

**FELHAGYOTT KŐFEJTŐK ÉS KÖRNYÉKÜK FAJGAZDAGSÁGÁNAK
ÖSSZEHASONLÍTÁSA AZ EDÉNYES NÖVÉNYEK ALAPJÁN**



Nyisztor Bence

Kutató Diákok Országos Szövetsége

Tartalomjegyzék

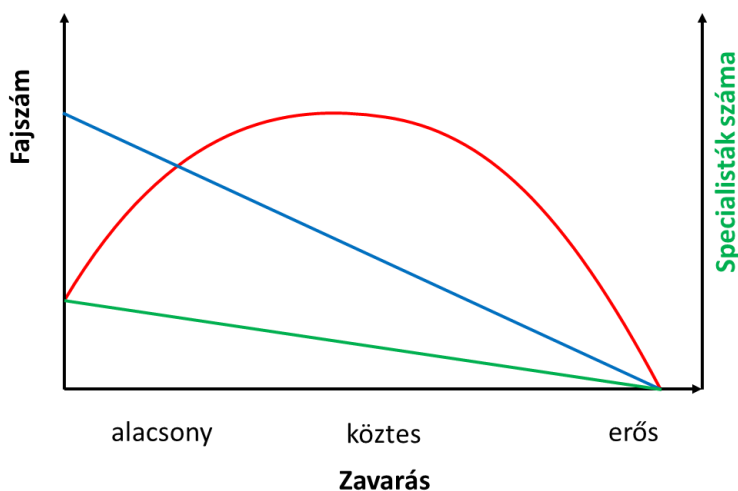
Bevezetés	2
Célkitűzések	3
Anyagok és módszerek.....	4
Vizsgálati terület.....	4
Mintavétel.....	7
Statisztikai módszerek, elemzések.....	8
Eredmények és értékelésük	9
Eredmények	9
Az eredmények megbeszélése	13
Összefoglalás	17
Köszönetnyilvánítás	17
Irodalom	17

Bevezetés

Az emberi zavarás mértéke globálisan napjainkban is egyre növekszik, s bár a természetvédelmi intézkedések hatására a biológiai sokféleség csökkenése néhol, lokálisan mérséklődni látszik, a globális trendeken ez nem sokat változtat [[http1](#), [http2](#)]. Mégis, a problémák kezelésével lokálisan is foglalkozni kell, ha az erőforrások csak erre elegendők. Éppen ezért törekednünk kell arra, hogy a megfelelő kezelés érdekében a biológiai sokféleséggel kapcsolatos ismereteink lokális szinten is kielégítőek legyenek.

A népesség növekedésével, az urbanizációval párhuzamosan a beépített környezetünk is növekszik (Fórián 2007), amelyhez megfelelő nyersanyagok előteremtése szükséges. Ilyen nyersanyagoknak számítanak az utak és épületek esetében a kemény, időjárásnak is ellenálló kőzetek, amelyeket külszíni fejtéssel, kőbányákból nyerhetünk ki. Ezekhez legkönnyebben a felszíni kőzetkibúvások környékén férhetünk hozzá, **ám ebben az esetben térségünk** egyik legfajgazdagabb természetközeli élőhelytípusának, a sziklai növényzet lokális zavarását, olykor teljes elpusztítását **okozzuk** (Bölöni és mtsai 2011). A kőfejtők kimerülésével, a piaci igények változásával, a termelés felhagyásával, a döntően negatív felszíni formák spontán, másodlagos szukcesszióval is regenerálódhatnak, **ám** az utóbbi évtizedekben az ember által irányított rekultiváció, a bányaudvarok, meddőhányók növényesítése (**restaurációja**) egyre nagyobb népszerűségnek örvend. Annak megítélése, hogy a spontán vagy a mesterséges folyamatok vezetnek gyorsabb és/vagy teljesebb regenerációhoz, a diverzitási viszonyok rendeződéséhez, megoszlanak a vélemények (Prach et al. 2001, Prach & Pyšek 2001, Prach 2003, Prach & Hobbs 2008, Tropek et al. 2010, Prach et al. 2014, Boscutti et al. 2017). Ugyanígy az is kérdéses, hogy a zavarás után regenerálódó külfejtések diverzitása mennyiségi és minőségi szempontból megközelíti-e az eredeti állapotra jellemző sokféleséget.

A növekvő zavarási hipotézis szerint a fajgazdagság az ember által erősen zavart területeken, pl. városokban és környékén alacsonyabb, mint a természetközeli területeken (Gray 1989). A növekvő zavarás negatív hatásai elsősorban a specialistákat érinti, így a habitat-specialista hipotézis szerint az eredeti élőhelyhez kötődő élőlények sokfélesége csökken az erősen zavart, átalakított élőhelyek felé haladva (Magura et al. 2004, Tóthmérész & Magura 2009). Egy másik elképzelés, a köztes zavarási hipotézis alapján (Connell 1978) a fajgazdagsági centrumokat viszont a zavarási gradiens köztes szakaszához tartozó foltokon várjuk. Ilyen, a bolygatás szempontjából átmeneti területeknek tekinthetők az antropogén hatásra keletkezett, mára felhagyott, a természet által részben visszahódított, negatív felszíni formák, a kőfejtők is.



1. ábra. A növekvő zavarási hipotézis (kék), a habitat-specialista hipotézis (zöld) és a köztes zavarási hipotézis (piros) sémája.

A kőfejtők az emberi zavarás legfeltűnőbb tájsebei közé tartoznak, amelyek általában települések környékén, de hegyek és dombok oldalában, természetközeli élőhelyekkel övezett helyeken nyílnak. Méretüket, alapközetüket, működésük idejét tekintve igen sokfélék lehetnek, de morfológiájukban általában igen hasonlóak (Dávid 2008). Idővel, az emberi hatásra fragmentált, elszigetelt élőhelyekből felépülő tájban a túlélés és regeneráció, a biodiverzitás igen fontos megőrzőivé válhatnak [http3]. A felhagyott kőfejtők ui. sokszor lépőkövekként szolgálnak az eltűnőben lévő fajok számára [http4]. Általánosságban elmondható, hogy minél régebb óta hagytak fel a termeléssel, annál gazdagabb a flóra, bár ezt befolyásolhatják a geológiai és domborzati adottságok is [http5].

Míg a felhagyott kőfejtők növényzetének direkt vizsgálatával nemzetközi szinten számos dolgozat foglalkozik, magyarországi viszonylatban szinte teljes a hiány. Fosszilis energiahordozók külszíni fejtésein, meddőhányóin a növényzet regenerálódását az Északi-középhegységben Bartha (1993), a Mecsekben Csicsek & Ortmann-né (2012), ill. Csicsek és mtsai (2014) kutatták. Florisztikai tanulmányokban ugyanakkor több hazai és nemzetközi szerző is utal e felületek sajátos, ritka, olykor unikális és védett fajokat is őrző jellegére, de idegenhonos fajokkal való fertőzöttségére is (Tropek et al. 2010, Gentili et al. 2011, Stern et al. 2016, Dimitrova 2018, Somlyay & Csábi 2019, Molnár & Csábi 2021).

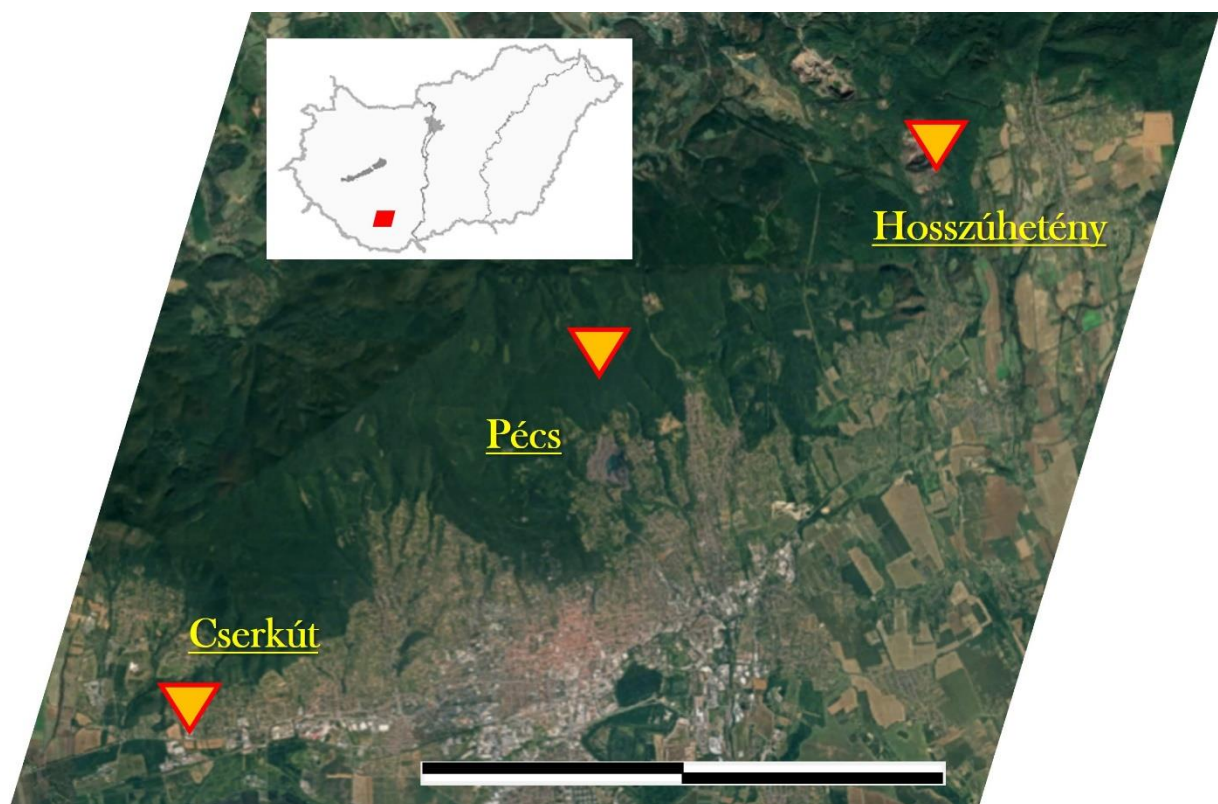
Célkitűzések

Tanulmányunkban, három térléptékben (100 m², 10 m² és 1 m²) vizsgálva a következő kérdésekre kerestük a választ: közel azonos korú, természetközeli vegetációval beágyazott, kisebb felhagyott mecseki kőfejtőkben és a mellettük lévő eredeti vegetációval borított erdőkben milyen fajgazdagsággal számolhatunk? Milyen viszonyban van a természetközeli és a spontán regenerálódó vegetáció fajgazdagsága a növekvő zavarási hipotézis, a közepes zavarási hipotézis és a habitat specialista hipotézis szempontjából? Milyen védett és/vagy veszélyeztetett fajok számára nyújtanak otthont az ilyen adottságú felhagyott kőfejtők?

Anyagok és módszerek

Vizsgálati terület

A vizsgált, három felhagyott kőfejtő a Dél-Dunántúl egyetlen középhegységi régiójában, a Mecsek területén található.



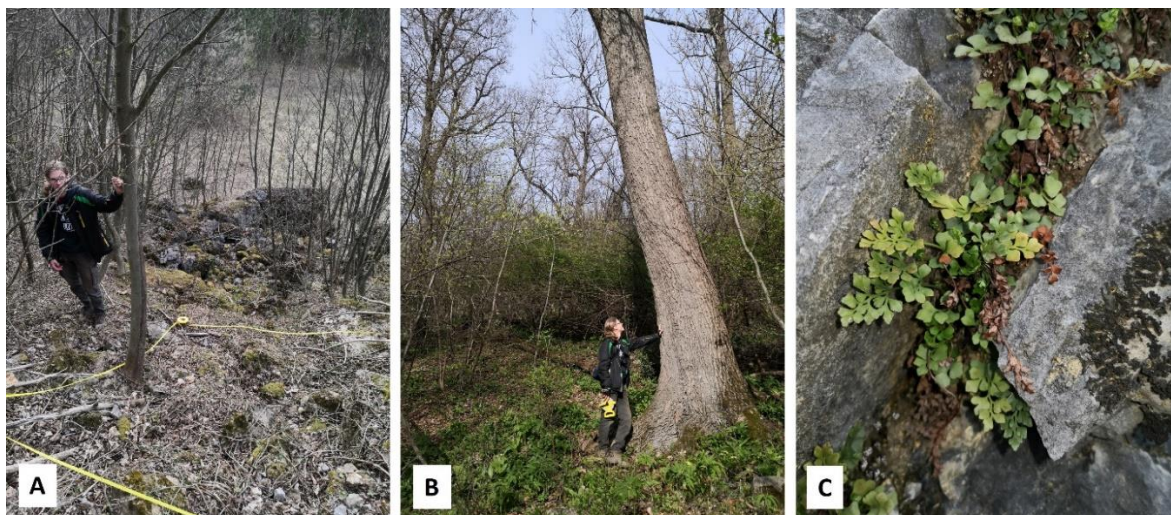
2. ábra. A három felhagyott kőfejtő (fordított háromszög) egymáshoz viszonyított helyzete a Mecsekben (Google Earth Pro ürfelvételen). Skála: 5 és 10 km.

A Cserkút határában található kőfejtőben korábban alsó triász (vörös) „Jakabhegyi Homokkővet” bányásztak. A Pécsi Bányafelügyeleti Osztály (ex lit.) nyilatkozata szerint az itt található kisebb kőfejtők művelését már az 1970-es években beszüntették. A terület döntően rézsűkből áll, a bányaudvarok kiterjedése minimális, rekultivációnak sincs nyoma. A felhagyott kőfejtő egy szűk völgy két oldalán található kisebb öblökből áll (összterületük 0,55 ha). A területet döntően jó állapotú, **idősebb** zárt mészkerülő tölgyesek, kisebb részt gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és nyílt mészkerülő tölgyesek teljesen **körbeölelik**. A magántulajdonban lévő származékerdők Natura 2000 hálózatba vont, fokozottan védett természeti területek [[http6](#)]. A völgy aljában, a terület közepén a település legforgalmasabb aszfaltútja fut.



3. ábra. A cserkúti homokkő mintaterület: bányarézsű (A), kontroll (B), valamint az alapkőzetre jellemző északi fodorka és bársonyos kakukkszegfű (C) (Csiky J. eredeti).

A Pécs határában található „kozári-vadászházi kőfejtőben” középső triász szürke mészkövet bányásztak. Bár hatósági engedéllyel nem rendelkeztek, az irodalom alapján az 1920-as évektől kisebb-nagyobb megszakításokkal folyt a művelés, az 1960-as évek végén még robbantottak (Rónaki 1969), de ezt követően nincs adat a bánya ipari használatára vonatkozóan. A kőfejtő egy nagyobb és egy kisebb öblökből áll (összterületük 3,3 ha). A bányaudvart rekultiválták, részben *Pinus sylvestris*-szel ültették be, a peremeken a vegetáció spontán regenerálódik. A kőbányát övező természetközeli erdők főleg gyertyános-kocsánytalan tölgyesekből, törmeléklejtő erdőkből és bükkösökből állnak. Az állami tulajdonban lévő származékerdők Natura 2000 hálózatba vont, védett természeti területek [[http6](#)]. A kőfejtőtől átlagosan 100 m-re DK-re egy közepes forgalmú aszfaltút **vezet**.



4. ábra. A pécsi mészkő mintaterület: bányarézsű (A), kontroll (B), és az alapkőzetre jellemző kövi fodorka (C) (Csiky J. eredeti).

A Hosszúhetény határában található „kövestetői”, kréta kori, felhagyott fonolitbánya művelése 1925-től az 1960-as évekig folyt. A több szintes bánya (összterületük 5 ha) udvarait részben rekultiválták, a rézsűk többségén azonban a növényzet spontán regenerálódik. A kőbányát ÉK felől védő erdők természetesebbek, a DNy-iak a szomszédos, felhagyott külszíni kőszénbánya miatt bolygatottabbak, de döntően gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, cseres-kocsánytalan tölgyesek, bükkösök, kisebb részt törmeléklejtő erdők, mészkerülő tölgyesek és bükkösök. Általában természetszerű erdők, de csak kisebb részük védett és/vagy Natura2000-es terület [http6]. A legközelebbi, forgalmasabb aszfaltút (DNy-on és ÉK-en) mintegy 600 m-re található.

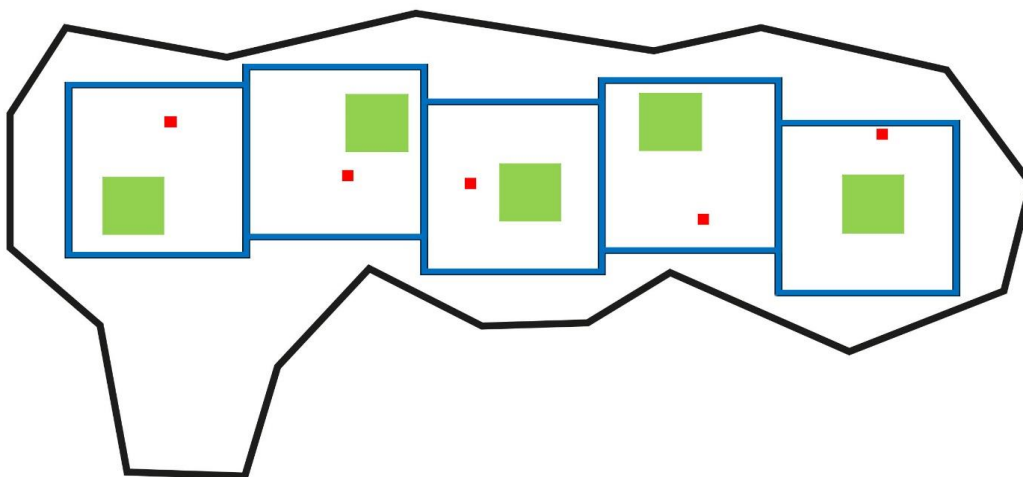


5. ábra. A hosszúhetényi fonolit mintaterület: bányarézsű (A), kontroll (B), és az alapkőzetre jellemző északi fodorka (C) (Csiky J. eredeti).

A rendelkezésre álló adatok alapján mindhárom területet mintegy 50 éve hagyták fel, a spontán regenerálódás a rekultiváció által nem érintett területeken azóta folyik. Minthogy a kőzet eltávolítása steril felszíneket hoz létre, a regenerálódás a felhagyott kőfejtőkben döntően elsődleges szukcessziónak tekinthető. **A nemzetközi tapasztalatok szerint az elsődleges szukcesszió időigénye a pionír stádiumától a klímáig 200-500 év is lehet (Ódor és mtsai 2007), így az 50 éves állapotok mindenképpen a regeneráció egy köztes stádiumát képviselik.**

Mintavétel

Mindhárom területen azonos, rétegzett random mintavételt alkalmaztunk (6. ábra). A részsükön (mérőszalaggal, mérőlécekkel) kijelölt 100 m²-es alapkvadráton belül, egymástól függetlenül random módon kijelölt 10 m²-es és 1 m²-es területeken belül az edényes növények jelenlét/hiány adatait, a lejtők meredekségét és kitettségét mértük fel, öt-öt ismételtsben. A bányát övező, szegélyhatástól már mentes természetsszerű erdőkben (kontroll) hasonló módon három léptékben végeztük el az adatgyűjtést. **A kontroll minták esetében a lehetőségeknek megfelelően a domináns vegetációtípust céloztuk meg: fonolit esetében gyertyános-tölgyes → bükkös (dom.) → cseres-tölgyes, mészkő esetében gyertyános-tölgyes → törmelékletjtő-erdő (dom.) → bükkös, homokkővön nyílt mészkerülő tölgyes → zárt mészkerülő tölgyes (dom.) → gyertyános-tölgyes gradiens mentén.** Ennek eredményeként alapkőzetenként összesen 1000 m²-nyi, a bányákban és a kontroll területeken is 500-500 m²-nyi terület fajgazdagságát mértünk fel. A három vizsgálati területen így összesen 3000 m²-nyi felület fajszaámát becsültük meg. A felmérést 2021-ben, a tavaszi és nyári vegetációs periódusban, minden mintaegységben kétszer végeztük el. A fajokat Király (2009) alapján, **a védett fajokat a Magyar Közlöny legfrissebb rendelete szerint (Anonymus 2022), míg az idegenhonos taxonokat a PADAPT próbaverziója segítségével ([http7](http://7))** azonosítottuk, a területekről és a különlegesebb fajokról fotódokumentáció készült. Ennek megfelelően alapkőzetenként 60, összesen pedig 180 fajlistát rögzítettünk terepen. Ebből 90-et bányarészben, 90-et pedig a kontroll területeken vettünk fel. Évszakos megoszlásban is 90 tavaszi és 90 nyári mintára osztható az adathalmazunk.



6. ábra. A mintaelrendezés sémája. Fekete poligon: bánya- vagy kontroll terület, kék négyzet: 100 m²-es minta, zöld négyzet: 10 m²-es minta, piros négyzet: 1 m²-es minta.

Statistikai módszerek, elemzések

A zavarási hipotézisek teszteléséhez terepen készített fajlistákat Excel táblázatokban rögzítettük. A tavaszi és nyári fajszámokat összevontan és külön-külön is elemeztük. Mintaterületenként az alapkőzet, kvadrátméret, kitettség-mereedség szempontjából hasonló helyzetben lévő mintákat páronként (bánya vs. kontroll) az összfajszámok (köztes zavarási hipotézis, növekvő zavarási hipotézis) és a specialista fajok arányát tekintve (habitat specialista hipotézis) is összehasonlítottuk.

A bánya-kontroll adatpárok közötti különbség tesztelésére, alapkőzetenként és térléptékenként öt-öt minta összevetésére a PAST program felhasználásával (Hammer et al. 2001), a nem paraméteres Mann-Whitney tesztet alkalmaztuk. A zavarási hipotézisek tesztelésénél az 1. ábrán látható profilok első felének (alacsonytól a köztes zavarásig) eltérő dinamikájából indultunk ki (1. táblázat).

Az összfajszám és az idegenhonos fajok száma közötti lineáris regressziós elemzést szintén a PAST program segítségével végeztük.

1. táblázat. A három hipotézis tesztelésének döntési táblája. Piros keret jelöli azt az esetet, amikor a hipotézist elfogadhatjuk.

	Fajszám		Specialisták	
	kontroll	bánya	kontroll	bánya
Köztes zavarási hipotézis	kisebb	nagyobb	-	-
Növekvő zavarási hipotézis	nagyobb	kisebb	-	-
Habitat specialista hipotézis	-	-	nagyobb	kisebb

Amennyiben a ± 50 éves, közepes zavarást reprezentáló bányarézsűkben kisebb fajszámot tapasztaltunk, mint a lokális, **tágabb értelemben vett** klímax stádiumot képviselő kontroll (legfeljebb csak kis mértékben bolygatott, természetközeli) területen, a növekvő zavarási hipotézis elfogadása indokolt. Abban az esetben, ha ez a viszony fordított, akkor a köztes zavarási hipotézis mellett dönthetünk. Amennyiben a Borhidi-féle szociális magatartástípusok szerint (Borhidi 1993) a kontroll területeken nagyobb arányban találunk specialista fajokat, a habitat specialista hipotézis is elfogadható.

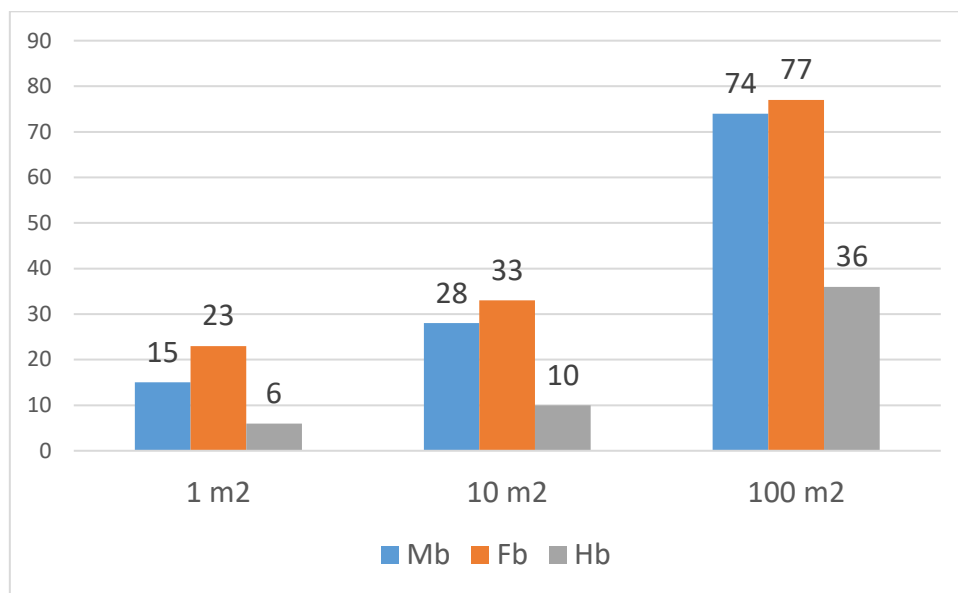
Természetesen minden alapkőzet esetében előfordulhat, hogy a különböző léptéket képviselő minták alapján, akár páronként eltérő eredményre jutunk. Ez esetben a döntéseink külön magyarázatra szorulnak, amit a következtetésekben részletesen is kifejtünk. Általánosságban azonban **(a befolyásoló tényezők sokasága és az alacsony mintaszám miatt)** az öt minta átlaga szerint fogadjuk, vagy vetjük el a hipotéziseket az 1. táblázatnak megfelelően. Következtetéseinket egyetlen vizsgálati év tapasztalatai alapján vontuk le.

Eredmények és értékelésük

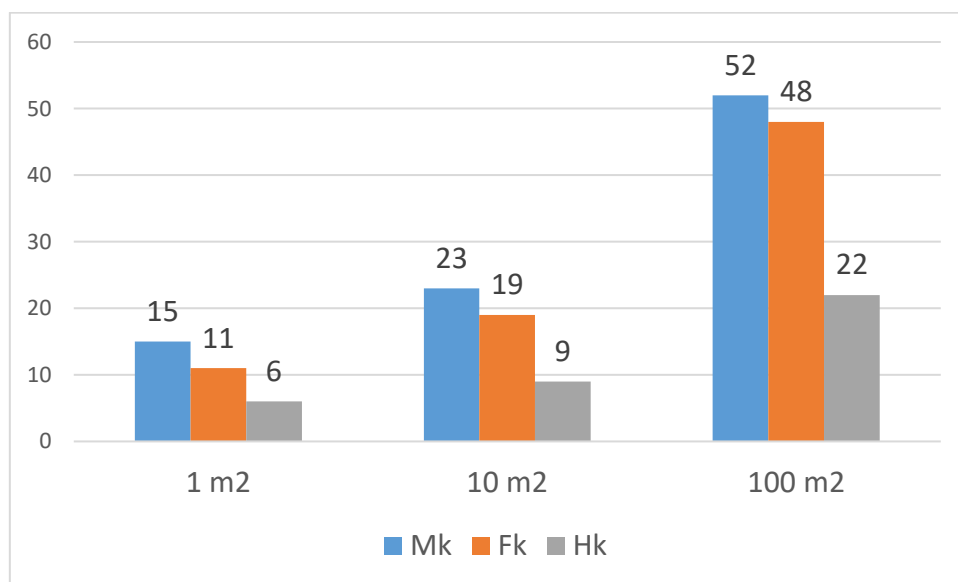
Eredmények

A három mintavételi területen összesen 291 edényes növényfajt azonosítottunk. 1000 m²-en fonoliton 199, mészkövön 174, homokkövön pedig 95 fajt mutattunk ki. Ezek alapkőzetenkénti és évaszakos eloszlását a 2. táblázat tartalmazza. Mindezek alapján, fajszám tekintetében, alapkőzetek szerint a következő sorrend állítható fel: fonolit > mészkő > homokkő. Arányaikat

%-ban kifejezve: fonolit : mészkő : homokkő = 100:87:48, vagyis fonoliton kétszer annyi faj található, mint homokkövön, amely a legszerényebb fajkészlettel rendelkezik mind közül.



7. ábra. A fajszám átlagok alakulása a térlépték függvényében. Rövidítések: Mb – mészkő bánya, Fb – fonolit bánya, Hb – homokkő bánya.



8. ábra. A fajszám átlagok alakulása a térlépték függvényében. Rövidítések: Mk – mészkő kontroll, Fk – fonolit kontroll, Hk – homokkő kontroll.

Emellett a 3000 m²-nyi vizsgálati területen, a felmérés évében, 2021 tavaszán 1,1-1,2x több faj volt felismerhető, mint nyáron (2. táblázat). Szintén érdekes, hogy a bányarézsűk esetében minden léptékben legtöbb fajjal a fonolit minták rendelkeznek, a kontroll területek esetében azonban fordított a helyzet (7. és 8. ábra). A homokkő ebben a tekintetben is, minden léptékben lemarad a sorban.

2. táblázat. A fajgazdagság alakulása az alapkőzet, a zavarás mértéke és az évszak szerint.

	Mésző B	Mésző K	Fonolit B	Fonolit K	Homokkő B	Homokkő K
összesen	157	88	157	97	88	37
tavasz	158		177		87	
nyár	145		158		71	

Az alapkőzetenként és térléptékenként összevetett öt-öt bánya-kontroll adatszám fajsza-értékeinek tesztelésekor a mészkőbányában csak a **legdurvább** térlépték esetében ($p < 0,05$ szinten) mutatható ki szignifikáns különbség. A térlépték finomodásával a két minta mediánjának azonossága egyre nagyobb valószínűséggel fogadható el. A fonolitbányában mindhárom térléptékben ($p < 0,05$ szinten) szignifikáns különbség tapasztalható. Homokkővön, térléptéktől függetlenül a két minta mediánjának azonossága nagy valószínűséggel, de a térlépték finomodásával egyre nagyobb értékkel fogadható el.

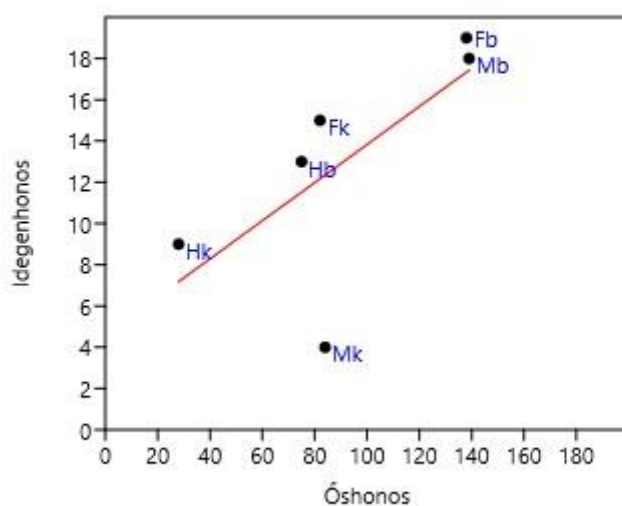
Az átlagos fajsza- (trend) alapján (a fenti tesztek eredményétől függetlenül) a mecseki minták mindhárom vizsgált térléptékben a köztes zavarási hipotézis érvényességét támasztják alá (3. táblázat). A páronkénti bánya-kontroll terület összevetések esetében azonban 1 m²-es léptékben a mészkő és 10 m²-es léptékben a homokkő esetében döntően a „növekvő zavarási hipotézisnek” megfelelő viszony figyelhető meg. Minden más esetben a komplementer hipotézis dominanciája volt jellemző, különösen a fonolit bánya esetében, ahol ez az érték mindhárom térléptékben 100% volt.

A vizsgálati területen összesen 30 specialista fajt találtunk, mészkővön 16-ot (bánya-kontroll arány 9 : 11; de 75%-ban különböző), fonoliton szintén 16-ot (bánya-kontroll arány 15 : 7; de

62,5%-ban különböző), homokkővön pedig csak 9 taxont (bánya-kontroll arány 9 : 2; de 78%-ban különböző). A habitat specialista hipotézis érvényesülését térléptéktől függetlenül csak a mészkő esetében lehetett kimutatni, ezen kívül homokkővön csak 1 m²-es térléptékében fordult elő (3. táblázat).

A 180 felvételben összesen 21 védett faj szerepel. Mészkővön 12 (bánya-kontroll arány 8 : 8; de 50%-ban különböző), fonoliton 8 (bánya-kontroll arány 6 : 5; de 45%-ban különböző), míg homokkővön csak 7 (bánya-kontroll arány 5 : 2; de 100%-ban különböző) védett fajt találtunk.

Az idegenhonos fajok száma és a három mintaterület őshonos elemeinek fajsza között pozitív kapcsolatot mutattunk ki (9. ábra). A magas 'r' érték ellenére a 'p' érték 0,05 szint felett marad, ami kizárólag a mészkő kontroll terület kiugróan alacsony idegenhonos fajsza miatt köszönhető.



9. ábra. Az idegenhonos fajok számának változása az őshonos elemek számának függvényében. A lineáris regresszió paraméterei: $r^2 = 0,4669$, $y = 0,092355x + 4,5957$, p (meredekség) = 0,13456. Rövidítések: Fb – fonolit bánya, Fk – fonolit kontroll, Hb – homokkő bánya, Hk – homokkő kontroll, Mb – mészkő bánya, Mk – mészkő kontroll.

3. táblázat. A hipotézisek tesztelésének eredménye. Az adatpárok alapján kapott eredményt az adott zavarási hipotézis rövidítése jelzi: KZH – köztes zavarási hipotézis, NZH – növekvő zavarási hipotézis. A zárójeles %-os értékek a páronként kapott eredmények arányát mutatja. A habitat specialista hipotézis elfogadását az „igaz”, elutasítását a „hamis” szavak jelzik. A felső idexben látható ** a Mann-Whitney teszt eredményeiről, a bánya-kontroll adatsorok $p < 0,05$ szinten szignifikáns különbségeiről tájékoztatnak.

	Mésző 100 m ²	Mésző 10 m ²	Mésző 1 m ²	Fonolit 100 m ²	Fonolit 10 m ²	Fonolit 1 m ²	Homokkő 100 m ²	Homokkő 10 m ²	Homokkő 1 m ²
<u>Zavarási hipotézisek</u>									
Páronként	KZH* (80%)	KZH (80%)	NZH (60%)	KZH* (100%)	KZH* (100%)	KZH* (100%)	KZH (60%)	NZH (60%)	KZH (60%)
Átlag alapján	KZH	KZH	KZH	KZH	KZH	KZH	KZH	KZH	KZH
<u>Habitat specialista hipotézis</u>									
Átlag alapján	igaz	igaz	igaz	hamis*	hamis*	hamis	hamis	hamis	igaz

Az eredmények megbeszélése

Amint a fenti adatokból kitűnik, 1000 m²-nyi területen legtöbb fajjal a legfiatalabb közzettípuson, az eruptív, bázisokban viszonylag gazdag fonolit alapkőzetben találkozhatunk. Ettől fajokban kissé szegényebb a bázisokban kifejezetten gazdag mészkő, de mindkettőtől feltűnően lemaradva, a bázisokban szegény, savanyú homokkő utolsó a sorban. Anélkül, hogy ezt a tapasztalatot részletesebben megbeszelnénk, a korábbi ismeretek, az alapkőzeti sajátosságok alapján (Horvát 1942, Prach & Pyšek 2001, Ewald 2003, Rédei et al. 2003) a mészkő – fonolit – homokkő fajszerkezetet vártuk volna. **Hogy mégsem ezt kaptuk, annak egyik, későbbiekben célirányosan vizsgálendő oka lehet az, hogy a kiválasztott bányák területe a fajgazdagsági sorrendnek megfelelően változott. Az Arrhenius modellnek megfelelően ugyan a nagyobb területeken nagyobb fajkészlet halmozódhat fel (Mihók és mtsai 2007), ám esetünkben ez nem lehet közvetlen oka a sorrendnek, ugyanis minden bányában azonos méretű mintaterületet felvételeztünk. Ugyanakkor, a terület növekedésével együtt jár a nagyobb (kerület) szegélyhatás, ami többféle élőhelytípus szomszédságot feltételez, így minőségi értelemben nagyobb lokális propagulum forrást is eredményezhet. Esetünkben ez bizonyosan így van, hiszen a területek leírásában már jeleztük, hogy élőhelyi környezetben legváltozatosabb a fonolit, s legszegényebb a homokkő bánya. Ez a szituáció kapcsolatba**

hozható az invázióbiológiában jól ismert, de más kontextusban használt „rich get richer” koncepcióval is (Renne & Tracy 2003).

Vizsgálatunk szempontjából sokkal érdekesebb jelenség, hogy a bányarézsűk fajkészlete jóval, 40-60%-kal gazdagabb, mint kontroll területeké. A felhagyott mészkő kőfejtők kiemelkedő fajgazdagságáról, mint a ritka, specialista fajok élőhelyéről más tanulmányok is beszámoltak már. Ugyanakkor a közeli Csehországban (Tropék et al. 2010), mészkövön, hasonló szituációban, de 20-30x nagyobb területen a mecsekinél kevesebb, 153 edényes növényfajt mutattak ki. Mi mészkövön, csak a felhagyott bányában, 40-60x kisebb területen 157 fajt találtunk (kontroll területen csak 88 fajt: 56%). Fonoliton ugyanennyit (kontroll területen csak 97-et: 62%), homokkövön 88 fajt (kontroll területen csak 37-et: 42%). Az összfajszámok alapján is kirajzolódik, hogy a felhagyott bányarézsűk sokkal fajgazdagabbak a kontroll területeknél, így a köztes zavarási hipotézis már ebben a szituációban igaznak látszik.

A kapott eredmények alapján javasolható, hogy a bányák környékének felvételezését, idő szűkében érdemesebb a vegetációs periódus első felében elvégezni (2. táblázat). Annak ellenére, hogy bizonyos fajok az év második felében jelennek meg, válnak feltűnővé vagy felismerhetővé a felszínen, sokkal több faj nyoma tűnik el erre az időre. A nyári fajok zömének kórói tavasz első felében is felismerhetők, amely a magasabb hőmérséklethez és erősebb besugárzáshoz való alkalmazkodás, az ellenállóbb váz kialakításának eredménye (pl. *Tunica prolifera*). A tavaszi, kora nyári fajok lágy szövetei azonban nyár közepére teljesen elenyésznek (pl. *Allium ursinum*, *Ophrys apifera*). Ráadásul az egyéves fajok (pl. *Arabidopsis thaliana*) száma is magasabb a vegetációs periódus első felében.

Adataink általában a köztes zavarási hipotézist támasztják alá (3. táblázat), vagyis a regenerálódóban lévő, régóta felhagyott bányák fajkészlete nagyobb, mint a szomszédos, alig zavart természetközeli (kontroll) élőhelyeké. Finomabb térléptékben (homokkő 10 m², mészkő 1 m²), feltehetőleg az átmeneti közösségek lazább szervezettsége miatt, olykor a növekvő zavarás hipotézisének megfelelő kép rajzolódik ki. Emellett, a szukcesszió a felhagyott kőfejtőkben kisebb foltokban megrekedhet. Ilyen helyeken pl. a mozgó törmelék, vagy kipreparálódott sziklaszirtek miatt pionír jellegű, fajszegényebb növényzeti foltok teszik durvaszemcséssé a bányarézsű mintázatát. A finomabb térléptékben random mintavétel és kis számú kvadrát miatt, ez a belső mintázat (látszólag) a növekvő zavarási hipotézis megvalósulását támaszthatja alá, pl. ha az 1 m²-es mintánk ilyen foltra esik. A kis mintaszám miatt a jól kirajzolódó trendek ellenére, az eredmények csak néhány esetben tekinthetők szignifikánsnak. Ezek minden esetben támogatják a köztes zavarási hipotézis elfogadását, ill. a

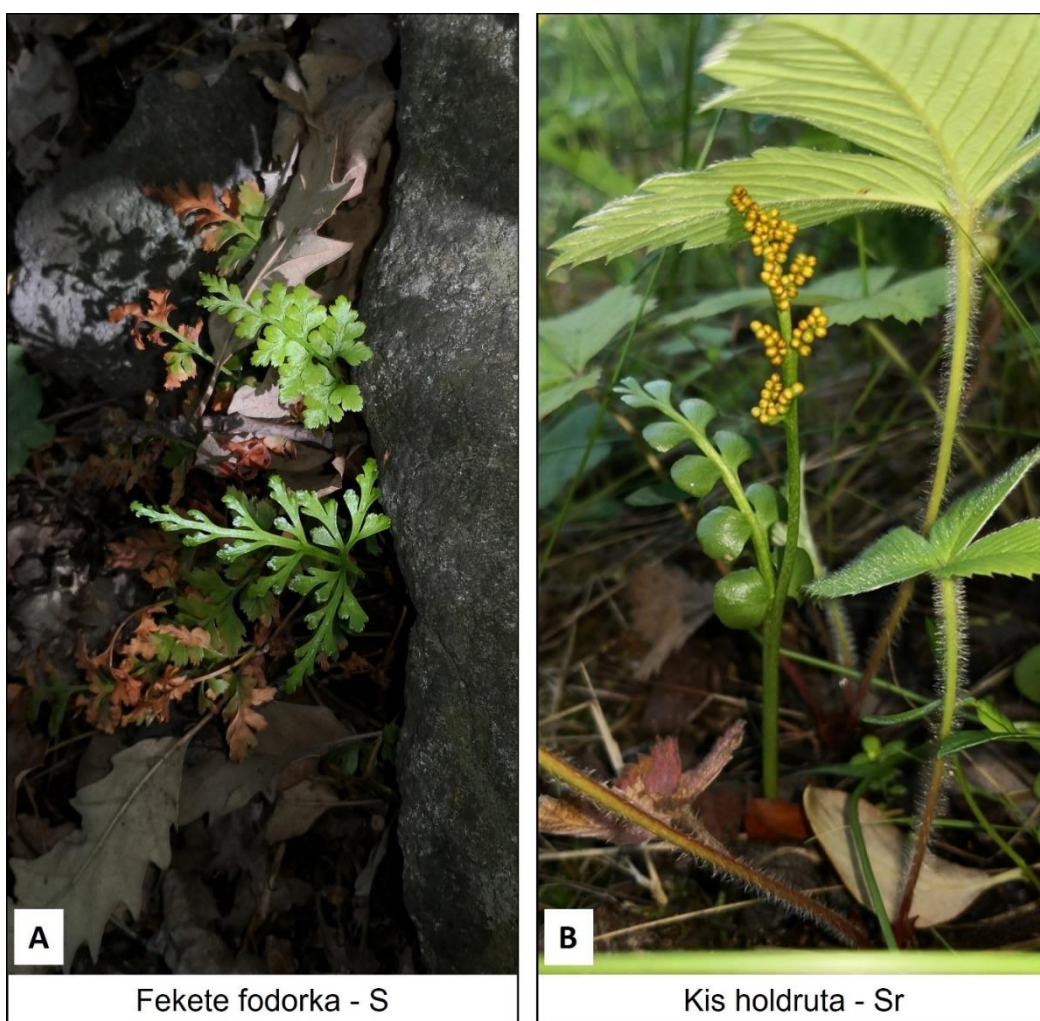
habitat specialista hipotézis elvetését (3. táblázat). A specialisták arányának növekedését jósló hipotézis mészkövön látszik igazolódni, a mészmentes kőzeteken (fonolit, homokkő) nem. Ennek magyarázata talán az lehet, hogy **a durvább léptékben tapasztalt trendekkel ellentétben (Ewald 2003) a mészkövi szukcesszió során a specialisták, a lokális fajkészletből** korábban megjelennek, mint a mészmentes kőzeteken, vagy **lokálisan** (pl. a nagyobb mészkedvelő fajkészletnek köszönhetően, **vö. Rédei et al. 2003**) maga a regeneráció is gyorsabb. **Az, hogy a felvételeinkben előforduló 30 specialista fajnak a 80%-a erdei faj, jól mutatja, hogy a spontán szukcesszió 50 éve alatt a pionír felszínek irányából a felhagyott kőfejtők (a klímax irányába) milyen hatékonyan regenerálódtak.**

Felmerül azonban a gyanú, hogy a felhagyott kőfejtőkben tapasztalható fajgazdagsági mutatókért nem csak az őshonos, de az idegenhonos fajok is felelősek, ami rontana a spontán regenerációról alkotott pozitív képen. A „rich get richer” elmélet szerint (Renne & Tracy 2003) minél gazdagabb (őshonos) fajokban egy terület, annál könnyebben és nagyobb számban telepsznek meg benne az idegenhonos elemek is. A 9. ábra alapján kirajzolódik, hogy akár a kontroll, akár a kőfejtők esetében, a fajszám növekedésével az idegenhonos fajok száma is lineárisan növekszik. A mészkő kivételével azonban az is megállapítható, hogy minél nagyobb a kontroll területek fajszáma, annál nagyobb a bányákban megjelenő idegenhonos fajok száma. Ez és az a tény, hogy a felhagyott mecseki kőfejtőkben mindig több az idegenhonos fajok száma, mint a kontroll területeken, arra utal, hogy helyileg a „rich get richer” elmélet szerint telepsznek meg a nem őshonos edényes növények. A mészkő kontroll területén tapasztalt, a vártnál alacsonyabb idegenhonos fajszám a „poor get richer” elméletet támasztja alá és a természetközeli állományok szempontjából két dologra is utalhat: részben az alapkőzet speciális kémiai összetételének erős szűrő hatására („idegen” fajokkal szembeni nagyobb ellenállóképesség), részben pedig a bánya eltérő helyzetére, mivel az urbánus (sűrűn lakott, beépítettebb, erősebb zavarásnak kitett) területektől távolabb esik, mint a másik két mintaterület.

A vizsgált, mintegy 50 éve felhagyott kőfejtőkben hazánkban ritka, és/vagy a Mecsekben unikális, országos védelmet élvező fajok is előfordultak (pl. mészkövön *Botrychium lunaria*, fonoliton és homokkövön *Asplenium adiantum-nigrum*) (10. ábra). Mindez arra is utal, hogy a bányák más jellegű specialistáknak és védett fajoknak is otthont nyújtanak, mint a szomszédos természetközeli állományok (pl. a Mecsekben visszahúzódóban lévő *Anacamptis morio*, és a szórványos, „vándorló” *Ophrys apifera*), ezért is a felhagyott bányák spontán szukcesszióval

történő „kezelése” (szemben a mesterséges rekultivációval) nem csak olcsóbb, de természetvédelmi szempontból extra profittal is járhat (vö. Prach 2003, Prach & Pyšek 2001).

Természetesen, a spontán szukcesszió „alkalmazására” csak akkor kerülhet sor, ha környezetvédelmi (pl. erózió, defláció, károsanyag kimosódás veszélye), természetvédelmi (pl. őzönfaj állományok közelsége, jelenléte), valamint közbiztonsági szempontból (pl. omlásveszély, suvadás) ennek nincs akadálya. Megfelelő helyeken, a kezelés tekintetében (spontán regeneráció vs. mesterséges restauráció, rekultiváció) hibrid megoldások is célravezetők lehetnek.



10. ábra. A mecseki kőfejtőkben előforduló ritka és/vagy helyileg unikális, specialista fajok, és Borhidi-féle szociális magatartástípus kategóriáik: *Asplenium adiantum-nigrum* fonolitról (A) és *Botrychium lunaria* mészkőről (B). Rövidítések: S – specialista, Sr – ritka specialista (Csiky J. eredeti)

Összefoglalás

Vizsgálataink alapján megállapítható, hogy az 50 éve felhagyott mecseki kőfejtők részei i) nemzetközi kitekintésben is fajgazdagok, ii) léptéktől függetlenül általában fajgazdagabbak, mint a szomszédos természetközeli, kontrollként kiválasztott állományok. Az azonos térléptékben felvételezett bányarézsű-kontroll mintapárok mediánjai ugyan általában szignifikánsan nem különböznek egymástól, iii) a különbségek trendszerűen a közepes zavarási hipotézist támasztják alá. A specialista és az idegenhonos fajok száma általában a felhagyott kőfejtőkben nagyobb, mint a szomszédos kontroll területeken. Mindezek alapján megállapítható, hogy iv) a mecseki mintaterületeken a habitat specialista hipotézis nem igazolható. A fajgazdagság és az idegenhonos fajok száma fonoliton és homokkövön pozitívan korrelál, így v) adataink itt a „rich get richer” teóriának megfelelőek.

Eredményeink alátámasztják a közép-európai megfigyeléseket is, miszerint a természetközeli állományokba ágyazott felhagyott kőfejtések spontán szukcessziója 50 év elteltével fajgazdagsági centrumokat hozhat létre, amelyek túlélést biztosíthatnak számos ritka, védett elem számára és a legolcsóbb megoldást képviselhetik a regeneráció szempontjából, mivel extra forrást (a monitorozáson kívül) nem igényel.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném megköszönni a kutatás vezetését témavezetőmnek, Csiky János, PTE TTK egyetemi docensnek, valamint a PTE TTK Biológiai Intézet MSc-s hallgatóinak, név szerint Harmat Máténak, Kutyáncsánin Damirnak, Lugosi Hedvignek, Maurer Máténak, Nagy Nikolettnek és Soós Annának a terepi felmérésekben, adatbevitelben nyújtott segítségét.

Irodalom

Anonymus (2022): 20/2022 (VII.29) AM rendelet. A Duna–Ipoly Nemzeti Park létesítéséről szóló 34/1997. (XI. 20.) KTM rendelet, valamint a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról. Magyar Közlöny 128: 5431-5463.

Bartha S. (1993): Gyomnövényközösségek szünmorfogenezise külszíni szénbánya meddőhányóin. Kandidátusi értekezés. MTA ÖBKI, Vácrátót

Borhidi A. (1993): A Magyar flóra szociális magatartástípusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. Janus Pannonius Tudományegyetem Növénytan Tanszék, Pécs, 93 pp.

Boscutti F., Vianello A., Bozzato F. & Casolo V. (2017): Vegetation structure, species life span, and exotic status elucidate plant succession in a limestone quarry reclamation. *Restoration Ecology* 25: 595-604.

Bölöni J., Molnár Zs. & Kun A. (2011): Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, Vácrátót

Csicsek G. & Ortmann-né Ajkai A. (2012): Rekultivált meddőhányó szekunder szukcessziójának vizsgálata a gipszint alapján. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 105-114.

Csicsek G., Ortmann-né Ajkai A. és Lóczy D. (2014): Rekultivált meddőhányó fásításának vizsgálata a Mecsek-hegységben. *Tájökológiai Lapok* 12: 159-171.

Dávid L. (2008): Quarrying: an anthropogenic geomorphological approach. *Acta Montanistica Slovaca* 13: 66-74.

Dimitrova V. (2018): Flora in Region of Studena quarry and measures for conservation of protected species. *Journal of Balkan Ecology. Journal of Balkan Ecology* 21: 393-399.

Ewald J. (2003): The calcareous riddle: Why are there so many calciphilous species in the Central European flora? *Folia Geobotanica* 38: 357-366.

Fórián S. (2007): Urbanizációs folyamat és annak néhány hatása a környezetre. *Debreceni Műszaki Közlemények* 2007/1: 5-15.

Gentili R., Sgorbati S. & Baroni C. (2011): Plant species patterns and restoration perspectives in the highly disturbed environment of the Carrara marble quarries (Apuan Alps, Italy). *Restoration Ecology* 19: 32-42.

Hammer O., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9.

Horvát A. (1942): A Mecsekhegység és déli síkjának növényzete. A Ciszterci Rend Kiadása, Pécs

Magura T., Tóthmérész B. & Molnár T. (2004): Changes in carabid beetle assemblages along an urbanization gradient in the city of Debrecen, Hungary. *Landscape Ecology* 19: 747-759.

Mihók B., Standovár T., Oborny B., Hahn I., Kertész M., Scheuring I. & Botta-Dukát Z. (2007): A fajgazdagság. In: Pásztor E. & Oborny B. (szerk.): *Ökológia*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 227-244. pp.

Molnár V. A. & Csábi M. (2021): Magyarország orchideái. Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar, Növénytani Tsz., Debrecen

Ódor P., Virágh K., Botta-Dukát Z., Oborny B., Magyar G. & Altbäcker V. (2007): V.1. Időigény – a közösségek dinamikája. In: Pásztor E. & Oborny B. (szerk.): *Ökológia*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 284-311. pp.

Prach K. (2003): Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice. *Applied Vegetation Science* 6: 125-129.

Prach K., Barthá S., Joyce C.B., Pyšek P., van Diggelen R. & Wiegand G. (2001): The role of spontaneous succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111-114.

Prach K. & Hobbs R.J. (2008): Spontaneous succession versus technical recolonization in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363-366.

Prach K., Řehounková K., Lencová K., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Študent V., Vaněček Z., Tichý L., Petřík P., Šmilauer P. & Pyšek P. (2014): Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. *Applied vegetation Science* 17: 193-200.

Prach K. & Pyšek P. (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55-62.

Renne I.J. & Tracy B.F. (2003): The rich get richer: responses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 122.

Rédei T., Botta-Dukát Z., Csiky J., Kun A. & Tóth T. (2003): On the possible role of local effects on the species richness of acidic and calcareous rock grasslands in Northern Hungary. *Folia Geobotanica* 38: 453-467.

Rónaki L. (1969): Hévízes barlangüregek és a termálvíz feltörésének helyei a Pécsi Mecsekben. *Karszt és barlang* 1969 (1): 25-28.

Somlyay L. & Csábi M. (2019): Adatok Budapest környéke flórájának ismeretéhez III. *Kitaibelia* 24: 227-237.

Stern M., Medeiros I.D., Negoita L. & Rajakaruna N. (2016): Limestone flora of the Simonton Corner Quarry Preserve, Rockport, Maine, USA. *Rhodora* 118: 206-226.

Tóthmérész B. & Magura T. (2009): Az urbanizáció hatása a talajfaunára: Hipotézisek és nemzetközi kitekintés. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 13-22.

Tropek R., Kadlec T., Karesova P., Spitzer L., Kocarek P., Malenovsky I., Banar P., Tuf I. H., Hejda M. & Konvicka M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropodes and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139-147.

Világháló oldalak

[http1] <https://www.weforum.org/agenda/2022/10/nature-loss-biodiversity-wwf/> [hozzáférés: 2022.02.28.]

[http2] <https://www.oecd-ilibrary.org/sites/2c94883d-en/index.html?itemId=/content/component/2c94883d-en> [hozzáférés: 2022.02.28.]

[http3] www.habitas.org.uk/flora/habitats/quarries.htm [hozzáférés: 2022.02.28.]

[http4] https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=5310 [hozzáférés: 2022.02.28.]

[http5] www.habitas.org.uk/flora/habitats/quarries.htm [hozzáférés: 2022.02.28.]

[http6] <https://erdoterkep.nebih.gov.hu> [hozzáférés: 2022.02.28.]

[http7] <https://padapt.eu> [hozzáférés: 2022.12.20.]