három kategóriát alkotott a környezeti hatások, a bolygatás és ezeknek a csírázásra kifejtett hatása alapján. Garwood (1989) rendszerében 5 kategória van. A felosztást egyenlítői esőerdőkben végzett kutatásaira alapozta. Rendszere szerint a tranziens magvak csak egy rövid időszakon át életképesek. A szezonális tranzienseknek megvan a dormanciára való képességük is, de ez a képesség csak rövid ideig tart, kevesebb, mint egy évig életképesek. A pszeudo-perzisztens fajok magvai folyamatosan érnek és szóródnak. Tehát úgy tűnik, mintha perzisztens magkészlettel rendelkeznének, azonban a magvak nem hosszú életűek. A késleltetett tranziens fajok hasonlóak a Thompson rövid-távú perzisztens kategóriájába sorolt fajokhoz. Ezek 1-2 évig várakoznak a talajban, jellemző rájuk a késleltetett, rendszertelen csírázás. A perzisztens magvak hosszú életűek és sokáig maradnak a talajban.

Bakker (1989) Thompson és Grime rendszerét saját adatai alapján próbálta meg újraértékelni. Fűveken végzett kísérleteiben megállapította, hogy a Thompson-féle perzisztens kategória további két alkategóriára bontható. Az első csoportba tartoznak azok a fajok, amelyeknek a magvai a felső két cm-ben vannak nagyobb számban, míg mélyebben kevesebb egyedszámmal reprezentáltak. Ezt *Bellis perennis* csoportnak nevezte el. A másik csoport a *Sagina*-típus, magvai tovább tartózkodnak a talajban, ezek permanensek.

Poschlod és Jackel (1993) rendszere négy kategóriát különböztet meg. Eszerint vannak olyan tranziens magvak, amelyek kevesebb, mint egy évig csírázóképesek, és vannak olyanok, amelyek 1-2 éves életképességgel rendelkeznek. A perzisztens magvak több mint 2 évig életképesek. A kategóriákon belül alcsoportokat alkotott a magnyugalom megléte alapján.

Wiggington (1999) rendszere a Vörös Könyv védett fajaira vonatkozik. A tranziens fajok egy része egy évnél rövidebb életképességű. Másik részük 1-2 évig csíráképes. A perzisztens fajok néhány éves, vagy több évestől néhány évtizedig terjedő, vagy több évtizedes életképességgel rendelkeznek. Az alkategóriák tehát Poschlod és Jackel rendszerét követik, azonban a perzisztens kategóriák száma eggyel megnövekedett.

Napjainkban a leggyakrabban, így általunk is használt magkészlet-tipizálási rendszer Thompson 1993(a)-as rendszere, amely a fent ismertetett 1979-es rendszer egyszerűsített változata, ugyanis a tranziens kategóriát nem bontják két részre, így három kategóriát használnak mindössze.



1. ábra. A Thompson-Grime-féle (1979) magkészlet tipizálási rendszer.

Jelmagyarázat: I.-téli tranziens; II.-tavaszi tranziens; III.-rövid-távú perzisztens; IV.-hosszú-távú perzisztens. A betűjeles skálán a hónapok rövidítése szerepel, a sötét sávok a fajok magkészletből való kimutathatóságának időtartamát jelzik.

2. Anyag és módszer

2.1. A vizsgált területek bemutatása, a lágyszárú vegetáció felmérésének módszerei

2.1.1. A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő bemutatása

A Bükk hegység déli lábánál fekvő Szöllőskei-erdő Természetvédelmi Terület (SZTTV) különböző állapotú cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) állományokból, azok irtásterületeiből, fiatalosaiból áll, teljes területe 63,7 ha. Társulástani értékelését először Papp és Jakucs (1976) dolgozata foglalja össze. Fajai részben a cseres-tölgyesekre jellemző *Potentillo-Quercion petraeae* fajok, de mellettük fellelhetők a hegylábi, Alföld közelségi helyzetet jelző *Aceri-Quercion* elemek is. A fajok többsége *Quercetea pubescenti-petraeae* elem, vagyis a száraz tölgyesekre általánosan jellemző fajok, de mellettük az üde lombos erdei (*Querco-Fagetea*) fajok is jelen vannak. Talaja savanyú alapkőzetten képződött agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Stefanovits 1985). A terület az Eger-Síkfőkút műútról balra, a Szöllőskei-erdő felé beágazó erdészeti feltáró út két oldalán található (kb. 47°55' É; 20°26' K, t.f.m. 320-340 m).

A terület klímája kontinentális, az évi középhőmérséklet 9,9 °C. A nyári félév 17,0 °C, a téli 2,8 °C körül mozog. Az évi csapadék mennyisége 500-600 mm között van. A legnagyobb mennyiségű csapadék a május-júliusi periódusban hull. A terület északi részén került bekerítésre a Síkfőkút Project, amelynek erdeje sűrűn sarjasztott (Mayer 1974), jelenleg 100 év körüli. A területen egy hektárnyit (alaphektár) a struktúra felmérésekre tartósan jelölték ki. Az alaphektár tovább osztott negyedhektárookra (A,B,C,D), azok pedig a felmérések megkönnyítésére további 4 × 4 m-es négyzetekre.

A 80-as években lezajlott tölgypusztulás eredményeképp a kocsánytalan tölgy egyedek csaknem kétharmada kipusztult az alaphektárból. Ezt követően

a fapusztulások után keletkezett lékekben *Acer campestre*, *Acer tataricum*, *Crataegus monogyna*, *Quercus petraea* és *Quercus cerris* egyedei jutottak fel a lombkoronaszintbe, kialakítva ezzel egy második lombkoronaszintet (Kotroczó et al. 2008, Krakomperger et al. 2008). Párhuzamosan a cserjeszint borítása is duplájára emelkedett (Kárász 2001).

A lágyszárú növényzet borítás és fajszám felmérése 1973 óta az „A” negyedhektár 33 mintanegyzetében folyamatos (1973, 1982, 1988, 1994, 2000, 2006), 2008 júliusában és augusztusában a „D” negyedhektár random módon kijelölt 50 db 4×4 m-es négyzetének lágyszárú növényzete is felmérésre került.

2.1.2. A Vár-hegy Erdőrezervátum bemutatása

A Vár-hegy Erdőrezervátum a délnyugati Bükkben, Egertől 10 km-re helyezkedik el (kb. $47^{\circ}96'$ É; $20^{\circ}41'$ K. A síkfőkúti erdőtől légvonalban 4 km-re található. Az erdőrezervátum területe a Felsőtárkány község fölé magasodó Vár-hegy tető, illetve a hegy felső egyharmada. Területe 339 hektár, ebből 94,1 hektár magterület. Elsősorban mészkedvelő cseres-tölgyesek, molyhos-tölgyesek és gyertyános-tölgyesek alkotják. A területen változatos talajtípusokat találunk, legjellemzőbbek a rendzinák és a barna erdőtalajok különböző változatai (Bidló et al. 2004). Mintaterületünk a délies kitettségű hegyoldalon lévő 100 évesnél idősebb cseres-tölgyes erdőállomány (Mázsa et al. 2009). A kevésbé intenzív gazdálkodás, majd a terület felhagyása olyan erdőállományt eredményezett, amely természetesebb képet mutat, mint a síkfőkúti cseres-tölgyes állomány. A lágyszárú vegetáció borítás és fajszám felmérése 2008 júliusában és augusztusában történt random módon kijelölt 50 darab 4×4 m-es négyzetben.

2.2. A magkésletvizsgálatok módszere

2.2.1. Mintavétel

A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárban 2006 márciusában végeztünk a magkéslet mintavételt abban a 33 db tartósan kijelölt 4×4 m-es négyzetben, amelyben 1973 óta a lágyszárú növényzet felmérése is folyamatosan

megtörtént. Négyzetenként hat furatot vettünk, a furatok 4 cm átmérőjűek voltak, és a talajhenger felső 10 cm-e került felhasználásra (1. kép), mivel az irodalmak szerint a magvak nagy százaléka ebben a rétegben található (Williams 1984). Különösen elfogadható ez a mélység a síkfőkúti erdőben, ahol a humuszos szint az átlagosnál vékonyabb (Stefanovits 1985). A furatok felső 5 cm-ét (felső minta) és az azt követő 5 cm-ét (alsó minta 5-10 cm-ig) a vertikális mageloszlás vizsgálatához külön választottuk (1. kép) és négyzetenként külön kezeltük, hogy összevethessük a földfeletti vegetáció adataival. Összesen 24869 cm³ talajmintát vizsgáltunk meg, ami meghaladja a hazai cseres-tölgyesekre javasolt minimális talajtérfogatot (Csontos 2006).



1. kép. A talajfűrő és az alsó és felső furatszegmens elkülönítése

A „D” negyedhektárban és a Vár-hegy Erdőrezervátum területén 2008 márciusában történtek a magkészlet-mintavételek 50 -50 db 4 × 4 m-es négyzetben, az „A” negyedhektárban alkalmazott módszerrel. Mintáink össztérfogata területenként 37680 cm³, ami jó becslést adhat erdei lágyszárúak magkészletének tanulmányozásakor (Thompson et al. 1997, Csontos 2006).

2.2.2. Csíráztatás

A magkészlet tanulmányozására a talajminták üvegházi csíráztatásos módszerét alkalmaztuk (ter Heerdt et al. 1996, Csontos 1997), ami az életképes magvak mennyiségének meghatározására szolgál. A Debreceni Egyetem Botanikus Kertjének üvegházában került sor a talajminták szitasoron mosással történő koncentrálására. A vegetatív növényi részek, a

nagyobb talajszemcsék, a fák és cserjék magvai átmosáskor a 3,0 mm lyukátmérőjű szitán fentmaradtak (2. kép). A lágyszárú magoknál kisebb finomfrakció eltávolítását pedig 0,2 mm lyukbőségű szitával végeztük (2. kép). Így a 0,2 mm-nél nagyobb magvú lágyszárú növények magvait tudtuk befogni, de az irodalmi adatok szerint (Schermann 1967) a várható fajok magjai ezen mérettartomány fölöttiek. Ezzel a mintáink térfogatát mintegy 70 %-kal tudtuk csökkenteni, ami egyrészt segíti a magvak csírázását, másrészt csökkenti a csíráztató ládák megkívánt felületét. A koncentrált mintákat autoklávvval sterilizett talajra rétegeztük 3-4 mm vastagságban (3. kép). Külön ládákba helyeztük az egyes négyzetek hat furatának egyesített alsómintáit és az egyesített felső szintből származó mintákat. A talajsterilizálással a virágföldben található magszennyezéseket szűrtük ki. Az üvegházból származó magszennyezés mérésére kontroll ládákat állítottunk be.



2. kép. A minták koncentrációja szitákkal



3. kép. A csíráztató ládák

A ládákat folyamatosan öntöztük, a megjelenő csíranövényeket (4. kép) meghatároztuk (Csapody 1968). A vegetatív állapotban biztosan nem határozható fajokat külön cserepekben (4. kép) határozhatóságig neveltük (Simon 2000). Az üvegház hőmérséklete 18 és 30 °C között változott. A ládákat a nyári dormancia után ősszel újra öntöztük. A mintaládákat október végén számoltuk fel, miután már hosszabb ideje nem jelentek meg újabb csíranövények.



4. kép. A kicsírázott, valamint a kiültetett növények

2.3. Adatfeldolgozás

A magkészlet és a föld feletti vegetáció hasonlóságának kiszámításához a Sørensen-indexet használtuk. Az index használatát az indokolta, hogy egyszerű és a magkészlet-vizsgálattal foglalkozó munkákban széles körben használt (McCune & Grace 2002).

A perzisztencia vizsgálatához a fajokat Thompson et al. (1997) és Csontos (2001) munkái alapján három kategóriába soroltuk. A négyzetméterenkénti 12 darabnál kevesebb maggal reprezentált fajokat nem kategorizáltuk. Három kategóriát alkalmaztunk: 1 – tranziens, 2 – rövidtávú perzisztens, 3 – hosszútávú perzisztens. Tranziesnek tekintetem azokat a fajokat, amelyek a vegetációban jelen voltak, de magvaik csak a felső (0-5 cm) talajszintben fordultak elő. Rövidtávú perzisztensek azok a fajok voltak, amelyek magvai túlnyomórészt a felső talajszintben voltak, de az alsó (5-10 cm) szintekben is regisztráltuk őket. Hosszútávú perzisztensek pedig azok voltak, amelyek magvai legalább olyan gyakoriak voltak az alsó talajszintben, mint a felsőben.

A magkészlet alsó és felső rétegeinek denzitását összetartozó páros adatsoroknak megfelelően páros t-tesztel, vagy Wilcoxon tesztel hasonlítottam össze. Két független minta átlagát t-teszt, vagy Mann-Whitney teszt segítségével hasonlítottam össze. Több csoport átlagát egyutas ANOVA-val hasonlítottam össze. A magkészlet és a vegetáció (1973-2006) közötti hasonlóságot MDS-ordinációval elemeztem (Legendre & Legendre 1998). A vizsgálati években kialakult borítás és fajszám közötti különbségeket RM ANOVA segítségével teszteltem.

A Szociális Magatartási Típusok elemzésénél Borhidi (1995) rendszerét használtam, amely Grime (1979) rendszerén alapul. A statisztikai elemzésekhez a következő összevonásokat tettem. A ruderalis fajokhoz soroltam két alcsoportot: az elsőbe tartoztak a természetes zavarástűrők (DT), a másodikba a gyomok, azaz az agresszív kompetitorok (AC), ruderalis kompetitorok (RC) és honos gyomfajok (W). A stressztűrő és kompetitor kategóriába a specialista (S), kompetitor (C), generalista (G) és természetes pionír (NP) fajokat soroltam.

A Raunkiaer-életformák meghatározásakor a Flóra adatbázis adatait használtam (Horváth et al. 1995). A zárójellel jelölt adatokat nem vettem figyelembe, azonban a többféle életforma-típussal (Th-TH, H-Ch, H-G) rendelkező fajokat viszonylag nagy reprezentáltságuk miatt külön kategóriaként kezeltem.

A 3.4-es fejezetben a síkfőkúti „D” negyedhektár és a Vár-hegy eredményeit hasonlítom össze, mivel itt azonos módszerrel, azonos időben történtek a vizsgálatok. Az „A” negyedhektár adatait a hosszútávú változások bemutatására használom. A statisztikai elemzésekhez a SigmaStat 3.1 és az R statisztikai programcsomagot használtam.

3. Eredmények

3.1. A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő lágyszárú aljnövényzete és magkészlete az „A” negyedhektárban

3.1.1. A földfeletti lágyszárú vegetáció változása (1973-2006)

Összesen 53 lágyszárú növényfaj fordult elő 1973 és 2006 között a síkfőkúti erdő lágyszárú szintjében (1973-tól 2000-ig az adatok Jakucs és Papp 1974, Papp 1985, 2001 munkáiból származnak). A fapusztulás (Kotroczó et al. 2008, Krakomperger et al. 2008) utáni cserjésedés miatt a lágyszárú borítás folyamatosan csökkent, ugyanakkor ez a csökkenés a fajszámban nem volt tapasztalható, sőt esetenként fajszám-növekedést tapasztaltak (1. táblázat), elsősorban a ruderalis fajok megjelenése miatt. 1988-tól kezdődően a fajonkénti borítás jelentősen megváltozott (1. táblázat).

A négyzetenkénti átlagborítás 1973-ban 22 % volt (1. táblázat). Ez 1988-ra a tölgypusztulással párhuzamosan 6 %-ra esett vissza, miközben az *Acer campestre* egy második lombkoronaszintet alakított ki. A következő évek ökológiai feltételei sem kedveztek a lágyszárú szint újjáépüléséhez. A fajösszetétel tovább változott, ugyanakkor az átlagos borítás 8 % alatt maradt (1. táblázat). A négyzetenkénti átlagos fajszám 1973-tól 1988-ig szignifikánsan csökkent (RM-ANOVA, $p < 0,001$), ami a fajok egyes években egyenetlen eloszlásának, és többségük akcesszorikus előfordulásának a következménye. 1988-tól 2006-ig szignifikáns növekedés volt tapasztalható (RM-ANOVA, $p < 0,001$) (1. táblázat).

A folyamatosan jelenlévő jellemző tölgyerdei fajok: *Carex michelii*, *Melica uniflora*, *Lathyrus niger*, *Lathyrus vernus* és *Poa nemoralis*. Egyes évelő lágyszárúak (pl. *Poa nemoralis*, *Melica uniflora*, *Carex* fajok) borítása látványosan lecsökkent. A *Poa nemoralis* borítása 1994-től lecsökkent, 2006-ban hasonló borítási értékkel regisztráltuk, mint a *Melica uniflora*-t. A *Carex montana*, *Chrysanthemum corymbosum*, *Dactylis polygama*, *Festuca heterophylla* és *Fragaria vesca* 1988-ban nincs a fajlistában. Ezzel egy időben a nitrofil egyéves és rövid életű gyomok (*Chelidonium majus*, *Fallopia dumetorum*, *Galium aparine* és *Geranium robertianum*) jelentek

meg és azóta is gyakoriak, ezzel szemben a specialista és kompetitor, valamint generalista fajok borítása 1982 óta folyamatosan csökkent (1. táblázat). 15 fajt csak egy-egy évben regisztráltunk a lágyszárú szintben, közülük tízet 2006-ban, mint pl. a *Chenopodium polyspermum*-ot, *Conyza canadensis*-t és *Stenactis annua*-t.

1. táblázat. A síkfőküti erdő „A” negyedhektárában 1973 és 2006 között regisztrált lágyszárú fajok négyzetenkénti átlagos borítása (átlag $\pm$ SE) és fajszerkezet változása, Szociális Magatartás Típusok (SzMT, Borhidi 1995) és Raunkiaer életformakategória szerinti besorolása. A jobb felső indexben szereplő betűk az évek közötti szignifikáns különbséget jelzik (RM-ANOVA, $p < 0,001$).

Fajok	SzMT	ÉFO	1973	1982	1988	1994	2000	2006
<i>Ajuga reptans</i>	DT	H-Ch	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1			0,2 $\pm$ 0,1
<i>Alliaria petiolata</i>	DT	TH			0,2 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	
<i>Arctium lappa</i>	W	TH						0,1 $\pm$ 0,1
<i>Carex digitata</i>	G	H	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1		0,1 $\pm$ 0,1		
<i>Carex michelii</i>	G	H	5,6 $\pm$ 1,1	3,4 $\pm$ 0,8	0,3 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Carex montana</i>	S	H	2,9 $\pm$ 0,9	1,4 $\pm$ 0,5	0,1 $\pm$ 0,1			
<i>Carex muricata</i>	DT	H	0,1 $\pm$ 0,1		0,2 $\pm$ 0,1			0,3 $\pm$ 0,1
<i>Cephalanthera longifolia</i>	G	G			0,1 $\pm$ 0,1			
<i>Chelidonium majus</i>	W	H				0,3 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,1	1,3 $\pm$ 0,7
<i>Chenopodium polyspermum</i>	RC	Th						0,1 $\pm$ 0,1
<i>Chrysanthemum corymbosum</i>	G	H	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1				
<i>Clinopodium vulgare</i>	G	H	0,1 $\pm$ 0,1		0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1		
<i>Conium maculatum</i>	RC	Th-TH			0,1 $\pm$ 0,1			
<i>Conyza canadensis</i>	AC	Th						0,1 $\pm$ 0,1
<i>Dactylis polygama</i>	G	H	1,8 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,1			
<i>Dictamnus albus</i>	S	H	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1		0,1 $\pm$ 0,1	
<i>Epilobium montanum</i>	G	H						0,1 $\pm$ 0,1
<i>Fallopia dumetorum</i>	DT	Th			0,5 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,3	0,1 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,1
<i>Festuca heterophylla</i>	C	H	1,1 $\pm$ 0,3	0,4 $\pm$ 0,1				

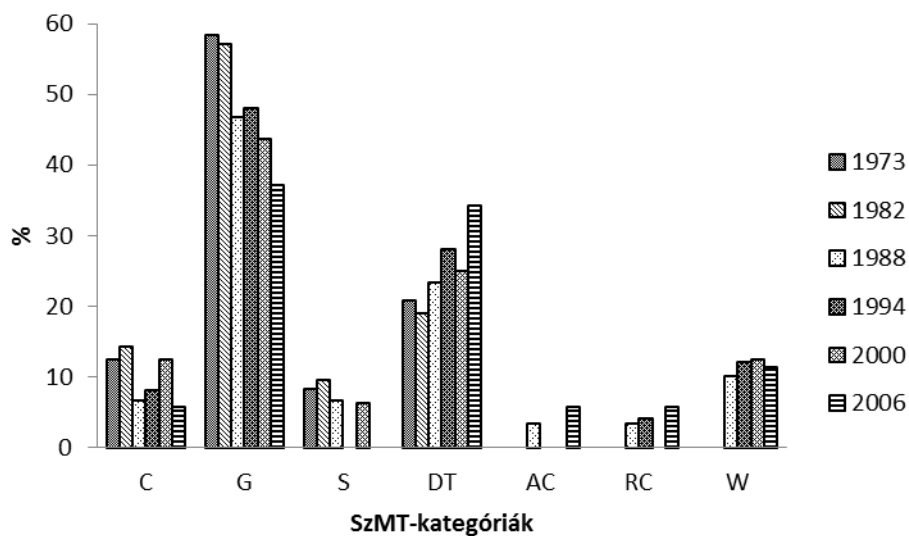
<i>Fragaria vesca</i>	G	H	0,4±0,1	0,2±0,1				
<i>Galium aparine</i>	W	Th			0,2±0,1	0,5±0,3	0,2±0,1	1,9±0,8
<i>Galium schulthesii</i>	G	G	1,6±0,7	1,2±0,5	1,2±0,7		0,1±0,1	0,1±0,1
<i>Geranium robertianum</i>	DT	Th			1,1±0,8	0,5±0,2	0,1±0,1	1,4±0,9
<i>Geum urbanum</i>	DT	H					0,1±0,1	0,1±0,1
<i>Hieracium sylvaticum</i>	G	H						0,1±0,1
<i>Hordelimum europaeus</i>	G	H	0,1±0,1	0,1±0,1				
<i>Hypericum perforatum</i>	DT	H	0,1±0,1	0,1±0,1		0,1±0,1		0,1±0,1
<i>Impatiens parviflora</i>	AC	Th			0,1±0,1			
<i>Inula conysa</i>	DT	H						0,1±0,1
<i>Lactuca serriola</i>	W	Th-TH			0,1±0,1	0,1±0,1		0,1±0,1
<i>Lapsana communis</i>	DT	Th	0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1			
<i>Lathyrus niger</i>	G	H	0,5±0,2	0,4±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1
<i>Lathyrus vernus</i>	G	H	0,1±0,1	0,1±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1
<i>Lysimachia nummularia</i>	DT	Ch				0,1±0,1		
<i>Melica nutans</i>	G	H-G	0,4±0,2	0,2±0,1	0,1±0,1			
<i>Melica uniflora</i>	C	H-G	2,1±0,9	0,8±0,3	0,1±0,1	0,5±0,3	0,2±0,1	0,1±0,1
<i>Melittis grandiflora</i>	G	H	0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1		0,1±0,1
<i>Mycelis muralis</i>	G	H			0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1	0,4±0,2
<i>Poa nemoralis</i>	C	H	5,0±1,2	2,5±0,6	0,5±0,3	0,2±0,1	0,4±0,4	0,1±0,1
<i>Polygonatum latifolium</i>	G	G				0,3±0,2	0,1±0,1	0,8±0,5
<i>Polygonatum multiflorum</i>	G	G			0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1	
<i>Prunella vulgaris</i>	DT	H						0,1±0,1
<i>Solanum dulcamara</i>	DT	Ch(N)						0,1±0,1
<i>Sonchus arvensis</i>	W	H			0,1±0,1			
<i>Stachys silvatica</i>	G	H	0,1±0,1					0,2±0,1
<i>Stellaria media</i>	DT	Th-TH			0,1±0,1	0,1±0,1		0,2±0,1
<i>Stenactis annua</i>	AC	Th						0,1±0,1
<i>Symphytum</i>	G	G			0,2±0,1	0,1±0,1		0,1±0,1

nodosum								
Taraxacum officinale	RC	H					0,1±0,1	0,1±0,1
Urtica dioica	DT	H						0,1±0,1
Veronica chamaedrys	DT	H-Ch	0,1±0,1	0,1±0,1			0,1±0,1	0,1±0,1
Viola hirta	G	H		0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1		0,1±0,1
Viola sylvestris	G	H	0,1±0,1		0,1±0,1	0,1±0,1		0,1±0,1
Borítás/négyzet			22,3±3,2 ^a	12,2±1,9 ^b	5,6±1,3 ^c	4,0±0,8 ^d	1,8±0,5 ^e	7,9±1,4 ^f
Fajszám/négyzet			5,8±0,4 ^a	5,5±0,4 ^a	2,4±0,3 ^b	1,8±0,3 ^c	1,0±0,3 ^d	4,2±0,6 ^e
Összfajszám			24	21	30	25	16	35

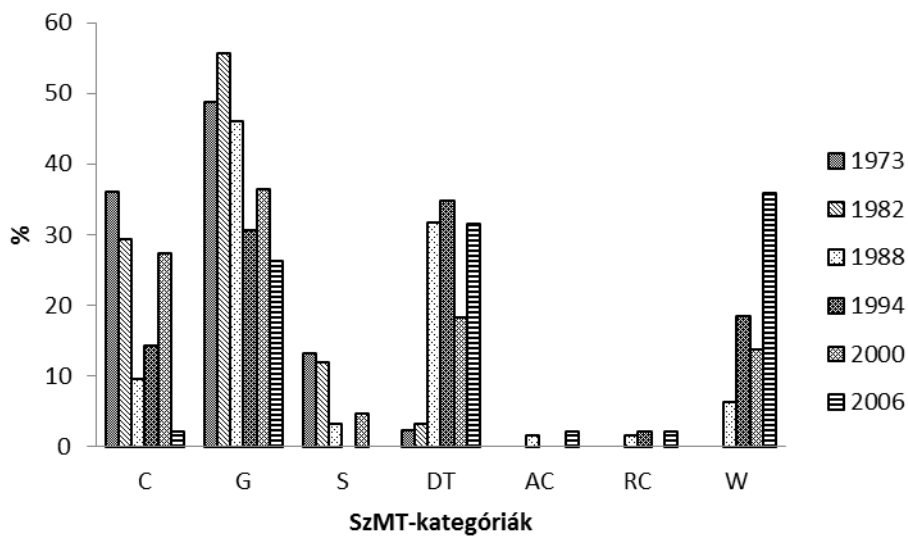
Rövidítések: AC- agresszív kompetitorok, C- kompetitorok, DT- természetes zavarástűrők, G- generalisták, RC- ruderalis kompetitorok, S- specialisták, W- gyomok, Ch- chamaephyta, H- hemikryptophyta, G- geophyta, HH- hydato-helophyta, TH-hemitherophyta, Th-therophyta

Szociális Magatartás Típust tekintve fajszámban a generalisták (pl. *Carex michelii*, *Dactylis polygama*, *Galium schultesii*) és a természetes zavarástűrők domináltak (pl. *Carex muricata*, *Hypericum perforatum* és *Veronica chamaedrys*) 1973 és 2006 között (2. ábra). A természetes kompetitor (pl. *Festuca heterophylla*, *Melica uniflora* és *Poa nemoralis*) kategória részesedése fajszámban 2006-ra lecsökkent (2-3. ábra). Az 1988-as évtől kezdődően megfigyelhető a gyomok megjelenése is, és a *Galium aparine* és *Lactuca serriola* esetében a megtelepedése is (1. táblázat). A gyomok fajszámbeli relatív részesedése 2006-ra 23 % volt, a generalisták és természetes kompetitorok viszont fajszámban jelentősebbek (43 %) maradtak (2. ábra). A természetes zavarástűrők fajszámban jelentősek voltak 1988-ig (19-21 %-os relatív részesedés) is, 2006-ra már 34 %-os részesedésük volt (2. ábra).

Borításban kezdetben (3. ábra) a generalisták és a természetes kompetitorok részesedése volt a legnagyobb (55-85 %-os), ez 2006-ra 28 %-ra csökkent (3. ábra). Ezzel párhuzamosan a gyomok relatív borítása 40 % fölé emelkedett 2006-ra, közülük elsősorban a *Chelidonium majus* és *Galium aparine* borítása lett jelentős. A természetes zavarástűrők borítása viszont 1988-ra ugrott 2%-os relatív részesedésről 30 % fölé (3. ábra), elsősorban az *Alliaria petiolata*, *Fallopia dumetorum* és *Geranium robertianum* fajok megjelenésével (1. táblázat).

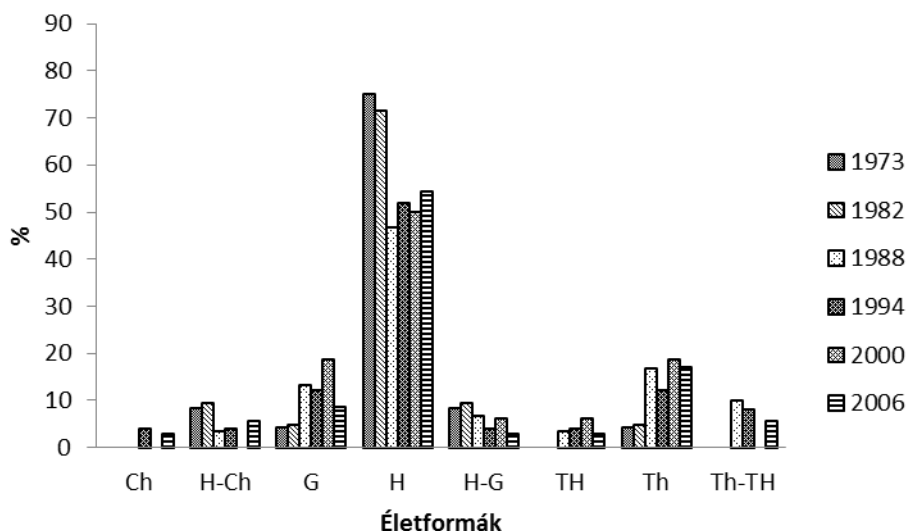


2. ábra. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 1973 és 2006 között regisztrált lágyszárú fajok Szociális Magatartás Típusok szerinti százalékos eloszlása.

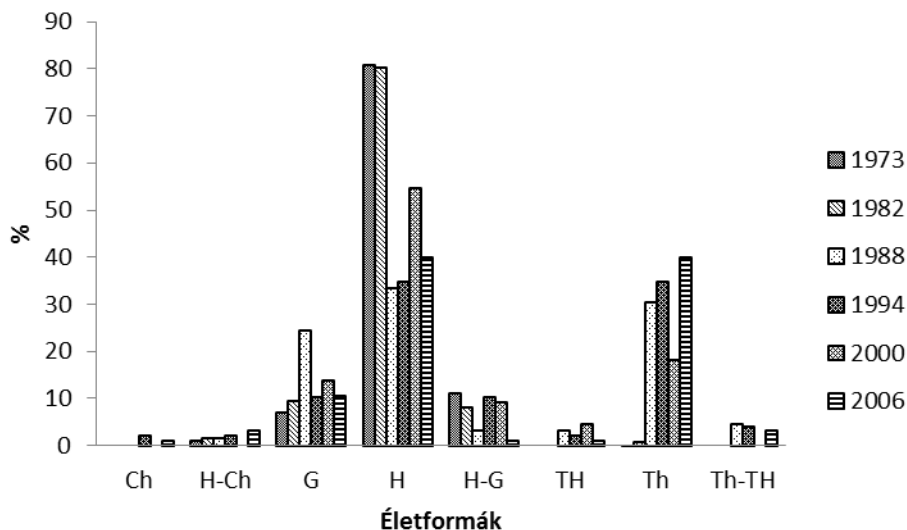


3. ábra. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 1973 és 2006 között regisztrált lágyszárú fajok borításának Szociális Magatartás Típusok szerinti százalékos eloszlása.

Az Életformák közül elsősorban ez egyéveseket érdemes kiemelni, mivel ezek közé ruderalis, elsősorban gyomfajok tartoznak (1. táblázat). Megállapítható, hogy 1973 és 1988 között csak a *Lapsana communis* volt jelen az egyévesek közül, amely 4 %-os fajszámbeli relatív részesedést jelentett (4-5. ábra). 1988-tól viszont megjelent a lágyszárú vegetációban például a *Fallopia dumetorum*, *Galium aparine* és *Geranium robertianum*, az egyévesek fajszámbeli relatív részesedése 2006-ban kis fluktuációt követően 17 % volt. Ha a borítást vizsgáljuk, még jelentősebb változás figyelhető meg. Az egyévesek 1973-ban mért 0,4 %-os relatív részesedése a borításból 1988-ra 30 %-ra, majd 2006-ra 40 %-ra növekedett, ami megegyezik a hemikryptyták relatív részesedésével 2006-ban.



4. ábra. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 1973 és 2006 között regisztrált lágyszárú fajok Életforma szerinti százalékos eloszlása.



5. ábra. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 1973 és 2006 között regisztrált lágyszárú fajok borításának Életforma szerinti százalékos eloszlása.

3.1.2. A magkészlet

2006-ban a síkfőkúti „A” negyedhektár mintájából összesen 33 faj 314 egyede csírázott (2. táblázat). A magsűrűség 1258 db/m^2 . A leggyakoribb 10 faj 11-81 maggal volt képviselve négyzetméterenként. Ezek alkotják a magkészlet több mint 80 %-át, melyek közül az *Ajuga reptans*, *Carex muricata*, *Poa nemoralis* és a *Veronica chamaedrys* jellemző faja az aktuális évben a vizsgált erdőnek. Továbbá jelentős a magkészlete a természetes zavarástűrő *Hypericum perforatum*-nak (104 db/m^2). A legnagyobb magszámmal a *Chenopodium polyspermum* (326 db/m^2) volt jelen. A cseres-tölgyesekre jellemző további erdei fajok közül a *Poa nemoralis* (64 db/m^2) és a *Carex muricata* (124 db/m^2) magkészlete volt a legnagyobb. A faj- és egyedszám a mélységgel szignifikánsan (Wilcoxon teszt, $p < 0,05$) csökken. A felső (0-5 cm) szintben 175, az alsóban (5-10 cm) 139 mag volt, tehát a teljes magszám 44 %-a található az alsó szintben. A fajok többségének nincs jelentős magkészlete (2. táblázat).

—A perzisztenciát tekintve 14 fajt nem kategorizáltunk, mivel a négyzetméterenkénti denzitásuk 12 db alatt marad (2. táblázat). A 2006-os vegetáció 43 %-a képzett magkészletet. Tranziens magkészletűnek csupán a *Carex michelii*-t találtuk. A legtöbb faj a rövidtávú perzisztens kategóriába tehető, a magvak 39 %-a tartozik ide (11 faj). A hosszútávú perzisztens kategóriába csupán 7 faj tartozik, de ezek a magkészlet 54 %-át adják. A síkfőkúti erdőben megtalálható rövid- és hosszú-távú perzisztens magvak 32 %-a erdei fajoktól származik, míg a fennmaradó részen a gyomok osztoznak. A gyomok közül a *Chenopodium polyspermum*-nak a legjelentősebb a magkészlete (326 db/m²), a hosszútávú perzisztens kategóriában 48 %-os a részesedése.

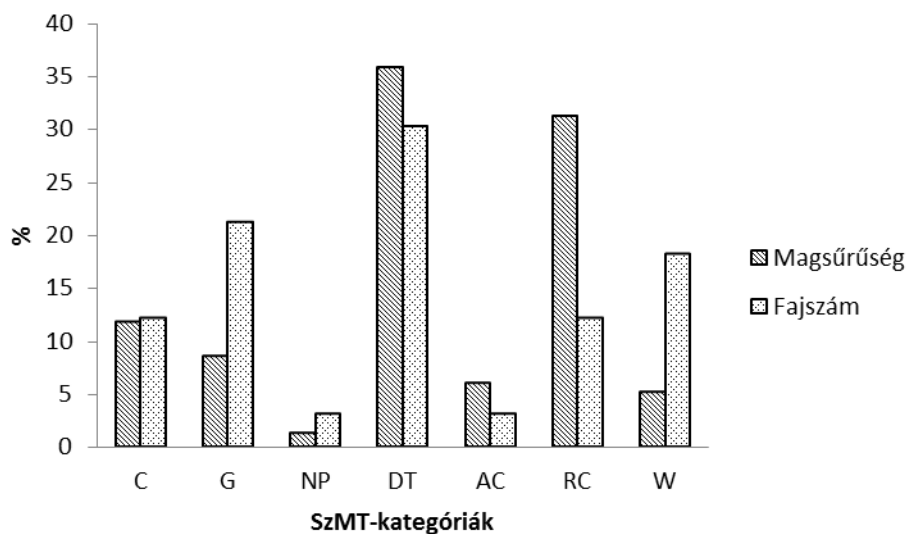
2. táblázat. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 2006-ban regisztrált lágyszárú magkészlet összetétele és sűrűsége (db/m²) a felső (0-5 cm) és az alsó (5-10 cm) talajrétegekben, a fajok Szociális Magatartás Típusok (SzMT, Borhidi 1995) és Raunkiaer életforma-kategória szerinti besorolása. Perzisztencia (P) Thompson (1997) rendszere alapján: 1- tranziens; 2- rövidtávú perzisztens; 3- hosszútávú perzisztens.

Fajok	SzMT	ÉFO	5-10 cm	0-5 cm	Össz.	P
<i>Ajuga reptans</i>	DT	H-Ch	36	24	60	3
<i>Ballota nigra</i>	W	H(Ch)	4	-	4	-
<i>Carex michelii</i>	G	H	-	12	12	1
<i>Carex muricata</i>	DT	H	68	56	124	3
<i>Chaerophyllum temulum</i>	DT	Th-TH	4	-	4	-
<i>Chenopodium album</i>	RC	Th	8	52	60	2
<i>Chenopodium hybridum</i>	W	Th	-	4	4	-
<i>Chenopodium polyspermum</i>	RC	Th	193	133	326	3
<i>Cirsium arvense</i>	RC	G	-	4	4	-
<i>Cirsium vulgare</i>	W	TH	4	32	36	2
<i>Conyza canadensis</i>	AC	Th-H	28	48	76	2
<i>Dactylis glomerata</i>	DT	H	4	8	12	2
<i>Epilobium montanum</i>	G	H	-	8	8	-
<i>Epilobium tetragonum</i>	G	H	-	4	4	-
<i>Fallopia dumetorum</i>	DT	Th	4	8	12	2
<i>Festuca heterophylla</i>	C	H	-	4	4	-

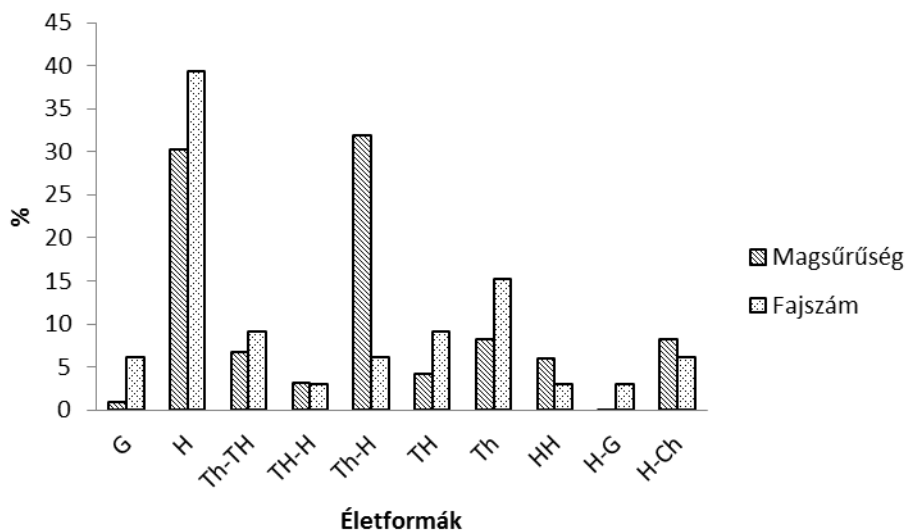
<i>Fragaria vesca</i>	G	H	4	24	28	2
<i>Hypericum perforatum</i>	DT	H	52	52	104	3
<i>Lathyrus niger</i>	G	H	-	4	4	-
<i>Matricaria maritima</i>	W	TH	-	4	4	-
<i>Melandrium album</i>	W	Th-TH	-	4	4	-
<i>Melica uniflora</i>	C	H-G	-	4	4	-
<i>Poa nemoralis</i>	C	H	20	44	64	2
<i>Polygonum lapathifolia</i>	DT	G	4	4	8	-
<i>Solanum nigrum</i>	W	Th	8	4	12	3
<i>Stellaria media</i>	DT	Th-TH	36	40	76	2
<i>Taraxacum officinale</i>	RC	H	-	4	4	-
<i>Turritis glabra</i>	G	TH	4	8	12	2
<i>Typha angustifolia</i>	C	HH	24	52	76	2
<i>Urtica dioica</i>	DT	H	-	8	8	-
<i>Verbascum nigrum</i>	G	TH-H	36	4	40	3
<i>Veronica chamaedrys</i>	DT	H-Ch	8	36	44	2
<i>Vicia lathyroides</i>	NP	Th	8	8	16	3

A SzMT és ÉFO rövidítései az 1. táblázatban olvashatóak.

A Szociális Magatartás Típusokat vizsgálva (6. ábra) elmondható, hogy a fajok 64 %-a ruderalis, melyből 30 % természetes zavarástűrő, 34 % gyom. A Szociális Magatartás Típusokat vizsgálva elmondható, hogy a fajok 64 %-a ruderalis, melyből 30 % természetes zavarástűrő, 34 % gyom. A magvak 36 %-a természetes zavarástűrő (pl. *Hypericum perforatum*, *Stellaria media*), 42 %-a gyom (pl. *Chenopodium album*, *Ch. polyspermum*), tehát a ruderalis fajok a magkészlet 78 %-át adják. Az Életformák (7. ábra) közül az egyéveseket vizsgálva elmondható, hogy mind fajszámban, mind magsűrűségben 15 % alatt vannak. Ugyanakkor érdekes megnézni a Th-H kategóriába tartozó két fajt, a *Chenopodium polyspermum*-ot és a *Conyza canadensis*-t. Ez a két faj adja a magsűrűség 32 %-át. Fajszámban a hemikryptophytonok (például *Carex* fajok, *Poa nemoralis*) százalékos aránya a legnagyobb, magszámban is 30 % körüli a részesedésük. Megjegyzendő, hogy ebbe a kategóriába tartozik a *Hypericum perforatum* természetes zavarástűrő faj is, amely a hemikryptophyton kategória 27 %-át adja.



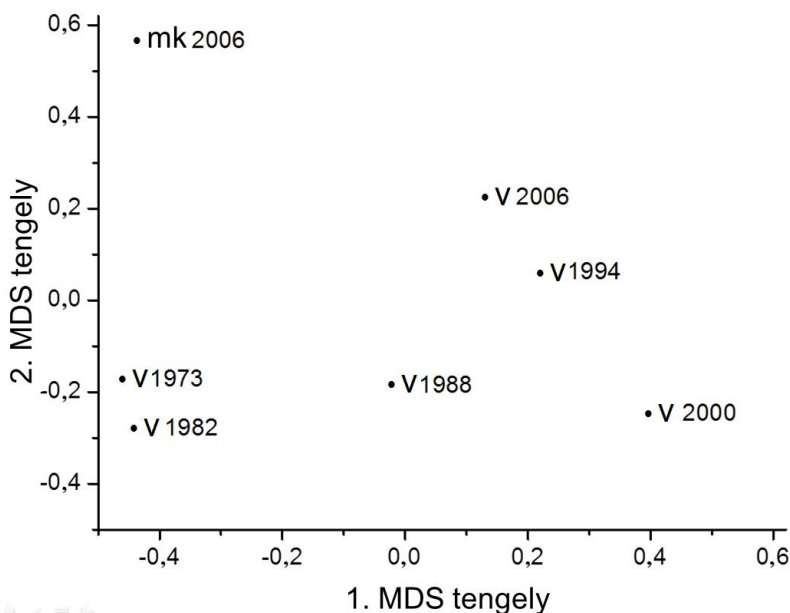
6. ábra. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 2006-ban regisztrált magkészet Szociális Magatartás Típusok szerinti százalékos eloszlása magsűrűség és fajszám alapján.



7. ábra. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 2006-ban regisztrált magkészet Életforma szerinti százalékos eloszlása magsűrűség és fajszám alapján.

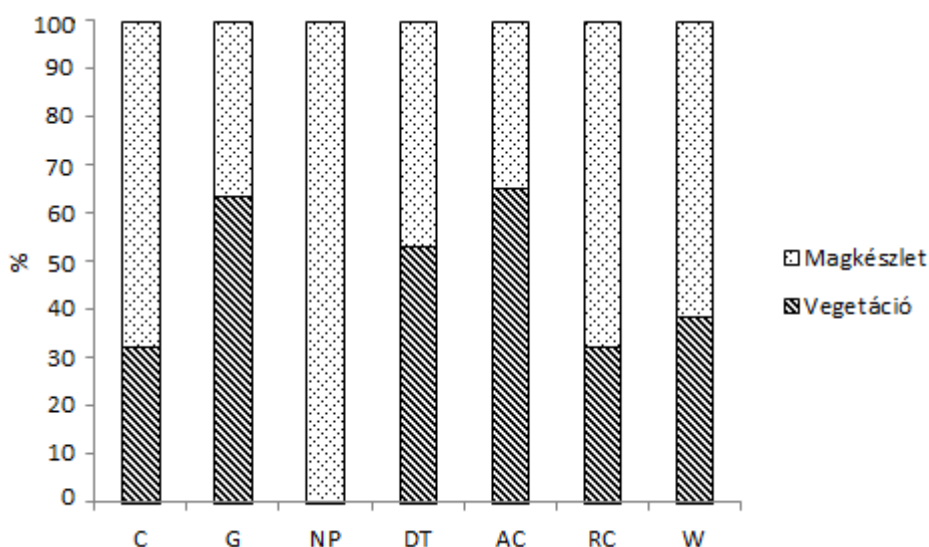
3.1.3. A lágyszárú növényzet és a magkészlet összevetése

Az „A” negyedhektárban a magkészletben és a vegetációban együttesen 53 faj fordult elő 2006-ban (2. és 3. táblázat). Csak a vegetációban 20, csak a magkészletben 18 faj fordult elő, míg a közös fajok száma 15. A csak magkészletben regisztrált fajok közül a *Chenopodium album* (60 db/m²) és a *Typha angustifolia* (76 db/m²) fajok rendelkeztek jelentősebb magkészlettel (3. táblázat). A Sørensen hasonlóság mértéke 44 %. Az előző évekre is kiszámoltuk a hasonlóságokat a 2006-os magkészlet adatok alapján. Ebből kiderült, hogy a mintavétel évétől eltekintve a magkészlet legjobban az 1973-as vegetációhoz hasonlít (a hasonlóság 38 %), legkevésbé a 2000-es vegetációhoz (20 %) (8. ábra). A tölgyerdei fajok közül a következők voltak jelen a vegetációban, ugyanakkor nem képeztek magkészletet: *Melica nutans*, *Polygonatum latifolium*, *Stachys sylvatica* és *Viola hirta* (2. táblázat). Ugyanakkor a *Festuca heterophylla* és a *Fragaria vesca* eltűnt az erdő lágyszárú szintjéből, néhány magot viszont detektáltunk a magkészletben (2. és 3. táblázat). A vegetációban levő gyakori gyomok közül a *Chelidonium majus*-nak és a *Geranium robertianum*-nak nem volt magkészlete.

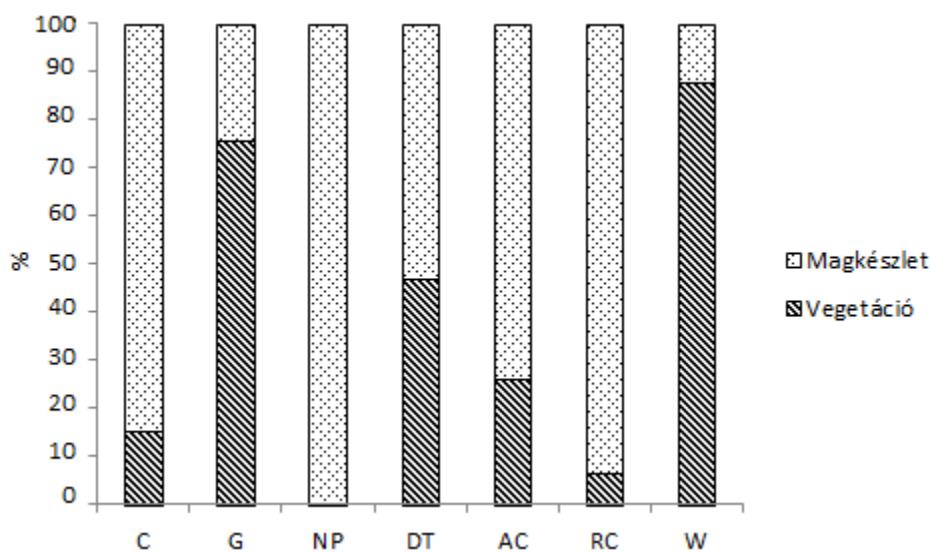


8. ábra. A magkészlet (mk) és a lágyszárú vegetáció (v) MDS ordinációja a hasonlóság alapján (stress = 0,27%).

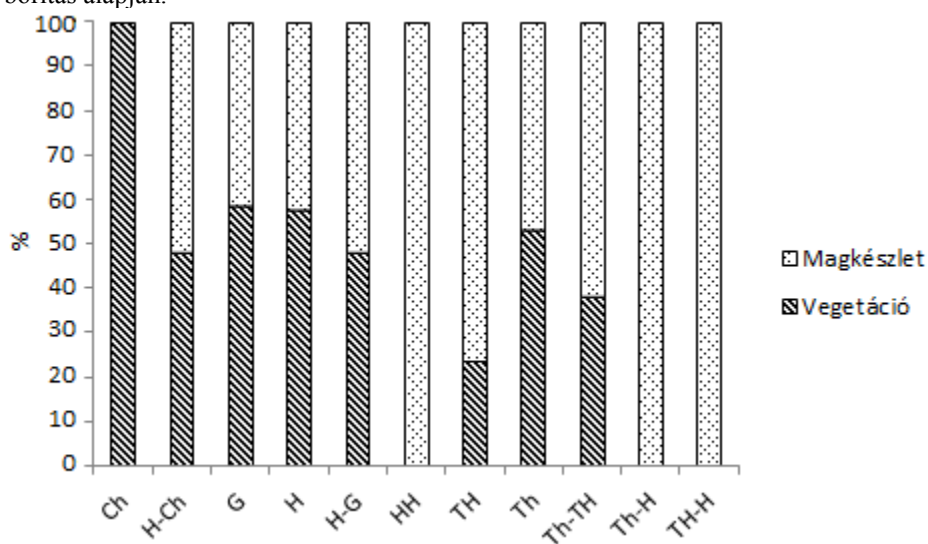
A Szociális Magatartás Típusok eloszlását (9. és 10. ábra) vizsgálva 2006-ban elmondható, hogy a természetes pionír (*Vicia lathyroides*), kategória csak a magkészletben fordul elő. A fajszámokat, magszámot és borítást tekintve látható, hogy a ruderalis fajok a magkészletben vannak túlsúlyban, de a gyom (W) kategória részesedése a borításban jelentősebb (10. ábra), a *Galium aparine* fajnak köszönhetően (1. táblázat). A kompetitor kategória nagy magszámbeli részesedése (10. ábra) a *Typha angustifolia* (76 db/m²) és *Poa nemoralis* (64 db/m²) denzitásának tulajdonítható (2. táblázat). Csak a vegetációban volt jelen a chamaephyta életforma (*Solanum dulcamara*) (11. és 12. ábra). Míg csak a magkészletben volt jelen a hydato-heliophyta (*Typha angustifolia*), therophyta-hemikryptophyta (*Coryza canadensis*), hemitherophyta-hemikryptophyta (*Verbascum nigrum*) kategória (11. és 12. ábra).



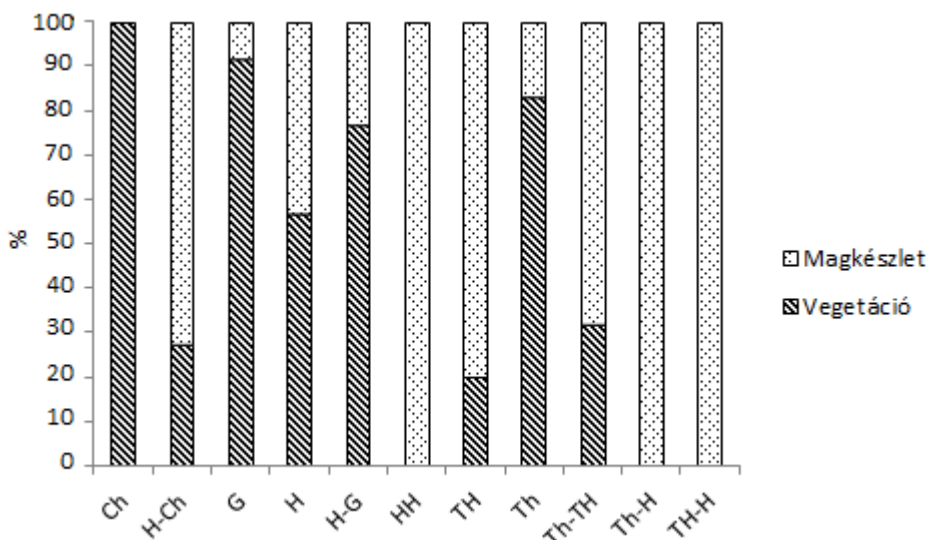
9. ábra. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 2006-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészlet Szociális Magatartás Típusok szerinti relatív reprezentáltsága fajszám alapján.



10. ábra. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 2006-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészlet Szociális Magatartás Típusok szerinti relatív reprezentáltsága magzsűrűség és borítás alapján.



11. ábra. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 2006-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészlet Életforma szerinti relatív reprezentáltsága fajszám alapján.



12. ábra. A síkfőkúti erdő „A” negyedhektárában 2006-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészet Életforma szerinti relatív reprezentáltsága magsűrűség és borítás alapján.

3.2. A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő „D” negyedhektárának lágyszárú vegetációja és magkészlete (2008)

3.2.1. A földfeletti lágyszárú vegetáció

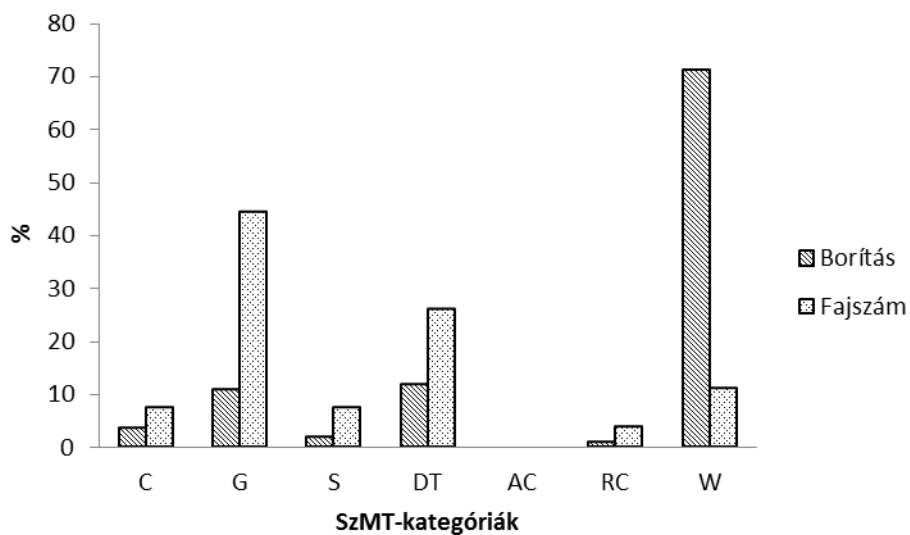
A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárának lágyszárú növényzetében összesen 27 fajt regisztráltunk (3. táblázat). A négyzetenkénti átlagos fajsza szám 3 db, az átlagos borítás 10 %-os (3. táblázat). A két legnagyobb borítású faj az egyéves gyom (9. és 10. ábra) *Galium aparine* (7,7 %) és a természetes zavarástűrő *Myosoton aquaticum* (0,4 %). Az erdei fajok átlagos borítása alacsony (például *Melica uniflora* 0,3 %, *Geum urbanum* 0,2 % és a *Viola sylvestris* 0,1 %). A gyomok alkották a borítás jelentős részét (9. ábra), a négyzetenkénti átlagborítás 7,8 %. A fajok legnagyobb része (44 %) a hemikryptophyták és geophyták (14 ábra) uralta generalista kategóriába (13. ábra) tartozott.

3. táblázat: A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárában 2008-ban regisztrált lágyszárú fajok fajok négyzetenkénti átlagos borítása (átlag $\pm$ SE) és fajsza szám változása, Szociális Magatartás Típusok (SzMT, Borhidi 1995) és Raunkiaer életforma-kategória szerinti besorolása.

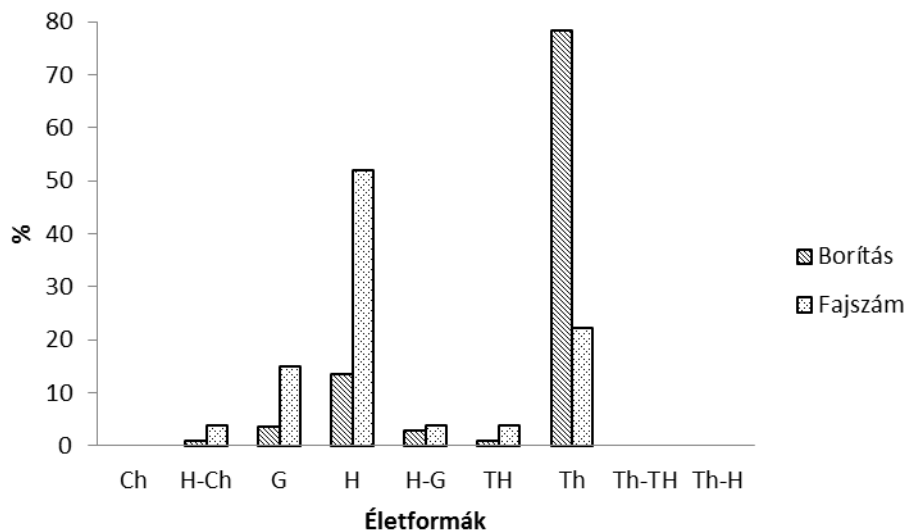
Fajnév	SzMT	ÉFO	Síkfőkút
<i>Alliaria petiolata</i>	DT	TH	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Anthriscus cerefolium</i>	W	Th	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Buglossoides purpureo-coerulea</i>	S	H(G)	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Carex muricata</i>	DT	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Chelidonium majus</i>	W	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Convallaria majalis</i>	G	G	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Dactylis polygama</i>	G	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Fallopia dumetorum</i>	DT	Th	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Galium aparine</i>	W	Th	7,7 $\pm$ 1,6
<i>Galium schultesii</i>	G	G	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Galeopsis pubescens</i>	G	Th	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Geranium robertianum</i>	DT	Th	0,3 $\pm$ 0,1
<i>Geum urbanum</i>	DT	H	0,2 $\pm$ 0,1
<i>Hypericum montanum</i>	G	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Lathyrus niger</i>	G	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Lathyrus vernus</i>	S	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Melica uniflora</i>	C	H-G	0,3 $\pm$ 0,1
<i>Melittis carpatica</i>	G	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Myosoton aquaticum</i>	DT	Th	0,4 $\pm$ 0,2
<i>Poa nemoralis</i>	C	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Polygonatum latifolium</i>	G	G	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Stachys sylvatica</i>	G	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Symphytum nodosum</i>	G	G	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Taraxacum officinale</i>	RC	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Veronica chamaedrys</i>	DT	H-Ch	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Viola hirta</i>	G	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Viola sylvestris</i>	G	H	0,1 $\pm$ 0,1

Borítás/négyzet	10,1±1,7
Fajszám/négyzet	3,1±0,3
Összfajszám	27

A SzMT és ÉFO rövidítései az 1. táblázatban olvashatóak.



13. ábra. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárában 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció Szociális Magatartás Típusok szerinti százalékos eloszlása borítás és fajszám alapján.



14. ábra. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárában 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció Életforma szerinti százalékos eloszlása borítás és fajszám alapján.

3.2.2. A magkészlet

A síkfőkúti „D” negyedhektár mintáiból összesen 58 faj 728 egyede csírázott (4. táblázat). A magsűrűség 1932 mag/m^2 . A cseres-tölgyesekre jellemző erdei fajok közül csak a *Carex muricata*, *Poa nemoralis* és a *Veronica chamaedrys* rendelkezett 30 db/m^2 feletti magszámmal. A faj- és egyedszám a mélységgel szignifikánsan (Wilcoxon teszt, $p < 0,05$) csökkent. A felső (0-5 cm) szintben 407, az alsóban (5-10 cm) 321 mag volt, tehát a teljes magszámnak 44%-a található az alsó szintben, hasonlóan az „A” negyedhektárban tapasztaltakhoz. Mindkét szintben a gyom *Chenopodium polyspermum* (170 db/m^2), a természetes zavarástűrő *Hypericum perforatum* (547 db/m^2) és a kompetitor *Typha angustifolia* (237 db/m^2) volt a leggyakoribb faj. Főleg a *Chenopodium* fajoknak köszönhetően a magvak 23 %-a gyom, míg csak 26 %-a kompetitor és specialista. A *Hypericum* nagy magszáma miatt a természetes zavarástűrő kategória részesedése a teljes magszámból 50 %-os (15. ábra). Életforma szerint a hemikryptophyta és therophyta kategória részesedése legnagyobb fajszám és magsűrűség tekintetében is (16. ábra).

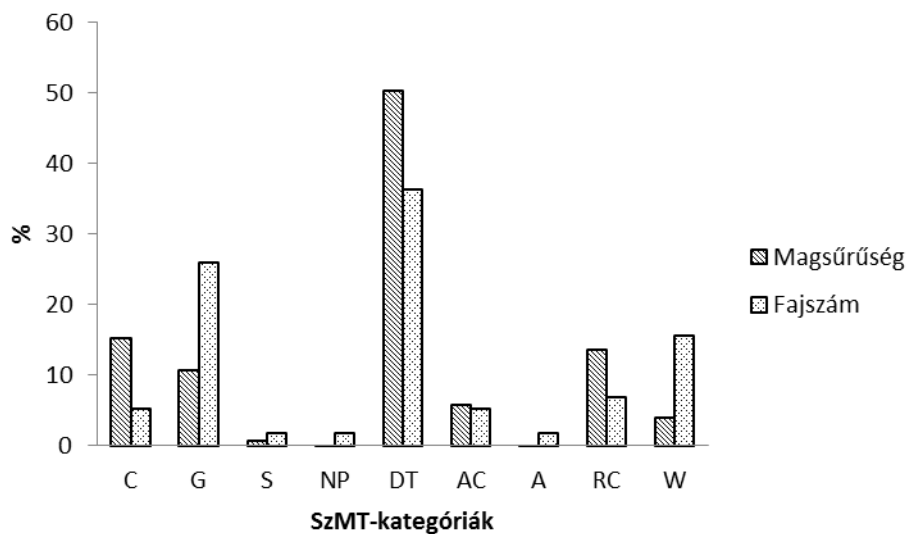
A perzisztenciát tekintve 29 fajt nem kategorizáltunk alacsony denzitásuk miatt (4. táblázat). A magkészlet 80 %-át viszont sikerült kategorizálni. Tranziens magkészletűnek csupán a *Geum urbanum*-ot találtuk. A legtöbb faj a rövidtávú perzisztens kategóriába sorolható, a kategorizált magvak 35 %-a tartozik ide (16 faj). A hosszútávú perzisztens kategóriába 12 faj tartozik, de ezek a magkészlet 46 %-át adják; a társulásközömbös, természetes zavarástűrő *Hypericum perforatum* kategórián belüli részesedése 62 %-os. A rövid- és hosszútávú perzisztens magvak 15 %-a kompetitor és specialista, míg a fennmaradó rész a ruderalisokhoz tartozik. Az erdőkre jellemző fajok magjai 53 %-át teszik ki a perzisztens magvaknak.

4. táblázat. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárában 2008-ban regisztrált lágyszárú magkészlet összetétele és sűrűsége (db/m²) a felső (0-5 cm) és az alsó (5-10 cm) talajrétegekben, a fajok Szociális Magatartás Típusok (SzMT, Borhidi 1995) és Raunkiaer életforma-kategória szerinti besorolása. Perzisztencia (P) Thompson (1997) rendszere alapján: 1- tranzien; 2- rövidtávú perzisztens; 3- hosszútávú perzisztens.

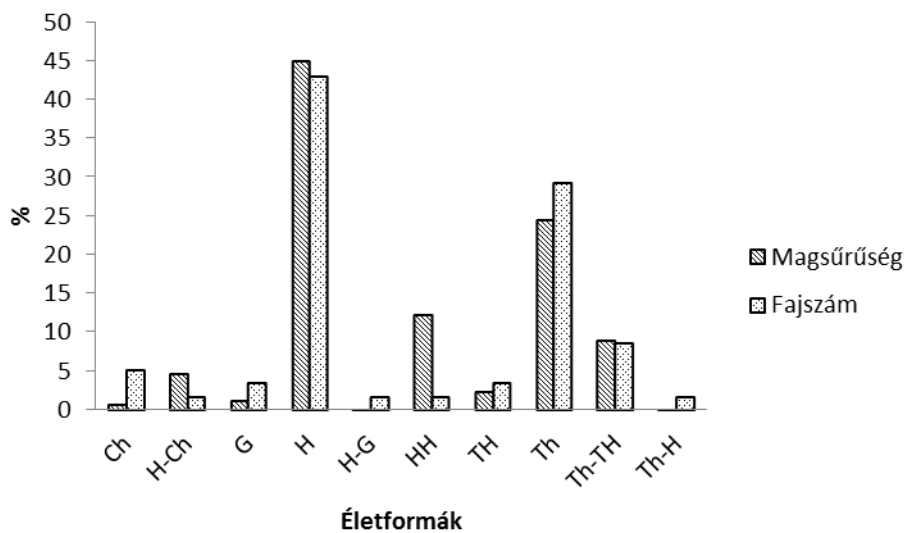
Fajok	SzMT	ÉFO	5-10 cm	0-5 cm	Össz.	P
<i>Ajuga genevensis</i>	G	H	11	8	19	3
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	G	H	3		3	
<i>Ballota nigra</i>	W	H(Ch)		3	3	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	W	Th-TH	3	8	11	2
<i>Carex digitata</i>	G	H	11	19	30	2
<i>Carex montana</i>	S	H	11	3	14	3
<i>Carex muricata</i>	DT	H	13	21	34	2
<i>Centaurea pannonica</i>	DT	H	5	5	10	3
<i>Centaureum erythrea</i>	G	Th	8	16	24	2
<i>Cerastium fontanum</i>	DT	TH(Th)	3		3	
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	DT	H	8	11	19	2
<i>Chelidonium majus</i>	W	H	3	3	6	
<i>Chenopodium album</i>	RC	Th	3	66	69	2
<i>Chenopodium hybridum</i>	W	Th	3	3	6	
<i>Chenopodium polyspermum</i>	RC	Th	96	74	170	3
<i>Cirsium arvense</i>	RC	G	5	13	18	2
<i>Clinopodium vulgare</i>	G	H	5		5	
<i>Conyza canadensis</i>	AC	Th	5	11	16	
<i>Dactylis polygama</i>	G	H	13	11	24	3
<i>Daucus carota</i>	DT	Th-TH	3		3	
<i>Digitaria sanguinalis</i>	AC	Th	13	5	18	3
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	G	Ch	3		3	
<i>Euphorbia maculata</i>	A	Th		3	3	
<i>Fallopia dumetorum</i>	DT	Th	11	13	24	2
<i>Fragaria vesca</i>	G	H	3	13	16	2
<i>Galium schultesii</i>	G	G		5	5	

<i>Geranium robertianum</i>	DT	Th		3	3	
<i>Geum urbanum</i>	DT	H		8	8	1
<i>Hypericum montanum</i>	G	H		5	5	
<i>Hypericum perforatum</i>	DT	H	308	239	547	3
<i>Juncus articulatus</i>	DT	H	3		3	
<i>Juncus bufonius</i>	DT	Th	3	8	11	
<i>Lathyrus niger</i>	G	H	3	3	6	
<i>Linaria vulgaris</i>	W	H(Ch)		3	3	
<i>Melandrium album</i>	W	Th-TH	21	11	32	3
<i>Melica uniflora</i>	C	H-G		5	5	
<i>Melilotus officinalis</i>	W	Th-TH		3	3	
<i>Moehringia trinervia</i>	DT	Th-H	3		3	
<i>Persicaria lapatifolia</i>	DT	Th		3	3	
<i>Poa angustifolia</i>	DT	H	5	3	8	3
<i>Poa nemoralis</i>	C	H	19	32	51	2
<i>Prunella vulgaris</i>	DT	H	11	24	35	2
<i>Ranunculus sardous</i>	DT	Th(H)	11	11	22	3
<i>Solanum nigrum</i>	W	Th	5	5	10	3
<i>Solidago virga-aurea</i>	G	H	13		13	3
<i>Stellaria media</i>	DT	Th-TH	56	69	125	2
<i>Stenactis annua</i>	AC	Th	19	58	77	2
<i>Taraxacum officinale</i>	RC	H	3	3	6	
<i>Teucrium chamaedrys</i>	G	Ch	3	3	6	
<i>Turritis glabra</i>	G	TH	16	27	43	2
<i>Typha angustifolia</i>	C	HH	72	165	237	
<i>Urtica dioica</i>	DT	H		5	5	
<i>Veronica chamaedrys</i>	DT	H-Ch	32	58	90	2
<i>Veronica polita</i>	W	Th		3	3	
<i>Veronica prostrata</i>	G	Ch	3		3	
<i>Vicia cracca</i>	DT	H		3	3	
<i>Vicia hirsuta</i>	DT	Th	5	11	16	2
<i>Vicia lathyroides</i>	NP	Th		3	3	

A SzMT és EFO rövidítései az 1. táblázatban olvashatóak.



15. ábra. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárában 2008-ban regisztrált magkészlet Szociális Magatartás Típusok szerinti százalékos eloszlása magsűrűség és fajszám alapján.

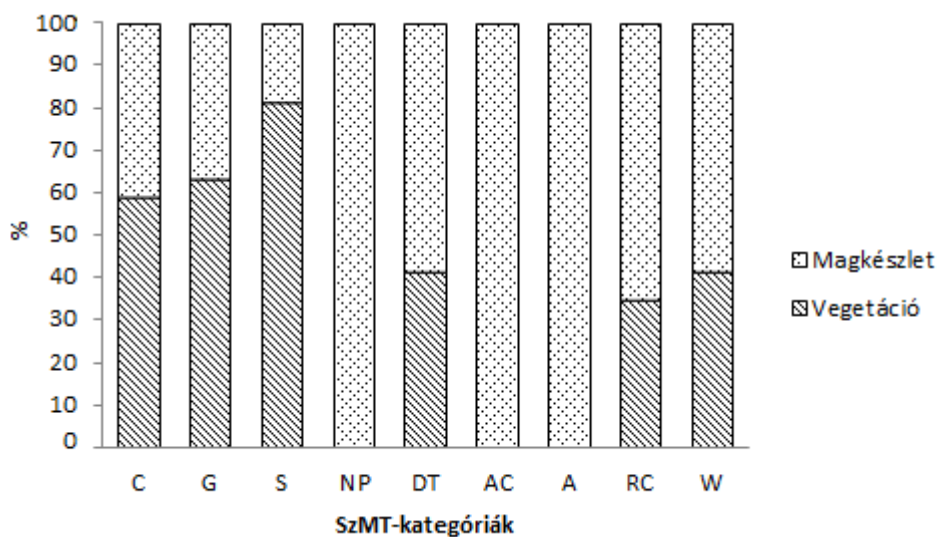


16. ábra. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárában 2008-ban regisztrált magkészlet Életforma szerinti százalékos eloszlása magsűrűség és fajszám alapján.

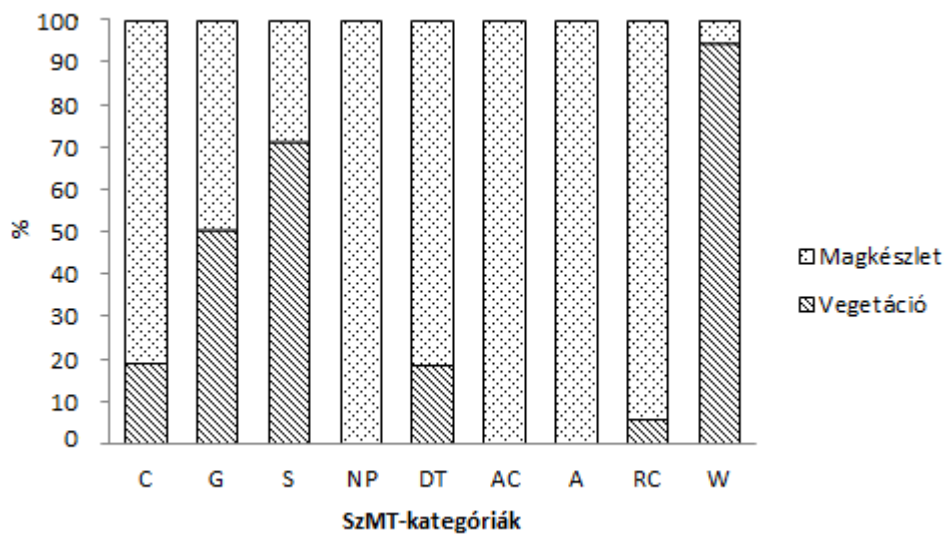
3.2.3. A lágyszárú növényzet és magkészlet összevetése

A síkfőközi magkészletben és a vegetációban együttesen 72 faj fordult elő a „D” negyedhektár adatai alapján. Csak a vegetációban 14, csak a magkészletben 45 faj, míg a közösen előforduló fajok száma 13. A Sørensen hasonlóság értéke 30,6 %. Megfigyelhető, hogy a vegetációban levő gyakori gyomok közül a *Galium aparine*-nek és a *Myosoton aquaticum*-nak nem mutattuk ki magkészletét (3. és 4. táblázat). Ugyanakkor a legnagyobb magdenzitású fajok nem találhatók meg a földfeletti vegetációban, mint pl. a *Chenopodium album*, *Chenopodium polyspermum*, *Stellaria media*, *Stenactis annua*, *Turritis glabra* és *Typha angustifolia*. A vegetációban alacsony borítású két tölgyerdei fajnak, a *Veronica chamaedrys*-nek (90 db/m²) és a *Poa nemoralis*-nak (50 db/m²) még jelentős magkészletét találtuk (4. táblázat).

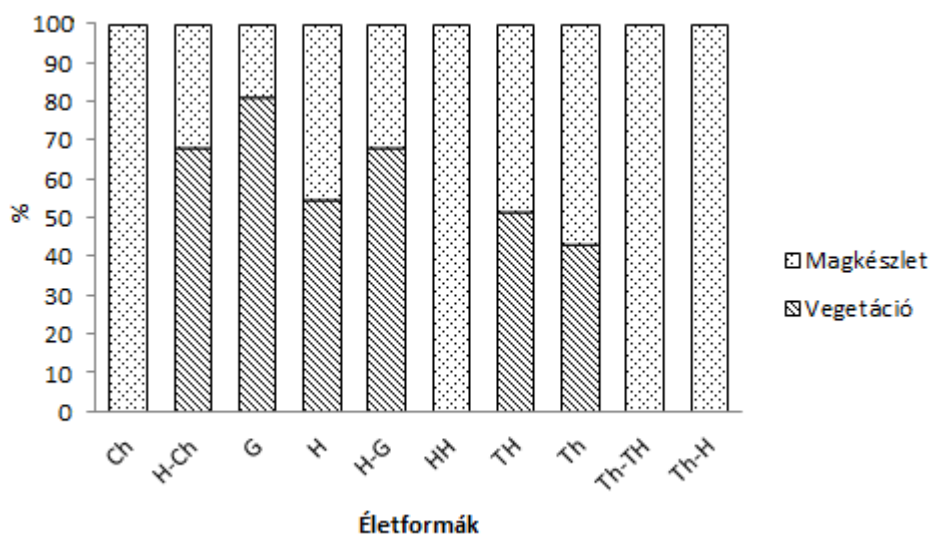
A Szociális Magatartás Típusok eloszlását (17. és 18. ábra) vizsgálva elmondható, hogy a természetes pionír (*Vicia lathyroides*), agresszív kompetitor (*Conyza canadensis*, *Digitaria sanguinalis*, *Stenactis annua*) és adventív gyom (*Euphorbia maculata*) kategória csak a magkészletben fordul elő. A fajszerkezet, magszám és borítást tekintve látható, hogy a ruderalis fajok a magkészletben vannak túlsúlyban, de a gyom (W) kategória részesedése a borításban jelentősebb (18. ábra), a *Galium aparine* fajnak köszönhetően (3. táblázat). Fontos kiemelni a természetes kompetitor kategória nagy magszámbeli részesedését (18. ábra), amely elsősorban a *Typha angustifolia* 237 db/m²-es denzitásának tulajdonítható (4. táblázat). Csak a magkészletben található életformák (19. és 20. ábra) a chamaephyta (*Euphorbia maculata*, *Veronica prostrata*), hydato-heliophyta (*Typha angustifolia*), therophyta-hemitherophyta (pl. *Stellaria media*, *Capsella bursa-pastoris*), therophyta-hemikryptophyta (*Moehringia trinervia*).



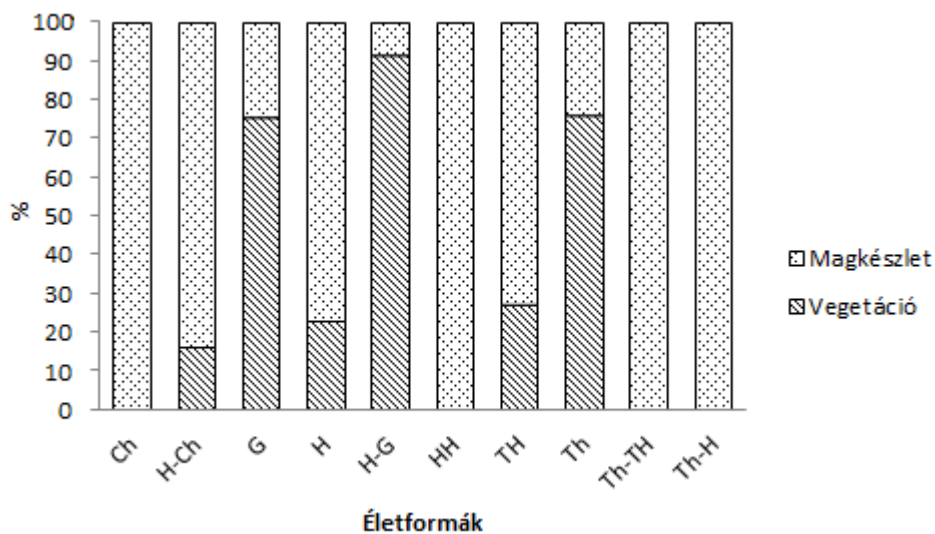
17. ábra. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárában 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészet Szociális Magatartás Típusok szerinti relatív reprezentáltsága fajszám alapján.



18. ábra. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárában 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészet Szociális Magatartás Típusok szerinti relatív reprezentáltsága magssűrűség és borítás alapján.



19. ábra. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárában 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészlet Életforma szerinti relatív reprezentáltsága fajszám alapján.



20. ábra. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárában 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészlet Életforma szerinti relatív reprezentáltsága magűrűség és borítás alapján.

3.3. A Vár-hegy Erdőrezervátum lágyszárú vegetációja és magkészlete (2008)

3.3.1. A földfeletti lágyszárú vegetáció

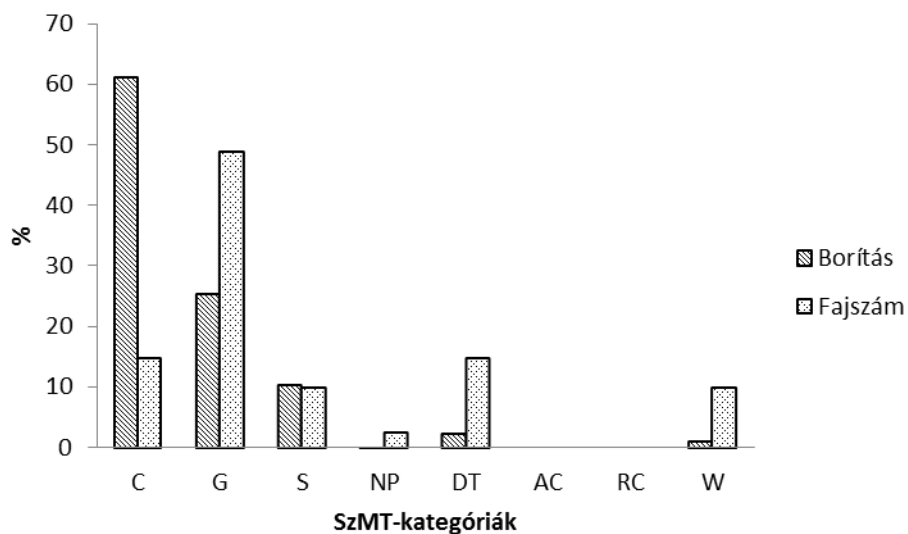
A vár-hegyi terület lágyszárú növényzetét 41 faj alkotta. A felvételi négyzetenkénti átlagos fajszám 7, az átlagos borítás 49 %-os (5. táblázat). Az erdei fajok a leggyakoribbak, a legnagyobb borítással a *Melica uniflora* (29 %) rendelkezik. Az egész fajkészletben összesen 4 gyomfaj található 0,4 %-os átlagborítással: *Arctium lappa*, *Chrysanthemum corymbosum*, *Galium aparine*, *Linaria vulgaris* (5. táblázat). A természetes kompetitor és generalista fajok (pl. *Dactylis polygama*, *Galium schultesii*, *Melica uniflora*) borítása a legnagyobb (21. ábra). Mivel az előző fajok életforma szerint a geophyta, hemikryptophyta kategóriába tartoznak, ezért ezek részesedése a legnagyobb a borításban (22. ábra). Fajszám tekintetében a generalisták (21. ábra) és hemikryptophyták (22. ábra) részesedése a legnagyobb.

5. táblázat. A vár-hegyi erdőben 2008-ban regisztrált lágyszárú fajok négyzetenkénti átlagos borítása (átlag $\pm$ SE) és fajszám változása, Szociális Magatartás Típusok (SzMT, Borhidi 1995) és Raunkiaer életforma-kategória szerinti besorolása.

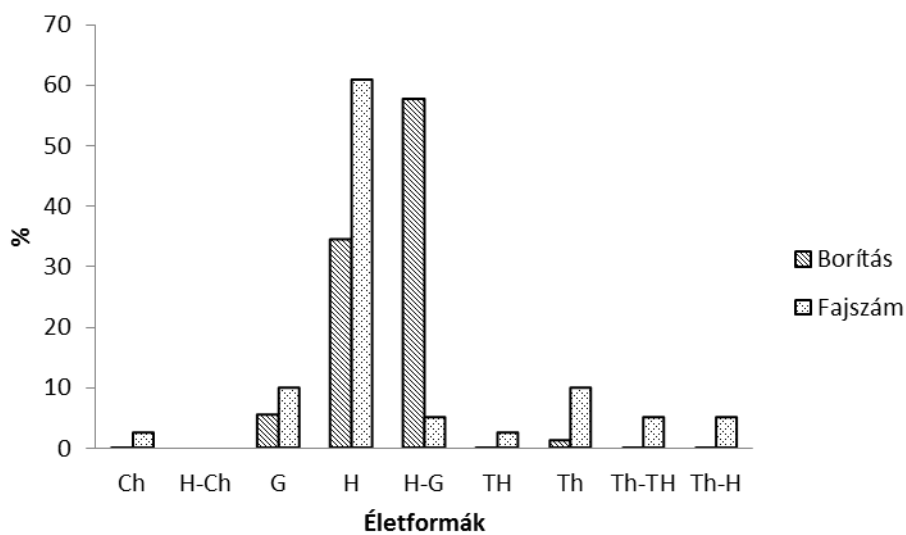
Fajnév	SzMT	ÉFO	Vár-hegy
<i>Arctium lappa</i>	W	TH	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Asperula odorata</i>	C	H	0,3 $\pm$ 0,1
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	G	H	0,2 $\pm$ 0,1
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	G	H	0,2 $\pm$ 0,1
<i>Bromus inermis</i>	C	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Buglossoides purpureo-coerulea</i>	S	H(G)	4,7 $\pm$ 1,2
<i>Carex montana</i>	S	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Carex pilosa</i>	C	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Chrysanthemum corymbosum</i>	W	H	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Clinopodium vulgare</i>	G	H	0,6 $\pm$ 0,3
<i>Convallaria majalis</i>	G	G	0,1 $\pm$ 0,1
<i>Cynanchum vincetoxicum</i>	G	H	0,8 $\pm$ 0,3
<i>Dactylis polygama</i>	G	H	1,5 $\pm$ 0,7

<i>Fallopia dumetorum</i>	DT	Th	0,1±0,1
<i>Fragaria viridis</i>	G	H	0,4±0,1
<i>Galium aparine</i>	W	Th	0,2±0,2
<i>Galium schultesii</i>	G	G	2,4±0,8
<i>Geranium robertianum</i>	DT	Th	0,2±0,1
<i>Geum urbanum</i>	DT	H	0,5±0,2
<i>Glechoma hirsuta</i>	G	H	0,5±0,2
<i>Hieracium sylvaticum</i>	G	H	0,1±0,1
<i>Iris graminea</i>	S	G	0,1±0,1
<i>Lathyrus niger</i>	G	H	0,3±0,2
<i>Lathyrus vernus</i>	S	H	0,2±0,1
<i>Linaria vulgaris</i>	W	H(Ch)	0,1±0,1
<i>Lysimachia nummularia</i>	DT	Ch	0,1±0,1
<i>Melica uniflora</i>	C	H-G	28,7±3,3
<i>Melica nutans</i>	G	H-G	0,1±0,1
<i>Melittis carpatica</i>	G	H	0,1±0,1
<i>Moehringia trinervia</i>	DT	Th-H	0,1±0,1
<i>Poa nemoralis</i>	C	H	0,5±0,3
<i>Polygonatum latifolium</i>	G	G	0,1±0,1
<i>Scutellaria columnae</i>	G	H	0,5±0,4
<i>Stachys sylvatica</i>	G	H	2,4±0,4
<i>Stellaria holostea</i>	C	H	0,8±0,5
<i>Trifolium alpestre</i>	G	H	0,2±0,1
<i>Urtica dioica</i>	DT	H	0,1±0,1
<i>Verbascum chaixii</i>	G	Th-H	0,1±0,1
<i>Vicia lathyroides</i>	NP	Th	0,1±0,1
<i>Viola hirta</i>	G	H	1,6±0,3
<i>Viola sylvestris</i>	G	H	0,4±0,2
Borítás/négyzet			49,3±5,6
Fajsza/m/négyzet			6,8±0,5
Összfajsza			41

A SzMT és ÉFO rövidítései az 1. táblázatban olvashatóak.



21. ábra. A vár-hegyi erdőben 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció Szociális Magatartás Típusok szerinti százalékos megoszlása borítás és fajszám alapján.



22. ábra. A vár-hegyi erdőben 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció Életforma szerinti százalékos megoszlása borítás és fajszám alapján.

3.3.2. A magkészlet

A vár-hegyi mintákból összesen 43 faj 899 egyede csírázott (6. táblázat). A magsűrűség 2386 mag/m². A cseres-tölgyesekre jellemző erdei fajok közül a *Carex muricata*, *Dactylis polygama*, *Poa nemoralis* és a *Veronica chamaedrys* rendelkezik 30 db/m² feletti magszámmal. A faj- és egyedszám a mélységgel szignifikánsan (Wilcoxon teszt, $p < 0,001$) csökkent. A felső (0-5 cm) szintben 577, az alsóban (5-10 cm) 322 mag volt, tehát a teljes magszámnak 36 %-a található az alsó szintben. Mindkét szintben a generalista *Dactylis polygama* (555 db/m²) a természetes zavarástűrő *Hypericum perforatum* (138 db/m²), *Moehringia trinervia* (239 db/m²), *Urtica dioica* (284 db/m²) és a kompetitor *Typha angustifolia* (112 db/m²) volt a leggyakoribb.

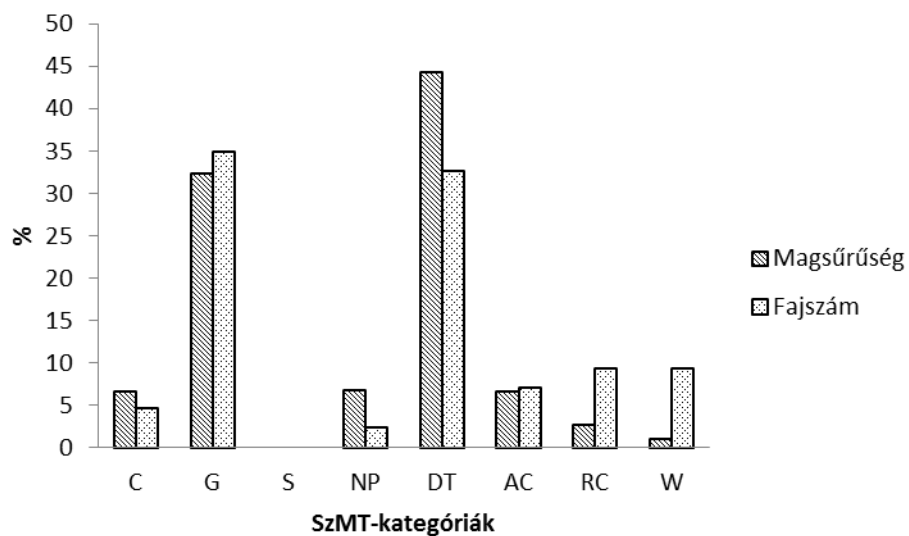
A magvak többsége mind fajszám mind magsűrűség alapján (23. ábra) a ruderalis kategóriába tartozik. Életforma szerint a hemikryptophyta kategória részesedése a legnagyobb (24. ábra). A perzisztenciát tekintve 14 fajt nem kategorizáltunk alacsony denzitásuk miatt (6. táblázat). A magkészlet 98 %-át viszont sikerült kategorizálni. Tranziens magkészletűnek 5 faj bizonyult. A legtöbb faj a rövidtávú perzisztens kategóriába sorolható, a magvak 94 %-a tartozik ide (20 faj). A hosszútávú perzisztens kategóriába csupán 4 faj tartozik, ezek a magkészlet 4 %-át adják. A rövid- és hosszútávú perzisztens magvak 40 %-a kompetitor és stressz-toleránsokhoz, míg a fennmaradó rész a ruderalisokhoz tartozik. Az erdőkre jellemző fajok magjai 67 %-át teszik ki a perzisztens magvaknak.

6. táblázat. A vár-hegyi erdőben 2008-ban regisztrált lágyszárú magkészlet összetétele és sűrűsége (db/m²) a felső (0-5 cm) és az alsó (5-10 cm) talajrétegekben, a fajok Szociális Magatartás Típusok (SzMT, Borhidi 1995) és Raunkiaer életformakategória szerinti besorolása. Perzisztencia (P) Thompson (1997) rendszere alapján: 1- tranziens; 2- rövidtávú perzisztens; 3- hosszútávú perzisztens.

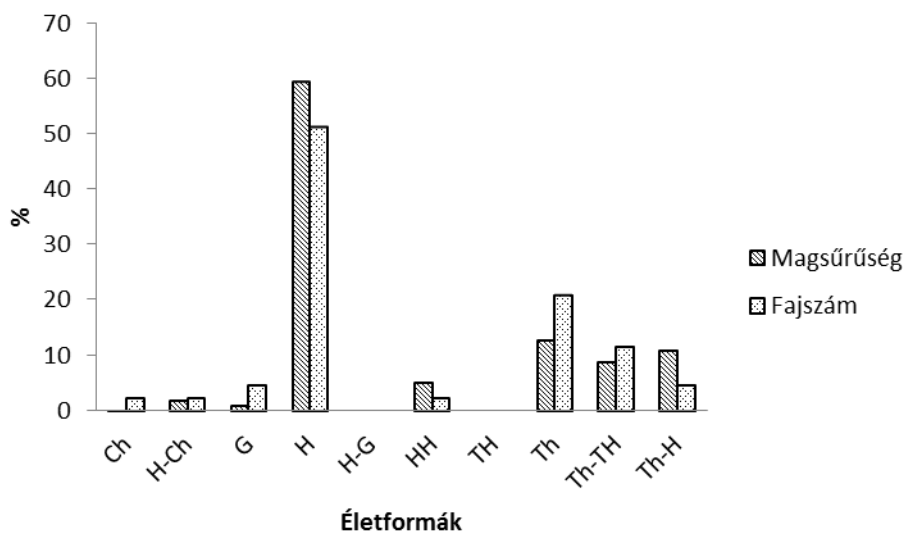
<i>Fajok</i>	SzMT	ÉFO	5-10 cm	0-5 cm	Össz.	P
<i>Ajuga genevensis</i>	G	H		5	5	
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	G	H	3		3	
<i>Calamagrostis epigeios</i>	RC	H	8	19	27	2
<i>Campanula trachelium</i>	G	H	8	21	29	2
<i>Carex muricata</i>	DT	H	72	88	160	2
<i>Centaureum erythrea</i>	G	Th	3		3	
<i>Chenopodium album</i>	RC	Th		3	3	
<i>Cirsium arvense</i>	RC	G	3	16	19	2
<i>Clinopodium vulgare</i>	G	H	13	13	26	3
<i>Conyza canadensis</i>	AC	Th-TH	16	32	48	2
<i>Coronilla varia</i>	DT	H	3	3	6	
<i>Dactylis polygama</i>	G	H	202	353	555	2
<i>Digitaria sanguinalis</i>	AC	Th	8		8	3
<i>Fallopia convolvulus</i>	W	Th		5	5	
<i>Fallopia dumetorum</i>	DT	Th		11	11	1
<i>Fragaria viridis</i>	G	H	21	24	45	2
<i>Galium schultesii</i>	G	G		5	5	
<i>Geranium robertianum</i>	DT	Th		3	3	
<i>Geum urbanum</i>	DT	H	3	3	6	
<i>Glechoma hirsuta</i>	G	H	3	16	19	2
<i>Hypericum montanum</i>	G	H	5	11	16	2
<i>Hypericum perforatum</i>	DT	H	56	82	138	2
<i>Lactuca serriola</i>	W	Th-TH		8	8	1
<i>Lapsana communis</i>	DT	Th		11	11	1
<i>Linaria vulgaris</i>	W	H(TH)	3	3	6	
<i>Lysimachia nummularia</i>	DT	Ch	3		3	
<i>Melandrium album</i>	W	Th-TH		3	3	

<i>Moehringia trinervia</i>	DT	Th-H	109	130	239	2
<i>Mycelis muralis</i>	G	H	8	11	19	2
<i>Poa nemoralis</i>	C	H	13	21	34	2
<i>Prunella vulgaris</i>	DT	H		5	5	
<i>Stachys sylvatica</i>	G	H	3	11	14	2
<i>Stellaria media</i>	DT	Th-TH	58	82	140	2
<i>Stenactis annua</i>	AC	Th	24	77	101	2
<i>Taraxacum officinale</i>	RC	H		13	13	1
<i>Torilis japonica</i>	DT	Th-TH		11	11	1
<i>Trifolium alpestre</i>	G	H	5	3	8	3
<i>Typha angustifolia</i>	C	HH	50	72	122	2
<i>Urtica dioica</i>	DT	H	56	228	284	2
<i>Veronica chamaedrys</i>	DT	H-Ch	24	21	45	3
<i>Veronica officinalis</i>	G	Th-H	11	13	24	2
<i>Vicia lathyroides</i>	NP	Th	58	104	162	2
<i>Viola sylvestris</i>	G	H	5		5	

A SzMT és ÉFO rövidítései az 1. táblázatban olvashatóak.



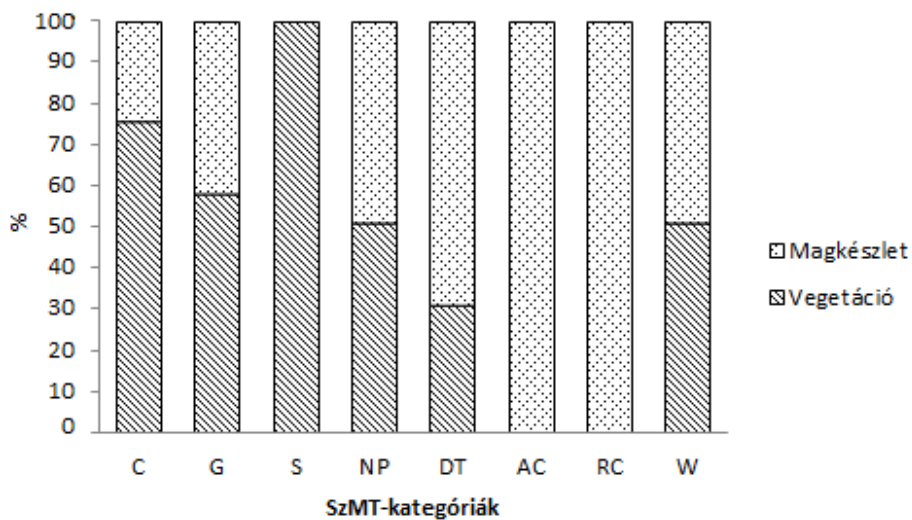
23. ábra. A vár-hegyi erdőben 2008-ban regisztrált magkészet Szociális Magatartás Típusok szerinti százalékos megoszlása magsűrűség és fajszám alapján.



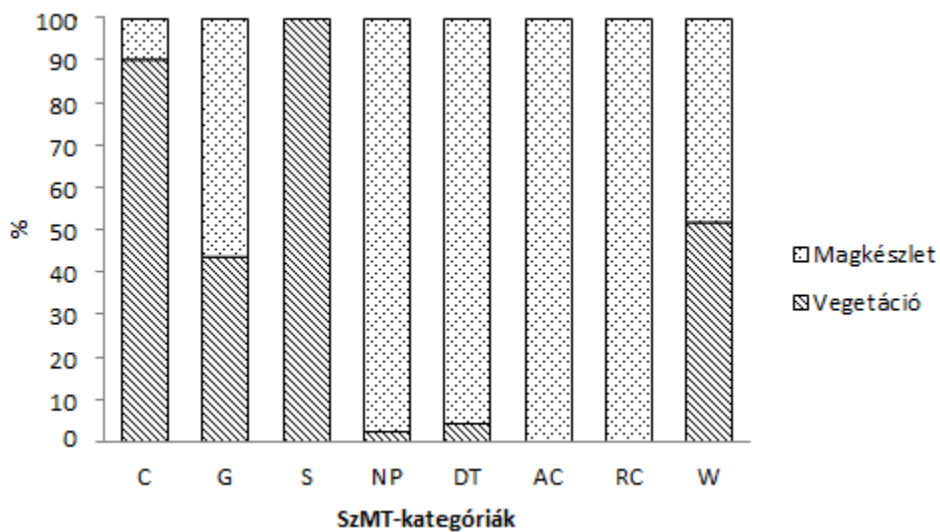
24. ábra. A vár-hegyi erdőben 2008-ban regisztrált magkészet Életforma szerinti százalékos megoszlása magsűrűség és fajszám alapján.

3.3.3. A lágyszárú növényzet és a magkészlet összevetése

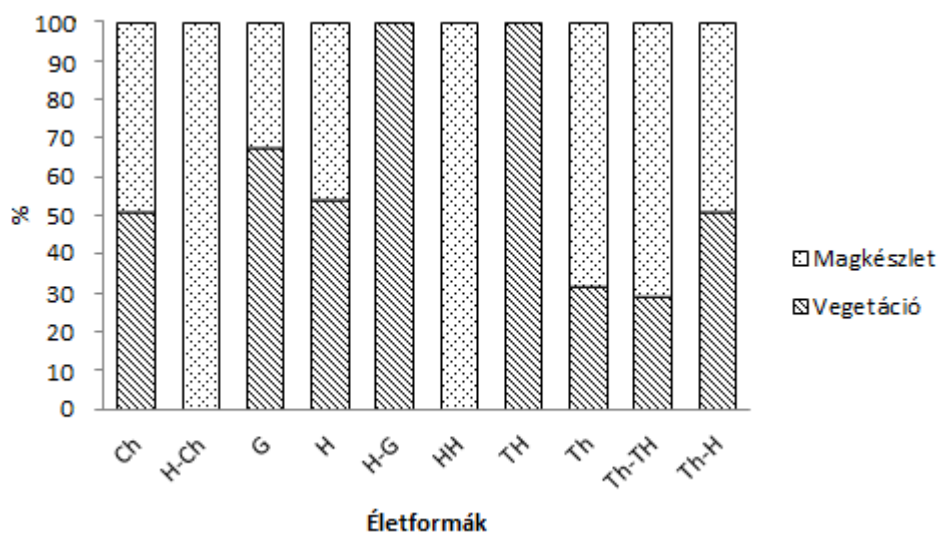
A vár-hegyi vegetációban és magkészletben együttesen 65 faj fordult elő. Közülük 22 csak a vegetációban, 25 faj csak a magkészletben fordult elő, míg a közösen előforduló fajok száma 18. A hasonlóság mértéke 43,4 %. A magkészlet leggyakoribb faja a *Dactylis polygama* (555 db/m²), amelynek föld feletti borítása átlagosan 1 % feletti. A legnagyobb magdenzitású növények nem találhatók meg a föld feletti vegetációban, mint pl. a *Hypericum perforatum*, *Stellaria media*, *Stenactis annua*, *Typha angustifolia*, *Urtica dioica*. A specialista *Buglossoides purpureo-coerulea*, *Carex montana* és *Iris graminea* csak a vegetációban fordult elő (5. táblázat, 25. és 26. ábra). Míg az agresszív kompetitor *Conyza canadensis*, *Digitaria sanguinalis*, *Stenactis annua* és ruderalis kompetitor *Calamagrostis epigeios*, *Chenopodium album*, *Cirsium arvense* és *Taraxacum officinale* csak a magkészletre volt jellemző (6. táblázat, 25. és 26. ábra). A hemikryptophyta-geophyta *Melica uniflora* és *M. nutans*, valamint a hemitherophyta *Arctium lappa* csak a vegetációban volt jelen (5. táblázat, 27. és 28. ábra), míg a hemikryptophyta-chamaephyta *Veronica chamaedrys* és a hydato-heliophyta *Typha angustifolia* csak a magkészletre volt jellemző (6. táblázat, 27. és 28. ábra).



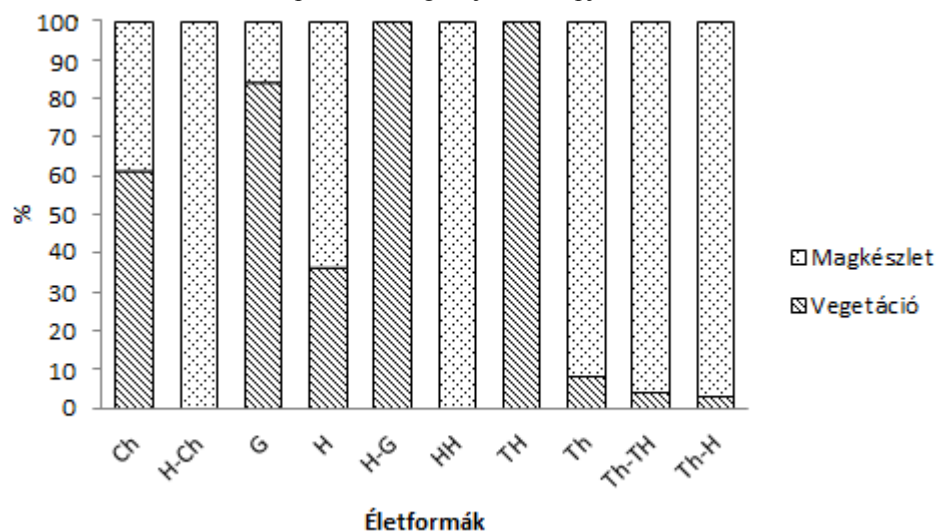
25. ábra. A vár-hegyi erdőben 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészet Szociális Magatartás Típusok szerinti relatív reprezentáltsága fajszám alapján.



26. ábra. A vár-hegyi erdőben 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészet Szociális Magatartás Típusok szerinti relatív reprezentáltsága magsűrűség és borítás alapján.



27. ábra. A vár-hegyi erdőben 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészet Életforma szerinti relatív reprezentáltsága fajsza szám alapján.



28. ábra. A vár-hegyi erdőben 2008-ban regisztrált lágyszárú vegetáció és magkészet Életforma szerinti relatív reprezentáltsága magsűrűség és borítás alapján.

3.4. A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárának és a Vár-hegy Erdőrezervátum lágyszárú növényzetének és magkészetének összehasonlítása

3.4.1. A földfeletti lágyszárú vegetáció

A földfeletti lágyszárú növényzetet összehasonlítva elmondható, hogy a Vár-hegy Erdőrezervátum területén szignifikánsan nagyobb a fajszám és a borítás (7. táblázat), mint a síkfőkúti erdőben. A két területen összesen 51 lágyszárú növényfajt regisztráltunk. Csak a Vár-hegyen regisztráltuk 24 faj egyedeit, csak Síkfőkúton 10-ét. A közös fajok száma 17. A két terület vegetációja közötti hasonlóság 50 %. A vár-hegyi erdő aljnövényzetét elsősorban a kompetitor és stressz-toleráns kategóriába tartozó erdei fajok alkotják (pl. *Clinopodium vulgare*, *Melica uniflora* és *Stachys sylvatica*), míg a síkfőkúti erdőben a gyomok a legnagyobb borításúak (7. táblázat).

7. táblázat. Átlagos négyzetenkénti fajszám és borítás (átlag $\pm$ SE) a síkfőkúti erdő „D” negyedhektárának és a vár-hegyi erdő lágyszárú vegetációjában az egyes SzMT csoportokban. A jobb felső indexben szereplő számok az adott sorok adatai közötti szignifikáns különbségeket jelzik (t-teszt, $p<0,05$).

	Síkfőkút	Vár-hegy
Fajszám		
Összes lágyszárú	3,1 $\pm$ 0,3 ^a	6,8 $\pm$ 0,5 ^b
Ruderálisok	2,0 $\pm$ 0,2 ^a	0,8 $\pm$ 0,1 ^b
Gyomok (AC, RC, W)	1,0 $\pm$ 0,1 ^a	0,2 $\pm$ 0,1 ^b
Természetes zavarástűrők (DT)	1,1 $\pm$ 0,2 ^a	0,7 $\pm$ 0,1 ^b
Kompetitorok és Stressz toleránsok	1,0 $\pm$ 0,2 ^a	5,9 $\pm$ 0,5 ^b
Borítás		
Összes lágyszárú	10,1 $\pm$ 1,7 ^a	49,3 $\pm$ 5,6 ^b
Ruderálisok	8,9 $\pm$ 1,6 ^a	1,4 $\pm$ 0,4 ^b
Gyomok (AC, RC, W)	7,8 $\pm$ 1,6 ^a	0,4 $\pm$ 0,2 ^b
Természetes zavarástűrők (DT)	1,1 $\pm$ 0,2 ^a	1,0 $\pm$ 0,2 ^a
Kompetitorok és Stressz toleránsok	1,2 $\pm$ 0,2 ^a	47,9 $\pm$ 5,4 ^b

A SzMT rövidítései az 1. táblázatban olvashatóak.

3.4.2. A magkészlet

A két területen összesen 73 faj magját regisztráltuk. Mindkét területen jelenlévő fajok száma 28. Csak a vár-hegyi mintákból csírázott 15 faj magja, míg csak a síkfőkúti mintákban volt jelen 30 faj magja. A két terület magkészlete közötti hasonlóság 55,4 %. A síkfőkúti D negyedhektár magsűrűsége 1932 db/m², a vár-hegyi 2386 db/m². Sem a fajszámban, sem a magsűrűségben nem találtunk jelentős különbséget (8. táblázat). Viszont a síkfőkúti magkészletben szignifikánsan nagyobb a gyomok faj- és magszáma, míg a vár-hegyi mintákban a kompetitorok és stressztűrők faj- és magszáma a legnagyobb. A gyommagvak száma mindkét területen a felső talajrétegben a legnagyobb (Wilcoxon teszt, $p < 0,001$).

8. táblázat. Átlagos négyzetenkénti fajszám (átlag $\pm$ SE) és magsűrűség (db/m²) a síkfőkúti erdő „D” negyedhektárának és a vár-hegyi erdő talajában az egyes SzMT csoportokban. A jobb felső indexben szereplő számok az adott sorok adatai közötti szignifikáns különbségeket jelzik (t-teszt, $p < 0,05$).

	Síkfőkút	Vár-hegy
Fajszám		
Összes lágyszárú	7,0 $\pm$ 0,4 ^a	7,2 $\pm$ 0,5 ^a
Ruderálisok	4,6 $\pm$ 0,3 ^a	3,9 $\pm$ 0,3 ^a
Gyomok (AC, RC, W)	1,8 $\pm$ 0,2 ^a	1,2 $\pm$ 0,2 ^b
Természetes zavarástűrők (DT)	2,8 $\pm$ 0,2 ^a	2,7 $\pm$ 0,2 ^a
Kompetitorok és Stressz toleránsok	2,4 $\pm$ 0,2 ^a	3,3 $\pm$ 0,2 ^b
Denzitás		
Összes lágyszárú	38,6 $\pm$ 3,6 ^a	47,7 $\pm$ 4,7 ^a
Ruderálisok	28,4 $\pm$ 3,2 ^a	26,0 $\pm$ 3,0 ^a
Gyomok (AC, RC, W)	9,0 $\pm$ 1,5 ^a	4,8 $\pm$ 0,8 ^b
Természetes zavarástűrők (DT)	19,4 $\pm$ 2,3 ^a	21,2 $\pm$ 2,4 ^a
Kompetitorok és Stressz toleránsok	10,2 $\pm$ 1,0 ^a	21,8 $\pm$ 2,4 ^b

A SzMT rövidítései az 1. táblázatban olvashatóak.

A perzisztenciát vizsgálva elmondható, hogy mindkét terület magkészletében a perzisztens fajok magvai vannak többségben. A síkfőkúti magkészletben nagyszámú hosszútávú perzisztens (46 %) faj magja van jelen, melyek között nagy magsűrűségű a gyom *Chenopodium polyspermum* és az erdei, természetes zavarástűrő *Hypericum perforatum* (4. táblázat). A vár-hegyi magkészletben a rövidtávú perzisztens magvak vannak túlsúlyban (94 %), melyek között a legnagyobb magszámú az erdei *Dactylis polygama* (6. táblázat).

3.5. A fajok besorolása magkészlet típusokba

Vizsgálataink során összesen 119 lágyszárú fajt mutattunk ki, 76 fajt a lágyszárú vegetációban, 84 lágyszárú fajt a magkészletben. A magkészlet fajai közül 53 faj esetében sikerült magkészlettípust megadni, melyek közül 20 faj (9. táblázat) nem szerepel Csontos (2001) munkájában. A tipizált fajok közül 6 tranziens, 27 rövidtávú perzisztens és 14 hosszútávú perzisztens volt. Hat faj esetében nem egyértelmű a kategorizálás, őket kétféle kategóriába tudtuk sorolni.

9. táblázat. A Csontos (2001) munkájában nem szereplő fajok magkészlet típus szerinti besorolása.

Faj	P	Faj	P
<i>Ajuga genevensis</i>	3	<i>Glechoma hirsuta</i>	2
<i>Campanula trachelium</i>	2	<i>Poa angustifolia</i>	3
<i>Carex digitata</i>	2	<i>Ranunculus sardous</i>	3
<i>Carex montana</i>	3	<i>Solanum nigrum</i>	3
<i>Cenaturea pannonica</i>	3	<i>Stenactis annua</i>	2
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	2	<i>Trifolium alpestre</i>	3
<i>Chenopodium polyspermum</i>	3	<i>Turritis glabra</i>	2
<i>Dactylis polygama</i>	2/3	<i>Typha angustifolia</i>	2
<i>Digitaria sanguinalis</i>	3	<i>Verbascum nigrum</i>	3
<i>Fragaria viridis</i>	2	<i>Vicia lathyroides</i>	2/3

4. Értékelés

4.1. A síkfőkúti és vár-hegyi erdő lágyszárú vegetációja

A közvetlen emberi hatásoktól mentes erdők tanulmányozása megváltoztatta azt a statikus képet, ami ritka eseményként kezeli a társulások összetételének megváltozását néhány évtizedes időperiódusban (Runkle 1982). A 100 év körüli, 3-4 évtizede közvetlen emberi beavatkozástól mentes síkfőkúti sarjerdőben gyors és jelentős átalakulási folyamatok történtek. Az 1980-as évek végére a tölgyek egyharmada elpusztult (Tóthmérész 2001, Kotroczó et al 2008, Krakomperger et al. 2008.). Helyüket a mezei juhar vette át. Ezzel megszűnt az állomány viszonylagos stabilitása (Jakucs et al. 1988, Kárász 2001, Tóthmérész & Jakucs 1989). A fás erdőszintek változásaira a lágyszárú szint igen érzékenyen és gyorsan válaszolt (Papp et al. 1989, Papp 2001). 1973-ban még 22 % volt a lágyszárú szint borítása (Papp 1985), ami az 1980-as évek végére 6 %-ra csökkent (1. táblázat). 2006-ban 8 % körül volt az átlagos borítás. A lágyszárú szint a megnövekedett lombkorona borítás következtében jelentősen átalakult, ugyanis a dúsabb lombkorona nagymértékben csökkentette a bejutó fény mennyiségét, megváltoztatatta a hőmérsékleti és csapadékviszonyokat (Fisher & Binkley 2000) is. A lágyszárú szint tehát érzékenyen és csökkenéssel reagált a fás szintek változásaira, a lombkorona ritkulására és a cserjeszint sűrűsödésére.

A fajszámváltozás nem jelentős, ugyanakkor a számok mögött erős faji- és tömegességi átrendeződések történtek. Az 1973-as felméréseknél két fűfaj volt a legnagyobb borítású, *Poa nemoralis* és a *Melica uniflora*. Ez jó egyezésben van a hazai cseres tölgyesek és azok vágásterületein tett megfigyelésekkel, miszerint a *Poa nemoralis* a Középhegység és a Felvidék természetközeli cseres-tölgyeseiben a leggyakoribb faj (Papp és Jakucs 1976), ugyanakkor az „első számú” (legnagyobb borítású és konstans) cseres-tölgyes vágásnövény is (Csontos 1994, 1996b). Továbbá a *Melica uniflora* faj szintén fáciesalkotója lehet a cseres-tölgyeseknek, de fényszegényebb társulásoknak is. Csontos (1994) szerint nem is tartozik a legnagyobb konstanciájú 15 faj közé a fénygazdag vágásterületeken. Megfigyelhető a *Dactylis polygama* és a *Festuca heterophylla* térvesztése is az erdőben, olyan

mértékben, hogy e két faj 1988 után nem volt jelen a vizsgált négyzetekben. E két faj szintén tipikus vágásnövény is, tehát visszaszorulásuk az erdő sűrűsödésével magyarázható. A fenti fajokhoz hasonlóan a *Carex montana* térvesztése is 1988-tól figyelhető meg. Bizonyítást nyert a *Galium schultesii* kiváló alkalmazkodóképessége (Csontos 1994, Fekete 1974), hiszen a 1994-es felmérés kivételével mindenkor regisztráltuk a négyzetekben. A folyamatosan jelenlévő fajok közül fontos megemlíteni két hemikryptophyton lednek fajt (*Lathyrus niger*, *L. vernus*) is, amelyek bár nem nagy borítással, de folyamatosan tagjai az erdő lágyszárú vegetációjának. E kora tavasszal virágzó fajokat kevésbé zavarta az árnyékoltság megnövekedése.

A borítás visszaesésével a fajstruktúra is átrendeződött. Első jeleként 1988-ban megjelent a *Geranium robertianum* és a második legnagyobb borítású faj lett. Párhuzamosan ezzel megjelent a *Galium aparine*, majd 1991-től a *Chelidonium majus* is. A fenti három faj rendelkezett 2006-ban a legnagyobb borítással (1. táblázat). A korábbi eredmények szerint a síkfőkúti erdő lágyszárú aljnövényzete csekély borításúvá változott és megnőtt a ruderalis fajok száma. Ez a D negyedhektár vizsgálata során is igazolódott 2008-ban. A legnagyobb borítású fajok gyomok, átlagosan 7,8 % a borításuk, az összborítás 77 %-át adják. A 7,7 %-os legnagyobb átlagborítással a *Galium aparine* rendelkezett (3. táblázat).

A vár-hegyi mintaterület fajszáma és borítása szignifikánsan nagyobb a síkfőkúti D negyedhektárénál (7. táblázat). Míg a négyzetenkénti fajszaám a D negyedhektárban 3 körül adódott, addig a Vár-hegyen 7 volt (6. táblázat). Az átlagos borítás tekintetében még markánsabb különbséget figyelhetünk meg, ötször nagyobb a borítás a Vár-hegy cseres-tölgyesében (D negyedhektár 10,1 %, Vár-hegy 49,3 %). A Vár-hegyen a kompetitorok és stressztoleránsok fajok adják az összborítás 97 %-át. A *Melica uniflora* 29 %-os átlagborítású (6. táblázat) és csak négy gyomfaj volt jelen a terület vegetációjában: *Arctium lappa*, *Chrysanthemum corymbosum*, *Galium aparine*, *Linaria vulgaris*.

Összehasonlítva a három terület Szociális Magatartás Típusait elmondható, hogy fajszaamban az „A” negyedhektárban ruderalis fajok voltak túlsúlyban, míg a „D” negyedhektárban és a Vár-hegyen a generalisták (2., 13., 21. ábra). A borításban viszont a síkfőkúti erdő mindkét

negyedhektárát a gyomok (W) uraltrák, míg a vár-hegyi lágyszárú vegetációban a természetes kompetitor és generalista kategória részesedése a legnagyobb (3., 13., 21. ábra). Az Életformák szerinti eloszlás fajszám tekintetében mindhárom területen a hemikriptophyta fajok nagy részesedését mutatja (4., 14., 22. ábra). Borításban viszont a síkfőkúti területeken az elsősorban gyomokat tartalmazó therophyta kategória részesedése a legnagyobb, ugyanakkor a természetes, erdei fajoknak köszönhetően a Vár-hegyen a hemikriptophyta és geophyta kategória borítása a legjelentősebb (5., 14., 22. ábra).

Összegezve elmondható, hogy a síkfőkúti erdő lágyszárú szintje erős borítás csökkenéssel válaszolt fás szintek struktúraváltozásaira és jelenleg gyomfajokon keresztül lassan regenerálódik. A lágyszárú szint borítás csökkenésének oka lehetett, hogy a fapusztulás folyamatában nem alakultak ki olyan kisebb-nagyobb tisztások, amelyek a Vár-hegy cseres-tölgyesére jellemzőek. A kieső lombkorona borítását mezei juharok gyorsan pótolták, sőt több helyen kettős lombkoronaszint figyelhető meg, miközben a cserjeszint tovább sűrűsödött (Kotroczó et al. 2008).

4.2. A síkfőkúti és vár-hegyi erdő magkészletének sűrűsége és fajszáma

Az egyes területek magkészletének vizsgálata és ismerete alapvető fontosságú, mivel a talajban lévő magkészlet a későbbiekben befolyásolhatja a föld feletti vegetáció képét a korábbi időszakok maradványaként (Bossuyt et al. 2001). Ebből kiindulva vizsgáltuk meg elsőként 2006-ban a síkfőkúti erdő magkészletét. Célunk volt megvizsgálni, hogy megvannak-e a cseres-tölgyes erdők jellemző lágyszárú növényfajainak magvai, ennek segítségével elősegíthető-e a lágyszárú szint regenerálódása.

Összhangban az erdők magkészletére vonatkozó irodalmi adatokkal a magkészlet fajszáma és sűrűsége kicsi volt a síkfőkúti („A”) mintákban is (1258 db/m²). A síkfőkúti („D”) 1932 db/m²-es és a vár-hegyi 2386 db/m²-es denzitás értékek is jól illeszkednek más tölgyerdei kutatások adataihoz (tölgyerdő USA, 1181 db/m²; Querceto-Tilietum Oroszország, 1500 db/m², Pickett and McDonnell 1989; Quercetum petraeae-cerris Magyarország 1362 db/m², Csontos 2010). Más mérsékeltövi erdőkhez viszonyítva viszont

alacsonynak számítanak (Kjellsson 1992, Csontos et al. 1996a, 1997, Leckie et al. 2000, Devlaeminck et al. 2005). Hasonlóan alacsony, átlagosan 1362 mag/m² denzitás jellemezte a Visegrádi-hegységben vizsgált cseres-tölgyeseket is (Csontos 2006). Schiffman & Johnson (1992) csak kevesebb, mint 1 mag/m²-es sűrűséget talált virginiai tölgyesekben. Idősebb bükkösökben 1400 és 21500 (Staaf et al. 1987), míg belgiumi tölgyes-bükkösökben 12400 db/m²-es (Bossuyt et al. 2002) magsűrűséget találtak. Egy Quebec-i mérsékelt övi lombhullató erdőben 475 és 16700 db/m² (Leckie et al. 2000), míg egy dániaiban 2200 és 15600 db/m² volt a magsűrűség. Tehát az áttekintett irodalomban néhány száztól néhány tízezerig terjednek a magsűrűség adatok (Csontos 2007, Ingersoll & Wilson 1990). Általános tendencia, hogy a magsűrűség a korral és természetességgel csökken (Schiffman & Johnson 1992, Thompson et al. 1997).

Bossuyt & Honnay (2008) szerint az átlagos fajszám erdős területek magkészletében 25 körül van. Godefroid et al. (2006) mérsékeltövi Quercus-állományok magkészletében 9-24 fajt találtak. Kevert fenyőállományban Zobel et al. (2007) 13-29 fajt találtak. A 2006-os síkfőkúti „A” negyedhektár eredményei szerint a fajszám (33 faj) magasnak mondható (2. táblázat). A 2008-as mintavételnél még nagyobb fajszámokat tapasztaltunk magkészletben, a síkfőkúti „D” negyedhektárban 58 (4. táblázat), a vár-hegyi területen 43 fajt regisztráltunk (6. táblázat).

4.3. A síkfőkúti és vár-hegyi erdő magkészletének fajösszetétele

Eurázsia és Észak-Amerika mérsékelt övi területein végzett vizsgálatok azt mutatják, hogy az erdők magkészletének nagyobb részét nem az adott erdőre jellemző fajok alkotják (Pickett & McDonell 1989, Thompson & Grime 1979). A 2006-os vizsgálatok alapján a síkfőkúti erdő talajában a magvak 80 %-a 10 fajhoz tartozott (2. táblázat). Közülük 4 erdei faj, 6 pedig jellemzően erdőszegélyek, tisztások és bolygatott területek növényfaja. A magkészlet több mint 60 %-át ruderalis fajok adták. Ez az eredmény megfelel várakozásainknak (Pickett & McDonell 1989, Kjellson 1992, Bossuyt et al. 2001). Ugyanis irodalmi adatok alapján a mérsékeltövi erdők magkészletét elsősorban a korai szukcessziós állapotra jellemző fajok (például irtások fajtái, szegélyfajok) és ruderalisok (Halpern et al. 1999, Bossuyt & Hermy 2001,

Bossuyt et al. 2002), olykor exóta fajok (Halpern et al. 1999) alkotják. A zavarástól mentes területek fajai ugyanis általában nem képeznek hosszú élettartamú magvakat (Warr et al. 1994, Mitlacher et al. 2002). Ezt erősítette meg a 2008-as vizsgálat is. Valamint az is, hogy összesen 13 olyan faj volt, amelyet mindhárom terület magkészletében megtaláltuk, tehát konstansnak tekinthetőek. Közülük a *Carex muricata*, *Poa nemoralis*, *Veronica chamaedrys* tekinthető jellemző erdei fajnak. A *Chenopodium album*, *Cirsium arvense*, *Conyza canadensis*, *Hypericum perforatum*, *Melandrium album*, *Stellaria media*, *Taraxacum officinale*, *Typha angustifolia*, *Urtica dioica*, *Vicia lathyroides* fajok társulásközömbös és gyomfajok.

A síkfőkúti „D” negyedhektár és a vár-hegyi területek magkészletének fajösszetételét összehasonlítva elmondható, hogy a gyomfajok átlagos száma és mag­sú­rú­se a síkfőkúti mintákban szignifikánsan nagyobb (8. táblázat). Mindkét területen a leggyakoribb 10 faj között 3 erdei és 7 egyéb faj volt, ezek adták a magkészlet 72-77 %-át (4. és 6. táblázat). Jelentős különbség viszont a két erdőállomány magkészlete között, hogy a három leggyakoribb erdei faj a síkfőkúti „D” negyedhektár magkészletnek csupán 12,5 %-át adja, míg a vár-hegyinek 54 %-át. Ha a gyommagvak relatív részesedését nézzük a teljes magkészlethől, a síkfőkúti terület magkészletében kétszer annyi gyommag van, mint a vár-hegyi magkészletében (8. táblázat). Ugyanez fordítva igaz a kompetitorok és stressz-toleránsokra.

A síkfőkúti magkészletben mind az „A”, mind a „D” negyedhektárban gyakori volt a fénykedvelő *Chenopodium polyspermum* („A” negyedhektár 326 db/m², „D” negyedhektár 170 db/m²) magja (4. és 6. táblázat). Ugyanakkor a föld feletti vegetációban az „A” negyedhektárban felvételeztük 2006-ban, mindössze 0,1 %-os átlagos borítással (1. táblázat). A vár-hegyi területen csak a *Chenopodium album* fordult elő 3 db/m²-es denzitással. Ez megerősíti azt a feltételezést, miszerint a *Chenopodium* fajok magvai a síkfőkúti talajban valószínűleg korábbi művelés eredményeként idején kerülhettek a talajba. Számos gyomfaj magjának élettartama igen hosszú lehet és korábbi művelés maradványaként évtizedekig jelen lehet a magkészletben (Canham & Marks 1985, Milberg 1995, Priestly 1986). A *Chenopodium* fajokra jellemző a kockázatelosztó stratégiára, miszerint egyszerre sok magot produkál, hogy a kedvezőtlen periódusokat sikeresen vészelje át. Ezen fajok maximális mag­sú­rú­se elérheti a 13000 db/m²-t is

mezőgazdasági területek talajában (Forester 1956). Továbbá rendelkezik a hosszútávú perzisztens magvakra jellemző tulajdonsággal, hogy zavarást követően azonnal csírázik (Grubb 1988).

További gyakori fajok mind síkfőkúti, mind a vár-hegyi magkészsletekben a természetes zavarástűrő *Hypericum perforatum* és a természetes kompetitor *Typha angustifolia*, amelyek jelentős magkészslettel fordultak elő (6. táblázat). A vár-hegyi magkészslet gyakori faja volt még a természetes zavarástűrő *Moehringia trinervia* és az *Urtica dioica*. A legnagyobb magszámmal a tölgyerdők jellemző faját, a generalista *Dactylis polygama*-t találtuk 555 db/m²-es denzitással. A gyakori fajok vizsgálata alapján megerősíthető az a tény, hogy a mérsékelt övi területek magkészsletének jellegzetes tagja a társulásközömbös *Hypericum perforatum* és az *Urtica dioica* (Artigas & Boerner 1989, Milberg 1992, Augusto et al. 2001, Csiszár 2004, Bossuyt & Honnay 2008).

Több szerző szerint az árnyékkedvelő fajok, mint az erdei évelő füvek és sások nem képeznek perzisztens magkészsletet (pl. Halpern et al. 1999, Bossuyt & Hermy 2001). Eredményeink alapján elmondható, hogy az évelő füvek és sások magkészslete Síkfőkúton alacsony sűrűségű („A” negyedhektár 220 db/m²; „D” negyedhektár: 166 db/m²) (2. és 4. táblázat). A vár-hegyi 679 db/m²-es denzitása a füveknek a teljes magkészslet 28 %-át adja (6. táblázat), ellentétben az irodalmi adatokkal. Szintén az irodalmi adatokat cáfolja az, hogy a fenti évelő füvek és sások perzisztens magvakat termelnek, csak a *Carex michelii* magkészslete volt tranziens, a *Melica uniflora*-t pedig kevés magja miatt nem kategorizáltuk. Az alacsony denzitás magyarázható azzal, hogy az évelő füvek az erős árnyékolást elsősorban a vegetatív szaporodásra alapozva képesek túlélni, ivaros szaporodások magas lombkorona borítás alatt háttérbe szorul (Kawano 1975).

4.4. A síkfőkúti és vár-hegyi erdő lágyszárú vegetációja és magkészslete közötti hasonlóság

Irodalomból ismert, hogy fás vegetáció esetén kicsi a hasonlóság fajösszetételt tekintve a magkészslet és a növényzet között (Hopfensperger 2007, Pickett & McDonnell 1989, Schiffman & Johnson 1992, Sullivan & Ellison 2006, Thompson & Grime 1979, Warr et al. 1994). Bossuyt (2008)

áttekintő munkája alapján a hasonlóság különböző ökoszisztémák vegetációja és magkészlete között erdők esetében a legalacsonyabb. Bossuyt (2008) munkája alapján az átlagos hasonlóság átlagosan 30 %-körüli. Hopfensperger (2007) áttekintő munkája alapján a legnagyobb hasonlósági érték is 60 % alatt van. A síkfőkúti erdőben talált 44 %-os hasonlóság megfelel az irodalomból ismert adatoknak. A 2006-os magkészletet a 33 év alatt hatszor felvételezett lágyszárú növényzethez hasonlítva a hasonlóság 20 és 44 % között változott (2. ábra). Ugyanebben a tartományban (24-40 %) mozgott a Visegrádi-hegységben megvizsgált négy cseres-tölgyes erdő magbankjának hasonlósága is a föld feletti vegetációval összehasonlítva (Csontos 2006). Síkfőkúton a magbank mintavétel évétől eltekintve az 1973-as év lágyszárú összetételéhez hasonlított leginkább a magkészlet, a hasonlóság 38 % (2. ábra). A magkészletben olyan jellemző tölgyerdei fajok magvait is megtaláltuk, mint a *Festuca heterophylla* és *Fragaria vesca*, amelyet legutoljára 1982-ben regisztráltak a föld feletti vegetációban (1. táblázat).

Az alacsony hasonlóság okai a következők lehetnek. Egyrészt a perzisztens magvú ruderalis fajok magvai hosszú ideig életképesek maradnak (Drake 1998; Leary & Howes-Keiffer 2004). Másrészt a rövid életű magot produkáló fajok és a felhalmozódó magkészletű fajok kimaradhatnak a mintavételből. A hydato-heliophyta *Typha angustifolia* további oka lehet az alacsony hasonlóságnak (2. táblázat), amelynek apró, anemochor módon terjedő magjai felehetően a szomszédos területekről kerültek a magkészletbe. A magvak eloszlása, ahogy másutt is (Turner 1989; Schiffman & Johnson 1992) nagyban függ az erdő szerkezetétől és a táj heterogenitásától is. A 2008-as mintavételek során tapasztalt hasonlósági értékek is megerősítették a fentieket, Síkfőkúton 30,6 %-os, a Vár-hegyen 43,4 %-os hasonlóságot tapasztaltunk.

Megállapítható, hogy a síkfőkúti erdő mindkét negyedhektárának magkészlete sok ruderalis faj perzisztens magját tartalmazza. Ennek következtében a karakterisztikus erdei fűvek és lágyszárúak alacsony sűrűségű magkészlettel rendelkeznek (2. és 4. táblázat). Az 1973-1988 közötti lágyszárú vegetáció újraformálódása a magkészletből nehezen elképzelhető. A magkészlet adatok alapján egy jelentősebb bolygatás esetén a ruderalis fajok borításának növekedése várható, mivel az erdei fajok egyedei alacsony borítással vannak jelen a lágyszárú aljnövényzetben, emellett

magkészletbeni részesedésük is alacsony. Néhány tényező pozitívan befolyásolhatná a lágyszárú szint regenerálódását, mint pl. a vegetatív szaporodás erősödése (Eriksson 1989, 1993), vagy a szomszédos területekről érkező mageső, amelynek nagyobb befolyása lehet a regenerációra, mint a perzisztens magkészletnek. Továbbá a sűrű lombkoronaszint megnyílása és a cserjeszint öngyérülése is hozzájárulhat a későbbiekben az erdei fajok reprodukciójához (Bhuj 2001). Erősebb zavarás hatására viszont a gyommagvak gyorsabban csírázhatnak, mint az erdei fajok (Chang et al. 2001, Bossuyt et al. 2002). Ezek a folyamatok segíthetik elő a lágyszárú szint regenerálódását a jövőben.

5. Összefoglalás

Magyarországon legkiterjedtebb klímazonális erdőtársulás a cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*), amely a természetközeli erdőtársulásaink összterületének több mint negyedét adja. A Bükk hegység déli lábánál fekvő Síkfőkút Project cseres-tölgyes erdejében 1972 óta folynak ökológiai kutatások. A hetvenes évek végén kezdődött, közel egy évtizedig tartó tölgypusztulás átalakította az erdőt. Egy heterogénebb kor- és fafaj struktúrájú erdőszerkezet van kialakulóban, miközben a lágyszárú növényzet jelentősen visszaszorult.

Az erdő lágyszárú szintjének első felmérése a fajösszetételt és a tömegességi viszonyokat tekintve 1973-ban történt, majd ezt követően a felméréseket megismételték a hosszú-távú monitorozások feltételeinek megfelelően. Dolgozatomban ezeket a felméréseket és saját eredményeimet dolgozom fel 1973 és 2006 között. A lágyszárú szint felmérésének eredményeit 2006-ban magkészlet vizsgálatokkal egészítettük ki. Miután ismertté vált a terület egy részének magkészlete, vizsgálatainkat az összehasonlításhoz kiterjesztettük a síkfőkúti erdő egy másik negyedhektárjára és a Vár-hegy Erdőrezervátum cseres-tölgyes állományára.

Összesen 53 lágyszárú növényfaj fordult elő 1973 és 2006 között a síkfőkúti erdő lágyszárú szintjében. A fapusztulás (Kotroczó et al. 2008, Krakomperger et al. 2008) utáni cserjésedés miatt a lágyszárú borítás folyamatosan csökkent, ugyanakkor ez a csökkenés a fajszámban nem volt tapasztalható, sőt esetenként növekedés volt, elsősorban ruderalis fajok jelentek meg. 1988-tól kezdődően a fajonkénti borítás jelentősen megváltozott.

A folyamatosan jelenlévő jellemző tölgyerdei fajok: *Carex michelii*, *Melica uniflora*, *Lathyrus niger*, *Lathyrus vernus*, *Poa nemoralis*. Egyes évelő lágyszárúak (pl. *Poa nemoralis*, *Melica uniflora*, *Carex* fajok) borítása lecsökkent. A *Carex montana*, *Chrysanthemum corymbosum*, *Dactylis polygama*, *Festuca heterophylla*, *Fragaria vesca* 1988-tól nincs a fajlistában. Ezzel egy időben a nitrofil egyéves és rövidéletű gyomok (*Chelidonium*

majus, *Fallopia dumetorum*, *Galium aparine*, *Geranium robertianum*) jelentek meg.

A síkfőkúti erdő „D” negyedhektárának lágyszárú növényzetében összesen 27 fajt regisztráltunk. A négyzetenkénti átlagos fajszám 3 db, az átlagos borítás 10 %-os. A két legnagyobb borítású faj az egyéves gyom *Galium aparine* és a természetes zavarástűrő *Myosoton aquatica*. A tölgyerdei fajok átlagos borítása alacsony (pl. *Melica uniflora* 0,3 %, *Geum urbanum* 0,2 % és a *Viola sylvestris* 0,1 %). A gyomok alkották a borítás jelentős részét, a négyzetenkénti átlagborítás 7,8 %. A vár-hegyi terület lágyszárú növényzetét 41 faj alkotta. A felvételi négyzetenkénti átlagos fajszám 7, az átlagos borítás 49 %-os. A tölgyerdei fajok a leggyakoribbak, a legnagyobb borítással a *Melica uniflora* (29 %) rendelkezik. Az egész fajkészletben összesen 4 gyomfaj található 0,4 %-os átlagborítással: *Arctium lappa*, *Chrysanthemum corymbosum*, *Galium aparine*, *Linaria vulgaris*.

2006-ban a síkfőkúti „A” negyedhektár mintájából összesen 33 faj 314 egyede csírázott. A magsűrűség 1258 db/m². A magkészlet több mint 80 %-át 10 faj alkotja, melyek közül az *Ajuga reptans*, *Carex muricata*, *Poa nemoralis* és a *Veronica chamaedrys* jellemző faja az aktuális évben a vizsgált erdőnek. Továbbá jelentős a magkészlete a természetes zavarástűrő *Hypericum perforatum*-nak (104 db/m²). A legnagyobb magszámmal a *Chenopodium polyspermum* (326 db/m²) volt jelen. A cseres-tölgyesekre jellemző további erdei fajok közül a *Poa nemoralis* (64 db/m²) és a *Carex muricata* (124 db/m²) magkészlete volt a legnagyobb. A faj- és egyedszám a mélységgel szignifikánsan (Wilcoxon teszt, $p < 0,05$) csökkent.

A síkfőkúti „D” negyedhektár mintáiból összesen 58 faj 728 egyede csírázott. A magsűrűség 1932 mag/m². A cseres-tölgyesekre jellemző erdei fajok közül csak a *Carex muricata*, *Poa nemoralis* és a *Veronica chamaedrys* rendelkezett 30 db/m² feletti magszámmal. A faj- és egyedszám a mélységgel szignifikánsan (Wilcoxon teszt, $p < 0,05$) csökkent. Mindkét szintben a gyom *Chenopodium polyspermum* (170 db/m²), a természetes zavarástűrő *Hypericum perforatum* (547 db/m²) és a kompetitor *Typha angustifolia* (237 db/m²) volt a leggyakoribb faj. Főleg a *Chenopodium* fajoknak köszönhetően a magvak 23 %-a gyom, míg csak 26 %-a kompetitor és stressz toleráns. A *Hypericum* nagy magszáma miatt a természetes zavarástűrő kategória részesedése a teljes magszámból 50 %-os.

A vár-hegyi mintákból összesen 43 faj 899 egyede csírázott. A magsűrűség 2386 mag/m^2 . A cseres-tölgyesekre jellemző erdei fajok közül a *Carex muricata*, *Dactylis polygama*, *Poa nemoralis* és a *Veronica chamaedrys* rendelkezik 30 db/m^2 feletti magszámmal. A faj- és egyedszám a mélységgel szignifikánsan (Wilcoxon teszt, $p < 0,001$) csökken. Mindkét szintben a generalista *Dactylis polygama* (555 db/m^2) a természetes zavarástűrő *Hypericum perforatum* (138 db/m^2), *Moehringia trinervia* (239 db/m^2), *Urtica dioica* (284 db/m^2) és a kompetitor *Typha angustifolia* (112 db/m^2) volt a leggyakoribb. A magvak többsége mind fajsza, mind magsűrűség alapján a ruderalis kategóriába tartozik.

Vizsgálataink során összesen 119 lágyszárú fajt mutattunk ki, 76 fajt a lágyszárú vegetációban, 84 lágyszárú fajt a magkészletben. A magkészlet fajai közül 53 faj esetében sikerült magkészlet-típust megadni, melyek közül 20 faj nem szerepel Csontos (2001) munkájában. A tipizált fajok közül 6 tranziens, 27 rövidtávú perzisztens és 14 hosszútávú perzisztens volt. Hat faj esetében nem egyértelmű a kategorizálás, őket kétféle kategóriába tudtuk sorolni.

Az „A” negyedhektárban a magkészletben és a vegetációban együttesen 53 faj fordult elő 2006-ban. Csak a vegetációban 20, csak a magkészletben 18 faj, míg a közös fajok száma 15. A Sørensen hasonlóság mértéke 44 %. Az előző évekre is kiszámoltuk a hasonlóságokat a 2006-os magkészlet adatok alapján. Ebből kiderült, hogy a mintavétel évétől eltekintve a magkészlet legjobban az 1973-as vegetációhoz hasonlít (a hasonlóság 38 %), legkevésbé a 2000-es vegetációhoz (20 %). A „D” negyedhektár magkészletben és a vegetációban együttesen 72 faj fordult elő a „D” negyedhektár adatai alapján. Csak a vegetációban 14, csak a magkészletben 45 faj, míg a közösen előforduló fajok száma 13. A Sørensen hasonlóság értéke 30,6 %. A vár-hegyi vegetációban és magkészletben együttesen 65 faj fordult elő. Közülük 22 csak a vegetációban, 25 faj csak a magkészletben, míg a közösen előforduló fajok száma 18. A hasonlóság mértéke 43,4 %. A vár-hegyi mintaterület föld feletti lágyszárú vegetációjának fajsza és borítása szignifikánsan nagyobb a síkfőkúti D negyedhektárénál. Az átlagos borítás tekintetében még markánsabb különbséget figyelhetünk meg, ötször nagyobb a borítás a Vár-hegy cseres-tölgyesében („D” negyedhektár 10,1 %, Vár-hegy 49,3 %).

Összehasonlítva a három terület Szociális Magatartás Típusait elmondható, hogy fajszámban az „A” negyedhektárban ruderalis fajok voltak túlsúlyban, míg a „D” negyedhektárban és a Vár-hegyen a generalisták. A borításban viszont a síkfőkúti erdő mindkét negyedhektárát a gyomok uraltrák, míg a vár-hegyi lágyszárú vegetációban a természetes kompetitor és generalista kategória részesedése a legnagyobb. Az Életformák szerinti eloszlás fajszám tekintetében mindhárom területen a hemikriptophyta fajok nagy részesedését mutatja. Borításban viszont a síkfőkúti területeken az elsősorban gyomokat tartalmazó therophyta kategória részesedése a legnagyobb, ugyanakkor a természetes, erdei fajoknak köszönhetően a Vár-hegyen a kemikryptophyta és geophyta kategória borítása a legnagyobb.

A síkfőkúti magkészletben mind az „A”, mind a „D” negyedhektárban gyakori volt a fénykedvelő *Chenopodium polyspermum* magja. A föld feletti vegetációban viszont csak 2006-ban felvételeztük az „A” negyedhektárban, mindössze 0,1 %-os átlagos borítással. A vár-hegyi területen csak a *Chenopodium album* fordult elő 3 db/m²-es denzitással. Ez megerősíti azt a feltételezést, miszerint a *Chenopodium* fajok magvai a síkfőkúti talajban valószínűleg korábbi művelés eredményeként kerülhettek a talajba. További gyakori fajok mind síkfőkúti, mind a vár-hegyi magkészletekben a természetes zavarástűrő *Hypericum perforatum* és a kompetitor *Typha angustifolia*, amelyek jelentős magkészlettel fordultak elő. A vár-hegyi magkészlet gyakori faja volt még a természetes zavarástűrő *Moehringia trinervia* és az *Urtica dioica*. A legnagyobb magszámmal a tölgyerdők jellemző fáját, a generalista *Dactylis polygama*-t találtuk. A gyakori fajok vizsgálata alapján megerősíthető az a tény, hogy a mérsékelt övi területek magkészletének jellegzetes tagja a társulásközömbös *Hypericum perrforatum* és az *Urtica dioica* (Artigas & Boerner 1989, Milberg 1992, Augusto et al. 2001, Csiszár 2004, Bossuyt & Honnay 2008). A gyomfajok átlagos száma és magsűrűsége a síkfőkúti mintákban szignifikánsan nagyobb. A síkfőkúti terület magkészletében kétszer annyi gyommag van, mint a vár-hegyi magkészletében. Ugyanez fordítva igaz a kompetitorok és stressztoleránsokra.

Több szerző szerint az árnyékkedvelő fajok, mint az erdei évelő füvek és sások nem képeznek perzisztens magkészletet (pl. Halpern et al. 1999, Bossuyt & Hermy 2001). Eredményeink alapján elmondható, hogy az évelő

fűvek és sások magkészlete Síkfőkúton alacsony sűrűségű („A” negyedhektár 220 db/m²; „D” negyedhektár: 166 db/m²). A vár-hegyi 679 db/m²-es denzitás a teljes magkészlet 28 %-át adja, ellentétben az irodalmi adatokkal. Szintén az irodalmi adatokat cáfolja az, hogy a fenti évelő fűvek és sások perzisztens magvakat termelnek, csak a *Carex michelii* magkészlete volt tranziens, a *Melica uniflora*-t pedig kevés magja miatt nem kategorizáltuk. Az alacsony denzitás magyarázható azzal, hogy az évelő fűvek az erős árnyékolást elsősorban a vegetatív szaporodásra alapozva képesek túlélni, ivaros szaporodások magas lombkorona borítás alatt háttérbe szorul (Kawano 1975).

Összegezve elmondható, hogy a síkfőkúti erdő lágyszárú szintje erős borítás csökkenéssel válaszolt fás szintek struktúraváltozásaira és jelenleg gyomfajokon keresztül lassan regenerálódik. A lágyszárú szint borítás csökkenésének oka lehetett, hogy a fapusztulás folyamatában nem alakultak ki olyan kisebb-nagyobb tisztások, amelyek a Vár-hegy cseres-tölgyesére jellemzőek. A kieső lombkorona borítását mezei juharok gyorsan pótolták, sőt több helyen kettős lombkoronaszint figyelhető meg, miközben a cserjeszint tovább sűrűsödött (Kotroczó et al. 2008).

Megállapítható, hogy a síkfőkúti erdő magkészlete sok ruderalis faj perzisztens magját tartalmazza. Ennek következtében a karakterisztikus tölgyerdei fűvek és lágyszárúak alacsony sűrűségű magkészlettel rendelkeznek. Az 1973-1988 közötti lágyszárú vegetáció újraformálódása a magkészletből nehezen elképzelhető. A magkészlet adatok alapján egy jelentősebb bolygatás esetén a ruderalis fajok borításának növekedése várható, mivel az erdei fajok egyedei alacsony borítással vannak jelen a lágyszárú aljnövényzetben, emellett magkészletbeni részesedésük is alacsony. Néhány tényező pozitívan befolyásolhatná a lágyszárú szint regenerálódását, mint pl. a vegetatív szaporodás erősödése (Eriksson 1989, 1993), vagy a szomszédos területekről érkező mageső, amelynek nagyobb befolyása lehet a regenerációra, mint a perzisztens magkészletnek. Továbbá a sűrű lombkoronaszint megnyílása és a cserjeszint öngyérülése is hozzájárulhat a későbbiekben az erdei fajok reprodukciójához (Bhuju 2001). Erősebb zavarás hatására viszont a gyommagvak gyorsabban csírázhatnak, mint az erdei fajok (Chang et al. 2001, Bossuyt et al. 2002). Ezek a folyamatok segíthetik elő a lágyszárú szint regenerálódását a jövőben.

6. Summary

6.1. Herb layer and seed bank of the Síkfökút forest “A” quarter-hectare (1973-2006)

We registered 53 species in the herb layer of the Síkfökút forest between 1973 and 2006. In the sample plots the mean cover was 22 % in 1973. It decreased to 6 % parallel with the top oak decay period by 1988, because *Acer campestre* formed a second canopy level. The ecological conditions of the next period did not support the re-development of herb layer. The species composition changed and the cover remained under 8 % till 2006. The mean number of species significantly decreased from 1973 to 1988 (RM-ANOVA, $p < 0.001$). From 1988 to 2006 significant increasing was experienced (RM-ANOVA, $p < 0.001$).

The continuously present characteristic oak-forests species were: *Carex michelii*, *Melica uniflora*, *Lathyrus niger*, *Lathyrus vernus*, *Poa nemoralis*. The cover of perennial herbs (e.g. *Poa nemoralis*, *Melica uniflora*, *Carex* species) decreased. The frequency of *Poa nemoralis* decreased from 1994. The most frequent perennial herb species was the *Melica uniflora* from 1994. The *Carex montana*, *Chrysanthemum corymbosum*, *Dactylis polygama*, *Festuca heterophylla*, *Fragaria vesca* have disappeared since 1988. At the same time nitrophytes were established permanently (*Chelidonium majus*, *Fallopia dumetorum*, *Galium aparine*, *Geranium robertianum*) and they are common since then. In contrast the cover of the stress tolerant, competitor and generalist species has been decreasing continuously since 1982. Altogether 15 species were recorded only at once during the studied period. 10 of these were registered in 2006 such as the *Chenopodium polyspermum*, *Conyza canadensis* and *Stenactis annua*.

Considering Social Behaviour Types the species number of generalists (e.g. *Carex michelii*, *Dactylis polygama*, *Galium schultesii*) and disturbance tolerants (e.g. *Carex muricata*, *Hypericum perforatum*, *Veronica chamaedrys*) were the highest between 1973 and 2006. The number of natural competitor species (e.g. *Festuca heterophylla*, *Melica uniflora*, *Poa*

nemoralis) reduced by 2006. From 1988 some weeds appeared and the *Galium aparine* and *Lactuca serriola* is present continuously.

The relative proportion of weeds from species number in 2006 was 23 %, but the species number of generalists and natural competitors were the highest (43 %). The number of disturbance tolerant species was high in 1988 (19-21 %), it increased to 34 % by 2006. The cover of generalists and natural competitors was the highest (55-85 %) at the beginning, but it decreased to 28 % by 2006. Parallel with it the cover of weeds increased above 40 % by 2006, the cover of *Chelidonium majus* and *Galium aparine* was significant. The cover of disturbance tolerants increased from 2 % to 30 % by 1988, primarily owing to the *Alliaria petiolata*, *Fallopia dumetorum* és *Geranium robertianum* species.

The annual Life-Form was important, because the weed species generally belong to annuals. We can conclude that from the annuals only the *Lapsana communis* was present with a 4 % relative proportion between 1973 and 1988. From 1988 the *Fallopia dumetorum*, *Galium aparine*, *Geranium robertianum* appeared in the herb layer and the relative proportion of annuals would be 17 % by 2006. The changes in cover were more significant. The relative proportion from cover increased from 0.4 % to 30 % between 1973 and 1988. It increased to 40 % by 2006 which is equal with the relative proportion of hemicryptophytes.

From the seed bank of Sikfőkút "A" quarter-hectare 314 individuals of 33 species were germinated. The seed density was 1258 seeds/m². The 10 most frequent species were present with 81 and 11 seeds. These made 80 % of the seed bank from which the *Ajuga reptans*, *Carex muricata*, *Poa nemoralis* and *Veronica chamaedrys* were characteristic forest species. From the disturbance tolerant species the *Hypericum perforatum* had dense seed bank (104 seeds/m²). The weed *Chenopodium polyspermum* had the biggest seed bank (326 seeds/ m²). Among the characteristic oak-forest species the *Poa nemoralis* (64 seeds/m²) and the *Carex muricata* (124 seeds/m²) had the biggest seed banks. The number of species and individuals decreased significantly according to the depth (Wilcoxon test, $p < 0.05$). There were 175 seeds in the upper (0-5 cm) and 139 in the lower (5-10 cm) layer, 44 % of the total seed number was found in the lower layer. Most of the registered species had no significant seed bank.

There were 12 species which were not categorized into persistence categories due to their low seed density. The 43 % of the herb layer formed seed bank in 2006. The *Carex michelii* was only transient. Most of the species were short-term persistent, the 39 % of seeds were in this category (11 species). Only 7 species belonged to the long-term persistent category, but they formed the 54 % of the total seed bank. 32 % of the forest species in Síkfökút belonged to the short-term and long-term persistent category. The *Chenopodium polyspermum* formed the 48% of the long-term persistent category. According to Social Behaviour Types the 64 % of species were ruderals, 30 % were natural competitors and 34 % were weed. The proportion of ruderals from seed density was 78 % from which 36 % was disturbance tolerant (e.g. *Hypericum perforatum*, *Stellaria media*), the other 42 % was weed (e.g. *Chenopodium album*, *Ch. polyspermum*). According to Life-Form strategies the rest of annuals were under 15 % as species number as seed density. The proportion of hemicryptophytes (e.g. *Carex* species, *Poa nemoralis*) was the highest from species number, their proportion from seed density was about 30 %.

In the herb layer and in the seed bank of Síkfökút forest “A” quarter-hectare was altogether 53 species detected in 2006. Among them 20 species were found exclusively in the vegetation, while 18 species only in the seed bank. There were 15 species both in the vegetation and in the seed bank. Among the only vegetation registered species the *Chenopodium album* (60 seeds/m²) and the *Typha angustifolia* (76 seeds/m²) had the biggest seed bank. The Sørensen similarity was 44%. We counted the similarity of the past years and it appeared that the seed bank was the most similar to the vegetation of 1973 (38%). It was less similar to the vegetation of 2000 (20%).

According to our results the following characteristic oak-forest species were present with higher cover values in the vegetation but they did not form seed bank: *Melica nutans*, *Polygonatum latifolium*, *Stachys sylvatica*, *Viola hirta*. At the same time the *Festuca heterophylla* and the *Fragaria vesca* disappeared from the herb layer of the forest but we detected a few seeds in the seed bank. From the frequent weed species the *Chelidonium majus* and the *Geranium robertianum* had no seed bank.

6.2. Herb vegetation and seed bank of the “D” quarter-hectare of Síkfökút forest (2008)

We registered 27 herb species in the “D” quarter-hectare of Síkfökút forest. The mean number of species was 3; the mean cover was 10 %. Species with the highest cover were the weed *Galium aparine* (7.7 %) and the disturbance tolerant *Myosoton aquaticum* (0.4 %). The mean cover of characteristic forest species was low (e.g. *Melica uniflora* 0.3 %, *Geum urbanum* 0.2 %, *Viola sylvestris* 0.1 %). The 44 % of species was hemicryptophyte and geophyte which belonged to the generalists.

From the samples of Síkfökút “D” quarter-hectare 728 individuals of 58 species germinated. The seed density was 1932 seeds/m². From the forest species the *Carex muricata*, the *Poa nemoralis* and the *Veronica chamaedrys* had more than 30 seeds/m². The number of species and individuals decreased significantly according to the depth (Wilcoxon test, $p < 0.05$). In the upper (0-5 cm) layer there were 407 seeds and in the lower layer (5-10 cm) there were 321 seeds, the 44% of total seed number can be found in the lower layer, similarly to the “A” quarter-hectare. In both layers the weed *Chenopodium polyspermum* (170 seeds/m²), the disturbance tolerant *Hypericum perforatum* (547 seeds/m²) and the competitor *Typha angustifolia* (237 seeds/m²) had the biggest seed bank. 23 % of the seeds were weed seeds and 26 % were competitor and specialist. Because of the dense seed bank of the *Hypericum perforatum* the participation of disturbance tolerant species from the seed bank was 50%. The number of species and seed density of hemicryptophyte and therophyte was the highest.

The 80 % of seed bank was categorized into persistence types, except for 29 species. The *Geum urbanum* was transient. Most of the species belonged to the short-term persistent category (35 % of seeds, 16 species). There were 12 long-term persistent species; they formed 46 % of the seed bank. The disturbance tolerant *Hypericum perforatum* formed the 62 % of the long-term persistent category. The 15 % of persistent seeds were competitors and specialists, the other part of seeds belonged to the ruderals. 53 % of the persistent seeds were characteristic to forests.

There were 72 species in total in the seed bank and vegetation of Síkfökút “D” quarter-hectare. There were 14 species only in the vegetation, 45 species

only in the seed bank, and the number of commonly present species was 13. The value of Sørensen similarity was 30.6%. From the weeds that are frequent in the vegetation the *Galium aparine* and the *Myosoton aquaticum* are not present in the seed bank. At the same time plants with the highest seed density are not present in the aboveground vegetation such as *Chenopodium album*, *Chenopodium polyspermum*, *Stellaria media*, *Stenactis annua*, *Turritis glabra*, *Typha angustifolia*. The *Veronica chamaedrys* (90 seeds/m²) and the *Poa nemoralis* (50 seeds/m²) which are characteristic in oak forests had a dense seed bank but their cover is low in the vegetation.

According to the Social Behaviour Types the natural pioneer (*Vicia lathyroides*), aggressive competitor (*Conyza canadensis*, *Digitaria sanguinalis*, *Stenactis annua*) and the adventive (*Euphorbia maculata*) categories were present only in the seed bank. The weeds were more frequent in the aboveground vegetation as a result of the *Galium aparine*. The *Typha angustifolia* had 237 seeds/m² seed density that is the fact that the natural competitors are more frequent in the seed bank. The Life-Form of chamaephyta (*Euphorbia maculata*, *Veronica prostrata*), hydato-heliophyta (*Typha angustifolia*), therophyta-hemitherophyta (pl. *Stellaria media*, *Capsella bursa-pastoris*), therophyta-hemicryptophyta (*Moehringia trinervia*) was observed only in the seed bank.

6.3. Herb layer and seed bank of Vár-hill Forest Reserve (2008)

The herb layer of Vár-hill Forest Reserve Area consisted of 41 species. The average number of species was 7 and the mean cover was 49 %. The *Melica uniflora* had the highest cover (29 %). There were only four weeds with 0.4 % mean cover in the herb layer: *Arctium lappa*, *Chrysanthemum corymbosum*, *Galium aparine*, *Linaria vulgaris*. The cover of the competitor and stress tolerant species was the highest. The natural competitors and generalists had the highest cover (e.g. *Dactylis polygama*, *Galium schultesii*, *Melica uniflora*). The geophytes and hemicryptophytes had the highest cover. The species number of generalists and hemicryptophytes was the highest

From samples of Vár-hill Forest Reserve Area 899 individuals of 41 species germinated. The seed density was 2386 seeds/m². From the

characteristic forest species the *Carex muricata*, *Dactylis polygama*, *Poa nemoralis* és a *Veronica chamaedrys* had more than 30 seeds/m². The number of species and individuals decreased significantly according to the depth (Wilcoxon test, $p < 0.001$). The 36 % of the total seed number was in the lower layer. In both layers the generalist *Dactylis polygama* (555 seeds/m²), the disturbance tolerant *Hypericum perforatum* (138 seeds/m²), the *Moehringia trinervia* (239 seeds/m²), the *Urtica dioica* (284 seeds/m²) and the competitor *Typha angustifolia* (112 seeds/m²) were the most frequent.

There were 5 transient, 20 short-term persistent and 4 long-term persistent species. The 67 % of persistent seed bank was composed by seeds of forest species. There were 65 species in the vegetation and in the seed bank. There were 22 species only in the vegetation and 25 species only in the seed bank and 18 commonly present species. The Sørensen similarity was 43.4 %. The most frequent species in the seed bank was the *Dactylis polygama* (555 seeds/m²). Species with the highest seed density were not present in the aboveground vegetation such as *Hypericum perforatum*, *Stellaria media*, *Stenactis annua*, *Typha angustifolia*, *Urtica dioica*. The specialist *Buglossoides purpureo-coerulea*, *Carex montana* and *Iris graminea* were present only in the herb layer, however the aggressive competitor *Conyza canadensis*, *Digitalis sanguinalis*, *Stenactis annua* and ruderal competitor *Calamagrostis epigeios*, *Chenopodium album*, *Cirsium arvense*, *Taraxacum officinale* were present in the seed bank. The hemicryptophyte-geophyte *Melica uniflora* and *Melica nutans*, the hemitherophyte *Arctium lappa* were present in the herb layer, the hemocryptophyte-chamaephyte *Veronica chamaedrys* and the hydato-heliophyte *Typha angustifolia* were present only in the seed bank.

6.4. Classification of species into seed bank types

During our examinations in the aboveground vegetation and in the seed bank 119 herb species were detected in total, 76 were in the aboveground vegetation and 84 in the seed bank. 53 species were classified into seed bank-type, from which 20 species are not in the work of Csontos (2001). From the typed species 6 were transient, 27 were short-term persistent and 14 were long-term persistent. In case of 6 species 2 categories were given.

7. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom témavezetőimnek dr. Papp Mária egyetemi docensnek és Dr. Tóthmérész Béla egyetemi tanárnak tanácsaikért, segítségükért és biztatásukért. Köszönettel tartozom dr. Matus Gábornak és dr. Török Péternek, akik a kutatásokban tevékenyen részt vettek és szakmai tanácsokkal láttak el és a cikkek írásában is nélkülözhetetlen segítséget nyújtottak.

Köszönöm a DE TTK Ökológia Tanszéknek és Növényteni Tanszékének, hogy munkámban a tanszéki eszközöket rendelkezésemre bocsátotta. Köszönet illeti a DE Botanikus Kertjének dolgozóit, akik a csíráztatás során nyújtottak segítséget. Köszönöm dr. Karaffa Levente és munkatársai talajsterilizálásnál nyújtott segítségét. Köszönöm dr. Horváth Ferencnek és dr. Mázsa Katalinnak, hogy segítették munkámat a Vár-hegy Erdőrezervátum területén. Köszönöm az alábbiakban felsorolt kollégáknak és barátoknak a terepi- és a csíráztatásos munkák során nyújtott segítségét: Agócs József, Ari Pálma, Barabás Éva, Jámbrik Katalin, Kelemen András, Koncz Csabáné, dr. Kotroczó Zsolt, Kovács Zsófia Eszter, dr. Krakomperger Zsolt, Nánásy Tibor, Rácz Barbara, Schellenberger Judit, Szijjártó Zsuzsanna, Tatár Bernadett, Valkó Orsolya, Vasenszki Tamás, Veres Zsuzsa, Vida Enikő.

Köszönöm a DE Természettudományi Karnak (Tehetséggondozó Program, Nyári Szakmai Ösztöndíj, Demonstrátori Ösztöndíj, Universitas Alapítvány Ösztöndíja), a Hajdúsági Agráripari Rt. Magyar Vidékért Alapítványának, valamint a dr. Zilahi József Alapítványnak, hogy forrásaik révén anyagilag támogatták munkámat.

Köszönöm a Bessenyei György Gimnázium és Kollégiumnak az anyagi támogatását, a gimnázium vezetőinek, kollégáimnak és diákjaimnak az erkölcsi támogatását.

Végül köszönöm a családom, barátaim és barátnőm támogatását, akik áldozatot nem ismervé segítették tanulmányi előmeneteletem!

8. Irodalom

- Artigas F. J., Boerner, R.E.J. (1989) Advance regeneration and seed banking of woody plants in Ohio pine plantations: Implications for landscape change. *Landscape Ecology* 2(3): 139-150.
- Augusto L., Dupouey J.L., Picard J.F. and Ranger J. (2001) Potential contribution of the seed bank in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation. *Acta Oecologica* 22: 87-98.
- Bachmann P., Kuusela K., Uuttera J. (eds.) (1996) Assessment of Biodiversity for Improved Forest Management. EFI Proceedings No. 6. European Forest Institute. Joensuu.
- Bakker J.P. (1989) Nature management by grazing and cutting. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- Bakker J.P., Poschlod P., Strykstra R.J., Bekker R.M., Thompson K. (1996) Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerl.* 45: 461-490.
- Bartha, D., Esztó, P. (2001) Az Országos Erdőrezervátum-hálózat bemutatása az Országos Erdőállomány-adattár alapján. *ER, Az erdőrezervátum-kutatás eredményei* 1: 21-44.
- Bencze J. (1954) Irgeszemcse, Pusztapó, Bánkút mezősegi talajainak gyommag fertőzöttsége. *Agrártud. Egy. Agronómiai Kar Kiadványai.* 1(3): 3-30.
- Bhaju D.R., Ohsawa M. (2001) Patch implications in the maintenance of species richness in an isolated forest site. *Biological Conservation* 98: 117-125.
- Bidló A., Gucsik A., Heil B., Illés G., Juhász P., Kovács G., Varga, Zs. (2004) Termőhelyfeltárás a Vár-hegy Erdőrezervátum területén. – *Kézirat, kutatási jelentés. ER Archívum 2004/D-006/1-2, KvVM – MTA ÖBKI.*
- Bölöni J. (2001) Főbb erdőtársulás-csoportok részaránya az Országos Erdőrezervátum-hálózatban. In Borhidi A. (szerk.): *Az erdőrezervátum-kutatás eredményei* 1: 45-52.

- Borhidi A. (1995) Social behaviour types, their naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants of the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97-182.
- Bormann F.H., Likens G.E. (1979) Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York-Heidelberg-Berlin 108-115.
- Bossuyt B., Hermy H. (2001) Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography* 24: 225-238.
- Bossuyt B., Heyn M., Hermy M. (2002) Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecology* 162: 33-48.
- Bossuyt B., Honnay O. (2008) Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 875-884.
- Boyle T.J.B., Boontawee B. (eds.) (1995) Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical Temperate Forests. Proceedings of a IUFRO Symposium held at Chiang Mai. Thailand.
- Canham C.D., Marks P.L. (1985) The response of woody plants to disturbance, patterns of establishment and growth. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, New York, 197-216.
- Chang E.R., Jefferies R.L., Carleton, T.J. (2001) Relationship between vegetation and soil seed banks in an arctic coastal marsh. *Journal of Ecology* 89: 367-384.
- Csapody V. (1968) Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Cserép Sz., Standovár T., Vanicsek L. (1991) Tree seedling composition as a function of site quality indicated by herbaceous species in a sessile oak stand. *Vegetatio* 95: 71-85.
- Csiszár Á. (2004) Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájökológiai Lapok* 2: 219-229.

- Csontos P. (1994) Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők vágást követő szukcessziója során a Visegrádi hegységben. Kandidátusi Értekezés. Budapest.
- Csontos P., A. Horánszky T. Kalapos, Lőkös L. (1996a) Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. Ann. Hist.-Nat. Mus. Natn. Hung. 88: 69-77.
- Csontos P. (1996b) Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában. Synbiologia Hungarica 2(2) Scientia Kiadó, Budapest.
- Csontos P. (1997) A magbank-ökológia alapjai: definíciók és mintavételi kérdések. Természetvédelmi Közlemények 5-6: 17-26.
- Csontos P. (1998a) Seed bank behavior of *Verbascum* L. species. Studia Botanica Hungarica. 27-28: 117-121.
- Csontos P., Tamás J., Kalapos T. (1998b) Soil seed bank and vegetation recovery on dolomit hills in Hungary. Acta Botanica Hungarica 40(1-2).
- Csontos P. (2001) A természetes magbank kutatásának módszerei. Synbiologia Hungarica 4.
- Csontos P., Tamás J. (2003) Comparisons of soil seed bank classification systems. Seed Science Research 13: 101-111.
- Csontos P., Tamás J., Podani J. (2004) Slope aspects the seed mass spectrum of grassland vegetation. Seed Science Research 14: 379-385.
- Csontos P. (2006) A magbank-ökológia alapjai, a hazai flóra magökológiai vizsgálata. [Fundamentals of seed bank ecology, the seed ecological study of the Hungarian flora; in Hungarian] D.Sc. Dissertation, MTA Kézirattár, Budapest.
- Csontos P. (2007) Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. Community Ecology 8: 75-85.
- Csontos P. (2010) A természetes magbank, valamint a hazai flóra magökológiai vizsgálatának új eredményei. [Some new results improving the knowledge of the natural soil seed banks of the Hungarian flora.] Kanitzia 17: 77-110.

- Devlaeminck R., Bossuyt B., Hermy M. (2005) Inflow of seeds through the forest edge: evidence from seed bank and vegetation patterns. *Plant Ecology* 176: 1-17.
- Drake D.R. (1998) Relationships among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. *Journal of Vegetation Science* 9: 815-828.
- Eriksson O. (1989) Seedling dynamics and life histories in clonal plants. *Oikos* 55: 231-238.
- Eriksson O. (1993) Dynamics of genets in clonal plants. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 313-316.
- Fekete G. (1974) Tölgyesek relatív megvilágítása és gyepszint-fajainak eloszlása. *Studia Botanica Hungarica* 9: 87-96.
- Fekete R. (1975) Comparative weed-investigations in traditionally cultivated and chemically treated wheat and maize crops. IV. Study of the weed-seed contents of the soils of maize crops. *Acta Biologica. Szeged* 21(1-4): 9-20.
- Fisher R. F., Binkley D. (2000) *Ecology and Management of Forest Soils*. Wiley, New York.
- Forester E. (1956) Ein Beitrag zur Kenntnis der Selbstverjüngung von Dauerweiden. *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau* 100: 273-301.
- Garwood N.C. (1989) Tropical soil seed banks: a review. In Leck, M.A.; Parker, V.T.; Simpson, R.L. (Eds) *Ecology of soil seed banks*. San Diego, Academic Press.
- Godefroid S., Phartyal S.S., Koedam N. (2006) Depth distribution and composition of seed banks under different tree layers in a managed temperate forest ecosystem. *Acta Oecologica* 29: 283-297.
- Grime J.P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. J. Wiley & Sons, Chichester.
- Grime J.P. (1981) The role of seed dormancy in vegetation dynamics. *Annals of Applied Biology* 98: 555-558.

- Grubb P.J. (1988) The uncoupling of disturbance and recruitment, two kinds of seed bank and persistence of plant populations at the regional and local scales. *Annals Zoologici Fennici* 25: 23-26.
- Guo Q., Brown J.H., Valone T.J., Kachman S.D. (2000) Constrains of seed size on plant distribution and abundance. *Ecology*, 8(8): 2149-2155 *Arid Environments* 38(3): 465-478.
- Halassy M. (2001) Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grasslands in old fields. *Community Ecology* 2: 101-108.
- Halpern C.B., Evans S.A., Nielson S. (1999) Soil seed banks in young closed-canopy forests of the Olympic Peninsula, Washington: potential contributions to understory reinitiation. *Canadian Journal of Botany* 77: 922-935.
- Hanlon T.J., Williams C.E., Moriarity W.J. (1998) Species composition of soil seed banks of Allegheny Plateau riparian forests. *Journal of Torrey Botanical Society* 125: 199-215.
- Holdampf Gy. (1992): Az erdőrezervátum hálózat. *Erdészeti Lapok* 127(11): 327-330.
- Hopfensperger K. (2007) A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438-1448.
- Horváth F., Dobolyi Z.K., Morschhauser T., Lőkös L., Karas L., Szerdahelyi T. (1995) Flóra Adatbázis 1.2, Taxonlista és attribútum-állomány. Vácrátót.
- Horváth F., Máza K., Temesi G. (2001) Az erdőrezervátum-program. In Borhidi A. (szerk.): *Az erdőrezervátum-kutatás eredményei* 1: 5-20.
- Horváth, F., Borhidi, A. (szerk.) (2002) A hazai erdőrezervátum-kutatás célja, stratégiája és módszerei. A KöM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 8., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Hunyadi K., Pathy Zs. (1976) Keszthely környéki rétláp talajok gyommag fertőzöttsége. *Növényvédelem* 12(9): 391-396.
- Ingersoll C.A., Wilson M.V. (1990) Buried propagules in an old-growth forest and their response to experimental disturbances. *Canadian Journal of Botany* 68: 1156-1162.

- Jakucs P. (1973) „Síkfőkút Project”. Egy tölgyes ökoszisztéma környezetbiológiai kutatása a bioszféra-program keretén belül. (Environmental-biological research of an oak forest ecosystem within the framework of the biosphere program). - MTA Biol. Oszt. Közl. 16: 11-25.
- Jakucs P., Papp M. (1974) Production investigations in the herbaceous layer of a *Quercetum petraeae-cerris* forest ecosystem. *Acta Botanica Hungarica* 20 (3-4): 295-308.
- Jakucs P. (szerk.) (1985) Results of „Síkfőkút Project”. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Jakucs P., Berki I., Holes L., Tóthmérész B. (1988) Lokale industrielle Emission und Waldschäden in Nordungarn I. Problemstellung, Ausgang-Hypothese und zusammenfassende Wertung. *Acta Botanica Hungarica* 34: 11-24.
- Jankowska-Blaszczuk M., Kwiatkowska A.J., Panufnik D (1988) The size and diversity of soil seed banks and the light requirements of the species in sunny and shady natural communities of the Bialowieza Primavel Forest. *Plant Ecology* 136: 105-118.
- Kaán K (1932) Természetvédelem és természeti emlékek. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- Kárász I. (2001) A síkfőkúti erdő cserjeszintjének strukturális változásai. In: Borhidi-Botta-Dukát (szerk.) *Ökológia az ezredfordulón I.*, MTA, 213-223.
- Kawano S. (1975) The productive and reproductive Biology of Flowering plants. II. The concept of Life History Strategy in plants. *Journal of the College of Libertal Arts* 8: 51-86.
- Kemény G. (2002) Talajmagkészlet vizsgálatok egy mészkedvelő homokpusztagyepben. Doktori disszertáció, Gödöllő.
- Kemény G., Nagy Z., Tuba Z. (2003) Application of nested samples to study the soil seed bank in semiarid sandy grassland. *Acta Botanica Hungarica* 45(1-2): 127-137
- Kjellsson G. (1992) Seed bank sin Danish deciduous forests: species composition, seed influx and distribution pattern in soil. *Ecography* 15: 86-100.

- Koltay (2004) Környezeti változások vizsgálata vaddisznóskertekben. *Tájökológiai Lapok* 2(1): 141-157.
- Koncz G. Papp M., Török P., Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Matus G. Tóthmérész B. (2010) The role of seed bank in the dynamics of understory in a turkey-sessile oak forest in Hungary. *Acta Biologica Hungarica* 61(Suppl.): 109-119.
- Koncz G., Török P., Papp M. Matus, G., Tóthmérész B. (2011) Penetration of weeds into the herbaceous understory and soil seed bank of a Tukey oak-sessile oak forest in Hungary. *Community Ecology* 12(2): 227-233.
- Kotroczó Zs., Fekete I., Tóth J. A., Tóthmérész B., Balázs S. (2008) Effect of leaf- and root-litter manipulation for carbon-dioxide efflux in forest soil. *Cereal Research Communications* 36: 663-666.
- Kozma D. (1922) Gyommagvak a talajban. *Kísérletügyi közlemények* 25: 244-322.
- Krakomperger Zs., Tóth J.A., Varga Cs., Tóthmérész B. (2008) The effect of litter input on soil enzyme activity in an oak forest. *Cereal Research Communications* 36: 322-326.
- Leary C.I., Howes-Keiffer C. (2004) Comparison of standing vegetation and seed bank composition one year following hardwood reforestation in south-western Ohio. *Ohio Journal of Science* 104: 20-28.
- Leckie S., Vellend, M., Bell, G., Waterway M.J., Lechowicz M.J. (2000) The seed bank in an oldgrowth, temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany* 78: 181-192.
- Legendre P., Legendre L. (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Livingston R.B., Allesio M.L. (1968) Buried viable seed in successional field and forest stands, Harvard forest, Massachusetts. *Bulletin of Torrey Botanical Club* 95: 58-69.
- Louda S.M. (1989) Prediction in the dynamics of seed regeneration, 25-51. In: Leck M.A., Parker V.Y, Simpson R.L (eds) *Ecology of Soil Seed Banks*,. Academic Press, London.

- Marquis D.A. (1975) Seed storage and germination under northern hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research* 5: 478-484
- Matus G., Tóthmérész B., Papp M. (2003) Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* 6: 169-178.
- Matus G., Papp M., Tóthmérész B. (2005) Impact of management change on vegetation dynamics and seed bank formation an inland dune grassland in Hungary. *Flora* 200: 296-306.
- Mayer A. (1974) A cseres-tölgyesek fatermési és erdőművelési vonatkozásai a „Síkfőkút Project” faállományának elemzése alapján (Sylvicultural and timbering aspects of mixed turkey- and sessile oak forests on the basis of analysis of the stand „Síkfőkút Project”). *Erd. és Faip. Egy. Tud. Közlem.* 51-63.
- Mázsa K., Horvát F. (2002) Az erdőrezervátum kutatási program In: Fekete G. (szerk): *A Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve (1952-2002)*, 125-132.
- Mázsa K., Horváth F., Balázs B., Bölöni J., Aszalós R. (2009) A felsőtárkányi Vár-hegy Erdőrezervátum faállományának korosztály viszonyai erdőtörténeti összefüggésben. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 347-357.
- McCune B., Grace J.B. (2002) *Analysis of ecological communities. MjM Software Design.*
- Miglécz T., Tóth K. (2012) Lokális talajmagbank szerepe löszgyepek helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 370-382.
- Milberg P. (1995) Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. *Oikos* 72: 3-13.
- Mitlacher K., Poschlod P., Rosén E., Bakker J.P. (2002) Restoration of wooded meadows – a comparative analysis along a chronosequence on Öland Sweden. *Journal of Vegetation Science* 5: 63-73.
- Nagy M. (1979) Data on the reproduction capacity of *Quercus cerris* L.. *Acta Bot. Akad. Sci. Hung* 25: 349-358.

- Nagy M. (1980) Rágcsáló kisemlősök szerepe tölgyerdők felújulásában. *Acta Biologica Debrecina* 17: 7-20.
- Nakagoshi N. (1985) Buried viable seeds in temperate forests. pp. 551-570. in White J. (ed.) *The population structure of vegetation*. Dordrecht, W. Junk Publishers.
- Numata M. (1979) Facts, Causal Analyses, and Theoretical Considerations on Plant Succession. *Vegetation und Landschaft Japans* 16: 71-91.
- Odum E.P. (1971) *Fundamentals of ecology*. W.B. Saunders, Philadelphia. PA.
- Papp M., Jakucs P. (1976) Phytozönologische Charakterisierung des Quercetum petraeae-cerris Waldes des Forschungsgebists „Sikfőkút Project” und seiner Umgebung. *Acta Biologica Debrecina* 13: 109-119.
- Papp M. (1985) Phytomass and production of herbs, pp. 180-208. In: Jakucs P. *Ecology of an oak forest in Hungary*. Akad. Kiad. Budapest.
- Paillet Y., Berges L., Hjältén J., Ódor P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R-J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastia M-T, Schmidt W., Standovár T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Vellak K., Virtanen R. (2010a) Compromises in Data Selection in a Meta-Analysis of Biodiversity in Managed and Unmanaged Forests: Response to Halme et al. *Conservation Biology* 24(4): 1157-1160.
- Paillet Y., Berges L., Hjältén J., Ódor P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R-J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastia M-T, Schmidt W., Standovár T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Vellak K., Virtanen R. (2010b) Does biodiversity differ between managed and unmanaged forests? A meta-analysis on species richness in Europe. *Conservation Biology* 24(1): 101-112.
- Papp M., Jakucs P., Tóthmérész B. (1989) Herb layer deterioration in a forest (North Hungary). In: Bohác J., Ruzicka V. (eds.), *Proceedings of the 5th International Conference Bioindicators Deterioration Regionis I.*, Ceske Budejovice, CSSR, 1: 67-71.

- Papp M. (2001) Változások a lágyszárú növényzetben a síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben és környékén 25 év távlatában. – In: Borhidi A., Botta-Dukát Z. (szerk): *Ökológia az ezredfordulón I.* Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 223-231.
- Peart M.H. (1984) The effects of morphology, orientation and position of grass diaspores on seedling survival. *Journal of Ecology* 72: 437-453.
- Pickett S.T.A., McDonnell M.J. (1989) Seed bank dynamics in temperate deciduous forest. – In: Leck, M. A., Parker, V. T., Simpson, R. L. (eds) *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, Inc., London, 123-145.
- Poschlod P., Jackel A.K. (1993) Untersuchungen zur Dynamik von generativen Diasporenbanken von Samenpflanzen in Kalkmagerrasen. (The dynamics of the generative diaspore bank of calcareous grassland plants.) *Flora* 188: 49-71.
- Priestly D.A. (1986) Seed aging: implications for seed storage and persistence in the soil. Cornell University Press, Ithaca, N.Y.
- Robert J.C., Marshall L.D. (2000) The demographic role of soil seed banks. I.
- Runkle J. R. (1982) Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of Eastern North America. *Ecology* 63: 1533-1546.
- Schermann Sz. (1967) *Magismeret I-II.* Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Schiffman P., Johnson W.C. (1992) Sparse buried seed bank in a Southern Appalachian oak forest: Implication for succession. *American Midland Naturalist* 127: 258-267.
- Simkó H., Csontos P. (2009) Fehér akác és tövises lepényfa magbankjának vizsgálata budapesti parkok talajában. *Tájökológiai Lapok* 7(1): 269-278.
- Simon T. (2000) A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó. Budapest.
- Somogyi Z., Halupa L. (1993) Az erdőrezervátumok célja, feladata, kijelölésük és vizsgálatuk fontosabb szempontjai. Részjelentés, kézirat. Erdészeti Tudományos Intézet, Budapest.
- Somogyi, Z. (2002) Az erdőrezervátumokban folytatandó kutatások általános célkitűzései. In: Horváth, F., Borhidi, A. (szerk.) 2002. A hazai erdőrezervátum-kutatás célja, stratégiája és módszerei. A KöM

Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 8., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.

Staaf H., Jonsson, M., Olsen, L.G. (1987) Buried germinative seeds in mature beech forests with different herbaceous vegetation and soil types. *Holarctic Ecology* 10: 268-277.

Standovár T. (1988) Vegetation pattern in a Sessile Oak (*Quercus petraea*) stand. *Abstracta Botanica* 12: 189-206.

Standovár T., Rajkai K. (1994) Herbs as soil moisture indicators within a sessile oak stand. *Abstracta Botanica* 182: 71-78

Standovár, T. (2002) Kutatási stratégia. In: Horváth, F., Borhidi, A. (szerk.) 2002. A hazai erdőrezervátum-kutatás célja, stratégiája és módszerei. A KöM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 8., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.

Stefanovits P. (1985) Soil conditions of the forest. In: Jakucs P. (ed.) *Ecology of an Oak Forest in Hungary. Results of „Síkfőkút Project”* I. Akadémiai Kiadó, Budapest, 50-57.

Sullivan, K.A., Ellison, A.M. (2006) The seed bank of hemlock forests: implications for forest regeneration following hemlock decline. *Journal of Torrey Botanical Society* 133: 393-402.

Temesi G. (1993) Erdőrezervátumok. Tanulmány, kézirat. KTM Élővilágvédelmi Főosztály, Budapest.

Temesi, G. (2001) Az erdőrezervátumok fenntartásának általános irányelvei. *Erdészeti Lapok* 84: 141-143.

ter Heerdt G.N.J., Verweij G.L., Bekker R.M., Bakker J.P. (1996) An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144-151.

Thompson K., Grime J.P. (1979) Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893-921.

Thompson K. (1993a) Seed persistence in soil. In: Hendry G. A. F. & Grome J. P. (eds.): *Methods in comparative plant ecology*. Chapman & Hall, London, 199-202.

- Thompson K. (1993b) Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology* 7(2): 236-241.
- Thompson K., Green A., Jewels A.M. (1994) Seeds in soil and worm casts from a neutral grassland. *Functional Ecology* 8: 29-35.
- Thompson K., Bakker J.P., Bekker R.M. (1997) The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tóthmérész B., Jakucs P. (1989) Damage estimation of an oak forest (*Quercetum petraeae-cerris*). In: Bohác J., Ruzicka V. eds., *Proceedings of the 5th International Conference Bioindicators Deteriorationis Regionis I.*, Ceske Budejovice, CSSR, 1: 72-77.
- Tóthmérész B. (2001) A síkfőkúti erdő fapusztulási dinamikájának monitoringja. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I.* Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 211-212.
- Török P., Matus G., Papp M., Tóthmérész B. (2009) Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* 44: 31-46.
- Török P., Miglécz T., Valkó O., Kelemen A., Deák B., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2012) Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* 20: 41-48.
- Turner M.G. (1989) Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 20: 171-197.
- Valkó O., Török P., Vida E., Arany I., Tóthmérész B., Matus G. (2009) A magkészlet szerepe két hegyi kaszálórét közösség helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 147-159.
- Valkó O., Török P., Tóthmérész B., Matus G. (2011) Restoration Potential in Seed Banks of Acidic Fen and Dry-Mesophilous Meadows: Can Restoration Be Based on Local Seed Banks? *Restoration Ecology* 19(101): 9-15.
- Van der Reest P.J., Rogaar H. (1988) The effect of earthworm activity on the vertical distribution of plant seeds in newly reclaimed polder soils in The Netherlands. *Pedobiologia* 31: 211-218.

- Virágh K., Gerencsér L. (1988) Seed bank in the soil and its role during secondary successions induced some herbicides in a perennial grassland community. *Acta Botanica Hungarica* 34: 77-122.
- Warr J.S., Kent M., Thompson K. (1994) Seed bank composition and variability in five woodlands in southwest England. *Journal of Biogeography* 21: 151-168.
- Wigginton, M.J. (1999): British red data books: 1. Vascular Plants. Peterborough, UK., Joint Nature Conservation Committee.
- Williams E.D. (1984) Changes during 3 years in the size and the composition of the seed bank beneath a long-term pasture as influenced by defoliation and fertilizer regime. *Journal of Applied Ecology* 21: 603-615.
- Williems J.H., Huijsmans K.G.A. (1994) Vertical seed dispersal by earthworms: a quantitative approach. *Ecography* 17: 124-130.
- Zobel M., Kalamees R., Püssa K., Roosalu E., Moora M. (2007) Soil seed bank and vegetation in mixed coniferous forest stands with different disturbance regimes. *Forest Ecology and Management* 250: 71-76.
- Zólyomi B. (1989) Természetes növénytakaró. In: Pécsi M. (szerk.) Magyarország nemzeti atlasza. Kartográfiai vállalat, Budapest.