

A pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) mozgásmintázata különböző növényzeti borítású élőhelyeken

HORVÁTH GYÓZÓ, WÁGNER EMESE & TÓTH DÁNIEL

Pécsi Tudományegyetem, Állatökológia Tanszék H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6., Hungary,
e-mail: hgypete@gamma.ttk.pte.hu

HORVÁTH, GY, WÁGNER E. & TÓTH, D.: *Movement pattern of the striped field mouse in habitats with different vegetation cover.*

Abstract: Movement dynamics of the striped field mouse were analysed on the basis of small mammal monitoring data gathered during a 10-year study period. The movement patterns were studied in relation to various forest and open mosaic habitats, in periods characterised with highly varying weather parameters. Our hypothesis i.e. the movement dynamics of the striped field mouse differ between habitats with different vegetation cover, was confirmed only for the drier, warm period when distances travelled by mouse individuals were highest in the mosaic grassland habitats. Data from the cooler and wetter period supported the alternative hypothesis i.e. there is no statistical difference between the habitats in their parameters of mouse dispersal movements.

Keywords: *Apodemus agrarius*, capture-mark-recapture, different habitats, movement pattern

Bevezetés

A természetes szelekció által meghatározott szétterjedési képesség, amely különböző élőhely foltok és populációk között is működhet, egyik fontos komponense az egyes fajok életmenet stratégiájának (MORRIS et al. 2004). A szétterjedésnek, illetve a mozgás képességnek alapvető szerepe van a populáció- és közösségi dinamikában és így a fajok fennmaradásában. A szétterjedési mintázatokkal foglalkozó irodalomban egyrészt elméleti tanulmányok értékelték a heterogén környezetben megjelenő evolúciósan stabil diszperziós stratégiákat (pl. TRAVIS et al. 1999, LEBRETON et al. 2000, METZ & GYLLENBERG 2000, FERRIE`RE & LE GALLIARD 2001, LETURQUE & ROUSSET 2002), másrészt fontos esettanulmányok születtek a szétterjedésnek a populációk időbeli dinamikájában és térbeli eloszlásában feltételezett szerepéről (pl. LIDICKER 1975, KREBS et al. 1976, GLIWICZ 1988b, 1989, 1990, 1992, MORRIS et al. 2004). A szétterjedés habitat-szelekciós és metapopulációs megközelítésű vizsgálata a populációk időbeli dinamikáját feltáró kutatások mellett nagymértékben hozzájárult a populációk térbeli mintázatának, illetve térsztruktúrájának elemzéséhez és így e kutatások eredményei felhasználhatók a természetvédelmi intézkedéseket igénylő fajok hosszú távú megőrzéséhez (MORRIS 2003).

A fajok, illetve a fajokat reprezentáló populációk természetes környezete inhomogén, amit az emberi beavatkozások következményeként létrejött fragmentációs folyamatok még inkább előidéznek. Az élőhelyek egyre inkább fragmentálódnak, az így kialakuló

élőhelyi heterogenitás a kisemlős populációk tér-időbeli mintázatát is nagyban befolyásolja. A diszperziós kutatásokban, sok esetben nem a ritka, védett élőhely-specialista faj a jó modellállat, hanem sok információt tudhatunk meg gyakori, élőhely-generalista fajok mozgásmintázatának kutatásából is. Számos kisemlősfaj a habitat-szelekció szempontjából generalistának tekinthető. Ez különösen igaz az európai mérsékelt övi erdők legtöbb közönséges kisemlősfajára (HANSSON 1998). A pirók erdeieger, *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771) tipikus generalista, euryök fajnak tekinthető (NIETHAMMER 1976), amely változatos élőhelyeket használ, előfordul mezőgazdasági ültetvényeken, réteken, legelőkön, bokros területeken, erdőkben, gazdasági épületek környékén (ANDRZEJEWSKI & WROCLAVEK 1961, CHEŁKOWSKA 1969, ADAMCZEWSKA-ANDRZEJEWSKA et al. 1981). Különösen kedveli a sűrű vegetációjú nyílt területeket, azonban expanzív fajként, nagy sűrűséggel jelenik meg erdőkben, erdősávokban (GLIWICZ 1981, SZACKI & LIRO 1991). Alkalmas modellállatnak bizonyult a szétterjedési dinamika tanulmányozásához, amit a nemzetközi esettanulmányok mellett (LIRO & SZACKI 1987, GLIWICZ 1981, SZACKI & LIRO 1991) korábbi saját kutatásaink is alátámasztottak (HORVÁTH et al. 1996, HORVÁTH & KALMÁR 2001). A pirók erdeieger populációdinamikájára vonatkozó korai lengyel kutatások leírták a faj hirtelen őszi népességnövekedését, majd a gradációt követő év első időszakában a létszám ugyanilyen látványos összeomlását (ANDRZEJEWSKI & WIREZBOWSKA 1960, 1961; PETRUSEWICZ & ANDRZEJEWSKI 1962). Magyarországon, gyertyános-tölgyes erdőkben végzett 10 éves csapdázások adatai alapján autokorrelációs módszerrel bizonyítottuk a pirók erdeieger populációdinamikájára jellemző szabályos éves ciklikusságot (HORVÁTH 2008).

A faj populációbiológiáját tekintve további adatokat szolgáltatott STANKO (1992) vizsgálata, aki először a faj szaporodási időszakával, az utódok számával, a születési rátával foglalkozott. Később elemezte a populációk struktúráját és különböző élőhelyeken a sűrűség eltérését (STANKO 1994). Ennél a fajnál fontos problémaként jelentkezett a különböző habitatokban jellemző elterjedése, habitat-szelekciója (ZEJDA 1967). Városközpontban, külvárosban és a külvároson kívüli erdőben nézték meg a rágszálópopulációk összetételét, és azt találták, hogy az urbanizáció erősödésével a populációk gyengülnek (ANDRZEJEWSKI et al. 1978.). A pirók erdeieger és egyéb fajok vándorlását vizsgálva rámutattak arra, hogy a kisemlősök mozgása nem az egyedi biotóptól, sokkal inkább a tágabb környezettől függ (LIRO & SZACKI 1987, SZACKI & LIRO 1991). A populáció, illetve közösségek eloszlásának mintázatában feltehető, hogy a heterogén tájak különböző foltjait, vagy azok részeit különböző populációk fogják benépesíteni (DOBROVOLSKI et al. 1993). Így a tájak heterogenitásának foka mindig egyes fajokra vagy közösségekre vonatkozóan határozható meg.

A fenti irodalmi hivatkozások és saját csapdázási tapasztalataink alapján a pirók erdeieger populációbiológiai tulajdonságait négy fontos megállapításban tudjuk összegezni: tipikus generalista, változatos élőhelyeket kedvelő kisemlős (1), populációdinamikáját gyors őszi népességnövekedés, majd ezt követő hirtelen összeomlás jellemzi (2), kedveli a sűrű vegetációjú nyílt területeket, de expanzív fajként jelenik meg erdőkben, erdőfoltokban és a vízhez közeli területeken (3). Erősen kompetitív más *Apodemus* fajokkal és a vele gyakran koegzisztens pocokfélékkel szemben is (4). E tulajdonságok, valamint amiatt, hogy a pirók erdeiegernél bizonyított hosszú távú mozgások leginkább lineáris élőhelyekhez kötődnek, munkánk azt a fontos problémát vizsgálta, hogy a monitorozott különböző mozaikok, illetve szegély-homogén területek gradiense mentén változik-e a pirók erdeieger szétterjedési dinamikája, és ez mennyiben mutat különbséget az időjárási tényezők által meghatározott szárazabb és csapadékosabb időszakban. Tanulmányunk fő célkitűzése, hogy a pirók erdeieger szétterjedési, illetve mozgási mintázatát több élőhelytípus (zárt erdő, degradált heterogén gyomvegetáció, lápterületek)

összehasonlításában értékelje, vizsgálva a mozgási mintázatokat leíró paraméterek élőhely függését. A kérdésfeltevésnek megfelelően az alábbi hipotéziseket fogalmaztuk meg: különböző vegetációstruktúrájú területeken a pirók erdeieger mozgási dinamikája eltérő (H_0), illetve a pirók erdeieger mozgási dinamikája a vegetáció borításától független (H_A).

A hipotézisekből a következő predikciókat fogalmaztuk meg: a pirók erdeieger szegélyterületeket kedvelő faj, mozgásmintázatában a szétterjedés iránya a szegélytől mutat a homogén területek felé (1). Mozgási távolságai eltérnek a különböző élőhelyeken, ez a vegetációstruktúra függvényében változik (2). Az élőhelyek eltérő állapota a források felhasználása szempontjából befolyásolja a mozgási, illetve szétterjedési folyamatokat (3).

Anyag és módszer

Mintavételi területek

Síkvidéki gyertyános-tölgyes (*Fraxino pannonicae-Carpinetum*) élőhely (Bükkháti-erdő - É 45° 51', K 18° 00')

A mintaterület Dél-Baranyában, a Drávamenti-síkságon belül, a Fekete-víz síkja kistáj területén található Bükkháti-erdőben helyezkedett el. A terület Vajszló és Páprád települések között található síkvidéki erdő, amely a Bükkháti Erdőrezervátumot is magában foglalja. A mintavételi területünket (BE) az erdő legtipikusabb társulását jelentő gyertyános-tölgyes (*Fraxino pannonicae-Carpinetum*) olyan erdőtagjában jelöltük ki, ahol a csapdaháló két éle az erdő szegély területét, „ecoton” zónáját érintette.

Ármentett területek erdőtársulásai (Lankóci-erdő - É 46° 13.44', K 17° 02')

A Lankóci-erdőben síkvidéki égerligetet (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*) választottunk ki mintaterületként (LE-1), amely szegélyzónával, ecotonnal határolt. Mellette a monitorozás megkezdése előtt letermelt, majd fokozatosan újraerdősödő terület található. Növényzete a 2004 utáni időszakban, a bő csapadék hatására kezdett el nagyobb ütemben növekedni. A terület a cserjeszintben gazdag, sűrű vegetációjú újraerdősödő (LE-2) élőhely.

Tóparti mozaikos élőhely (Mattyi-tó - É 45° 47' 21.7", K 18° 15' 23.4")

A Mattyi-tó Dél-Baranyában található, amely a Dráváról egykor lefűződött holtág maradványa. A tó mentén jellemző degradált vegetáció részletesebb elemzése alapján fiziognómiai struktúrában és mikrodomborzati felszínben három különböző területen jelöltünk ki mintakvadrátot. Az első mintaterület degradált gyomtársulás (MT-1), ahol az erősen degradált területen gyomosodott üde, illetve felszáraz vegetáció volt jellemző. A másik élőhelyfolt üde gyomtársulás (MT-2) volt, túlnyomórészt erős növekedésű, taracos egyszikűekkel. A harmadik mintakvadrát a mélyebb térszíntű degradált mocsárrétet (MT-3) reprezentálta. A keleti irányban fokozatosan lejtő terület vízgradiense mentén két vegetációtípust különítettünk el. A gradiens alsó felén erősen degradált mocsárrétet, felső felében pedig keskenylevelű szálfüvekből álló, degradált felszáraz, száraz gyept találunk.

A Kis-Balatonon kijelölt lápterületek

Keleti-berek, a 76-os úttól északra fekvő területek (É 42° 42' 29.7", K 17° 11' 3.1")

A Sármellék melletti vizsgált lápterületet a 76-os műút választja ketté, az északi terület magángazdálkodó kezeli, a déli terület a Balaton-felvidéki Nemzeti Park tulajdona.

A gazdálkodó 2003-ban a szárazabb időszakban a lápterület egy részét lekasálta. Ez a beavatkozás teljesen megszüntette az eredeti KB-S1 kódolású kvadrátot, amely a déli területhez viszonyítva magasabb térszintű kiszáradó magassásrét volt. Ettől a területtől nyugatra 2007-ben újabb mintavételi pontot jelöltünk ki (KB-S4). Ebben a kvadrátban a megmaradt sásos foltok olyan nádassal érintkeztek, amelyeket több éven keresztül nem kasáltak le.

Keleti-berek, a 76-os úttól délre fekvő területek (É 46° 42' 25.2", K 17° 10' 1.2")

A nemzeti park határán belül az első mintavételi területünk mélyebb fekvésének köszönhetően jobb vízellátottságú volt, így az üde homogén sásos vegetációt reprezentálta (KB-S2). A Keleti-berek vonatkozásában továbbá a Kenderáztató-csatorna és Sármellék között elterülő területen folytattunk csapdázásokat, amely terület monitorozását azért tartottuk fontosnak, mert a csatorna megakadályozta a további területek leégetését, így a csatornától nyugatra lévő sásos foltokat nem érintette a 2001-es évi égetés. Az itt kijelölt mintaterületünk (KB-S3) beavatkozás nélküli, üde magassásrétet reprezentált. A szegélyekben végzett kasálás pozitívan hatott a vegetációra, a magassásos vegetáció regenerálódott, magasabb és gyomfajoktól mentes lett. Az égetés negatív hatása az eredeti üde homogén sásos területen (KB-S2) több éven keresztül érvényesült, így ettől a folttól nyugatra 2007-ben egy spontán megújuló homogén sásosban jelöltünk ki új mintavételi kvadrátot (KB-S5). A regenerálódott élőhely kisemlőseinek kimutatásához növeltük a mintavételi ráfordítást, így 2008-ban a terület térszintbeli csökkenését, így kelet-nyugati irányban a vízgradienst követve, újabb mintavételi területet jelöltünk ki, ahol nem volt antropogén hatás (KB-S6).

Halász-rét (É 46° 42' 3", K 17° 10' 52")

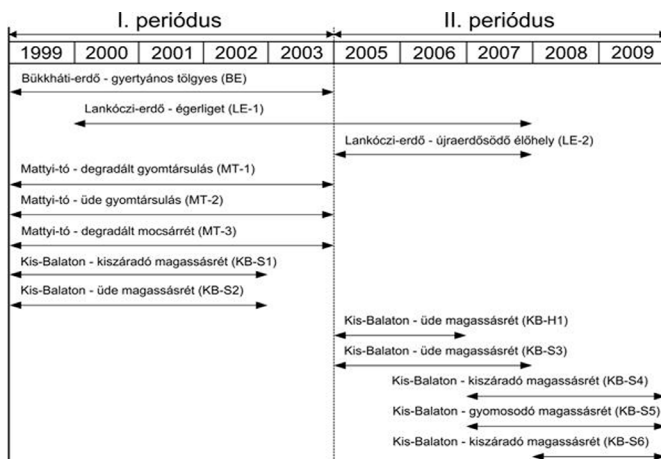
Ez a terület a Zala befolyásánál található élőhely-mozaikban (sásos-nádas foltok, különböző kiterjedésű szigetszerű kiemelkedésekkel) helyezkedett el, ahol jelentős élőhelyi kényszerként jelentkezett a talajvízszint gyors változása. A Halász-rét talajvízszint viszonyának alakulásában óriási szerepe van az itt elkészített csatornának, mely az év nagy részében, de különösen a kevésbé csapadékos időszakban alacsonyan tartja a térség talajvízszintjét. A Halász-rét nagyon jó példa arra, hogy a vízborítást a csapadékvizonyok mellett a vízkormányzás is meghatározza. A mintaterületet (KB-H1) közvetlenül nem érte emberi beavatkozás, de a kvadráthoz közel eső nádfoltokat télen aratták.

Csapdázási metodika

A vizsgált élőhelyeken nem volt folyamatosan monitorozás a 10 év során, így ezt az időintervallumot két periódusra osztottuk (1. ábra), amely csoportosítást a mintavételi lokalitások mellett, az eltérő időjárási viszonyok is indokoltak. Két markánsan különböző periódust vizsgáltunk, ahol az első periódus szárazabb, a második csapadékosabb volt. A monitorozott mintavételi helyek alapján az elemzésekhez mindkét periódusban azonos számú élőhelyet tudtunk figyelembe venni.

A kisemlősök mintavételezéshez elevenfogó dobozcsapdákat és a fogás-jelölés-visszafogás (CMR) módszerét alkalmaztuk. A fentebb elkülönített valamennyi monitorozási periódusban 11x11-es csapdahálót alkalmaztunk. A zárt erdőkben (Bükkhát- és Lankóci-erdő) a csapdák 10 m-re, míg a mozaikos élőhelyen és a lápterületeken (Matty és Kis-Balaton) a csapdák 5 m-re voltak egymástól elhelyezve.

A csalizás módszere minden területen és minden mintavételezési időszakban megfigyelt. Csalétekként szalonnát, ánizskivonattal és növényi olajjal megkevert gabonamagvakat, valamint sárgarépat használtunk. Napközben a csapdák működőképes, azaz élesre állított helyzetben voltak, vagyis naponta kétféle ellenőrzést végeztünk, reggel



1. ábra: A vizsgált területeken végzett csapdázás kronológiai táblázata

700-tól, és este 1900-tól, így egy 5 napos periódus alatt 9 csapdaellenőrzésünk volt. A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyéni kódját, amennyiben szükséges volt a határozáshoz, fontos testméret paramétereket is mértünk. Az állatok egyedi jelöléséhez a lábujjak tetoválását alkalmaztuk.

Statistikai módszerek

Fogási adatainkat Access adatbázisban tároltuk. A szétterjedési mintázat értékeléséhez a fogási adatokból három paramétert számoltunk. A migrációs indexet (1), amit a kvadrátok széleiben (a csapdaháló szélső sorai) megfogott egyedek és a teljes kvadrátban megfogott egyedek számának hányadosával adtuk meg. A migrációs-index számításánál azt feltételeztük, hogy a szegélyhatás („edge effect”) értelmében a széleken megfogott példányok migráns egyedek voltak, melyek feltehetően a kvadráton kívüli területekről jelentek meg a mintaterületen, illetve elhagyták a csapdahálózval lefedett területet. A vizsgált területeknél a mintavételi kvadrátok élei szegélyterületre (pl.: erdőszegély, útmenti töltés, csatorna menti szegélytársulás) vagy annak közvetlen szomszédságába estek. Ennek megfelelően a szétszóródást jellemző paraméterként adtuk meg a pirók erdeiegér szegélytől mért szétterjedési távolságát (m) (2). Ezt a távolságot úgy határoztuk meg, hogy a kitüntetett szegélyekre eső csapdatorokhoz viszonyítva adtuk meg a belső, homogén területeken megfogott egyedek távolságát. Az így regisztrált elmozdulási távolságokat az adott mintavételi területre és az adott monitorozási évre átlagoltuk. Harmadik paraméterként a visszafogott egyedek elmozdulási távolságait számoltuk (m). Ehhez a fogás-visszafogás adatok alapján azokat az egyedeket használtuk fel, melyeket minimum kétszer, vagy kettőnél többször megfogtunk, így az i -edik és az $i+1$ -edik időpontban regisztrált térbeli koordináta között megkaptuk az egyed elmozdulási vektorát. A visszafogott egyedek elmozdulási vektorainak előállítását, illetve a vektorok által meghatározott távolság értékeit a Biotas 1.02 program felhasználásával kaptuk meg. Az utóbbi két távolság paraméter értékeit a kvadrátok eltérő mérete miatt 10 m-re standardizáltuk. Mindhárom paraméter esetében, mind az első, mind a második periódus adatai alapján nem paraméteres Kruskal-Wallis-tesztel vizsgáltuk a szétterjedést jellemző paraméterek élőhelyek függvényében feltételezett különbségét.

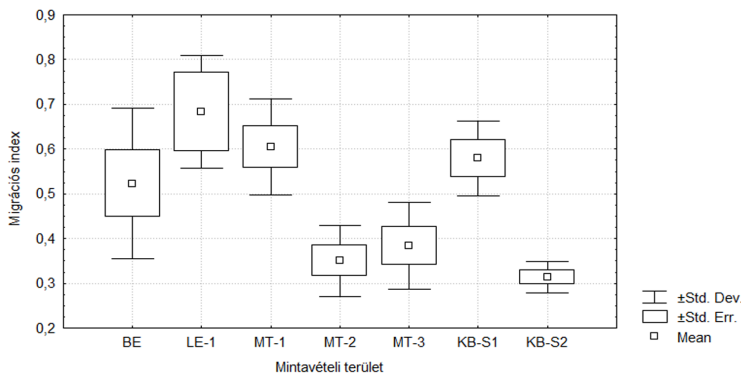
1. táblázat: A szétterjedési paraméterek statisztikája a két periódusban (ANOVA, Kruskal-Wallis-teszt)

Paraméter	1. periódus		2. periódus	
	H	P	H	P
Migrációs index	20.108	<0.05	1.427	n.s.
Szegélytől mért távolság (m)	14.915	<0.05	7.116	n.s.
Az egyedek elmozdulási távolsága (m)	14.794	<0.05	10.462	n.s.

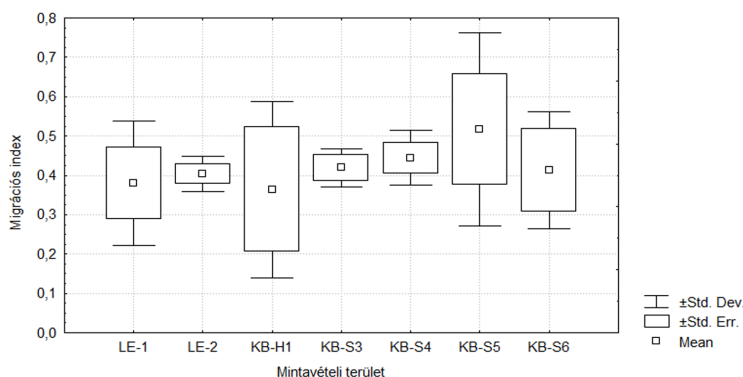
Eredmények

A szétterjedési paraméterek értékelését mindkét periódusban külön-külön elvégeztük. A migrációs index értékei között az első periódusban nagyobb eltérések voltak, a legmagasabb értéket a Lankóci-erdő égerligetében regisztráltuk (2. ábra). A Bükkháti-erdő (BE), a Mattyi-tó menti degradált gyomtársulás (MT-1), illetve a kiszáradó magassásrét (KB-S1) értéke egyaránt 0.5-0.6 között alakult, míg a másik három területen (MT-2, MT-3, KB-S2) kaptuk a legalacsonyabb migrációs index értékeket. A kapott eredmény arra utal, hogy az előbbi élőhelyek erőteljesen heterogén jellegűek, így az állatokra kevésbé jellemző az élőhely gradiens menti, például szegélyhatás („edge-effect”) indukálta diszperzió, mint a nagyobb kiterjedésű, ám különböző homogén területek viszonyában. Az Kruskal-Wallis-teszt az első periódusban szignifikáns különbséget adott a migrációs index különböző élőhelyekre kapott értékeinek összehasonlításában (1. táblázat). A második periódusban az eltérő élőhelyek esetében számolt migrációs index értékei kiegyenlítették, nem mutatnak nagyobb különbséget (3. ábra). Ezt alátámasztotta az éves adatokkal elvégzett Kruskal-Wallis-teszt, miszerint a migrációs index értékeiben nem volt szignifikáns különbség az élőhelyek között. Ez a kiegyenlítettség az időjárási viszonyoknak az élőhelyre gyakorolt hatásával, és ennek következtében jellemző általános élőhelyi regenerációval magyarázható.

Az első periódusban a szegélytől mért átlagos távolságokat vizsgálva a három mozaikos élőhely (Mattyi-tó) átlagértéke a legmagasabb, ezek közül is az üde gyomtársulásé (MT-2), ahol a pirók erdeiegér leginkább eltávolodott a szegélyterületektől (4. ábra). A Mattyi-tó menti adatok nem igazolták a faj szegélyterületekhez (ecoton) jellemző kötődését, mivel itt a táj mozaikos jellege miatt mindenhol nagy volt az élőhelyi változatosság.

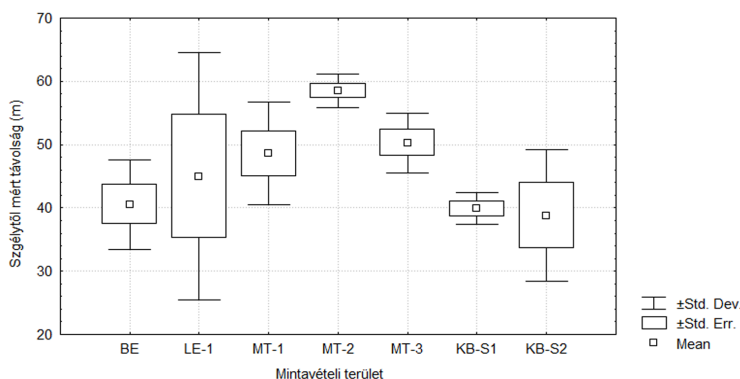


2. ábra: A migrációs index átlagértékei a különböző élőhelyeken az első periódusban

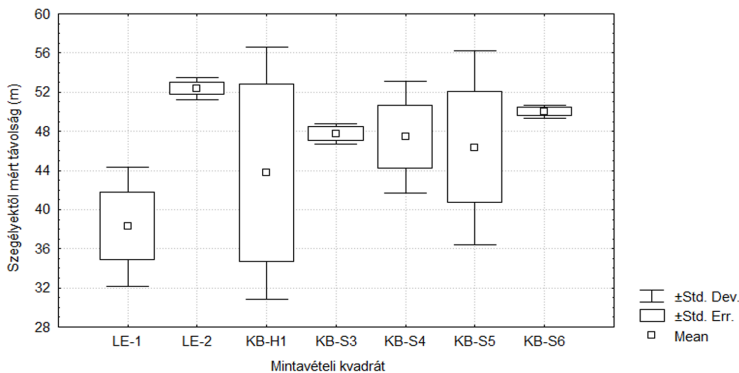


3. ábra: A migrációs index átlagértékei a különböző élőhelyeken a második periódusban

ság, azaz itt volt a legnagyobb mértékű a mozaikosságból eredő élőhelyi heteromorfia. A két erdei (BE, LE-1) és a két lápréti élőhelyen (KB-S1, KB-S2) a faj egyedeinek átlagos távolság értékei ennél alacsonyabbak voltak, ezekenél az élőhelyeknél jobban kifejeződött a pirok erdeieger szegélyekhez kötődése. A statisztikai elemzés alátámasztotta, hogy a szegélyektől mért átlagos elmozdulási távolság értékei alapján az élőhelyek között szignifikáns különbség van (1. táblázat). A második periódusban a legjobban kiugró érték a védett égerliget átlagértéke, ami közel kétharmada a többi terület értékének (5. ábra). Ebből adódóan a pirok erdeieger a zárt erdőben távolodott el legkevésbé a szegélytől, feltételezhetően a zárt erdő homogenitása és a szegélyterület közötti markánsabb élőhelyi különbségek miatt. A többi élőhelyen az értékek kiegyenlítettek, amit a statisztikai elemzés is alátámasztott, az értékek között nem volt szignifikáns különbség. Ez ellentmond annak a feltevésünknek, hogy a homogén területeken a pirok erdeieger kevésbé távolodik el a szegélyterületektől, ugyanis a Lankóci-erdő újraerdősödő területén (LE-2) a szegélytől nagyobb távolságokra jutottak el az egyedek, mint a Kis-Balaton láprétjein. Az első periódus alapján is azt a következtetést tudtuk levonni, hogy az erdei területeken nagyobb a szegélytől mért átlagos távolság, bár ebben a periódusban ennek értéke nem érte el a heterogénebb, mozaikos tóparti élőhelyeken megfigyelt szegélytől mért távolságokat (4. ábra).



4. ábra: A szegélytől mért távolságok átlagértékei a különböző élőhelyeken az első periódusban

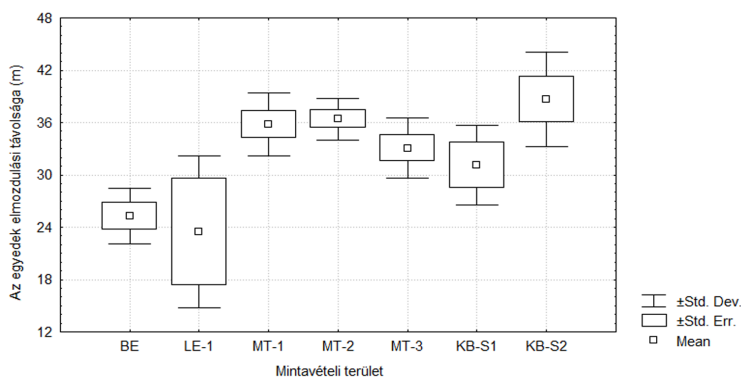


5. ábra: A szegélytől mért távolságok átlagértékei a különböző élőhelyeken a második periódusban

A pirók erdeiegér diszperziós mintázatát végül a visszafogott egyedek mozgási vektorai által meghatározott elmozdulási távolság adatokkal értékeltük. Megadtuk a mozgási vektorok és a zéró mozgások számát, amely utóbbi azt jelenti, hogy az egyedet ugyanazon koordinátájú csapdapontban fogtuk vissza. A vektorok száma mellett feltüntettük a mozgások távolságának adott élőhelyre jellemző átlagértékét is (2. táblázat). Az első periódusban az erdőkben (BE, LE-1) a mozgási vektorok és a zéró mozgások megoszlása megközelítőleg 4:1, míg a többi élőhelyen ennél nagyobb, átlagosan 8:1 arányú volt. Ez az eltérés a második periódusban is megjelent a Lankóci-erdő védett égerligetében (LE-1) a tényleges és zéró mozgások vektorainak megoszlása 4:1, míg a többi, kevésbé homogén élőhelyen átlagosan 15:1 volt. A tényleges elmozdulási vektorok és a zéró mozgások arányának eltolódása arra utal, hogy az erdőkben az állatok csapdák közötti mozgása alacsonyabb intenzitású, amit a zéró mozgások nagyobb aránya, illetve főként az első periódusban megjelenő kisebb átlagos elmozdulási távolság is alátámaszt. Az átlagos elmozdulási távolságok grafikus megjelenítése azt mutatta, hogy az első periódusban a két erdei élőhelyen (BE, LE-1) a pirók erdeiegér mozgási távolságai kisebbek

2. táblázat: A visszafogott egyedek elmozdulási vektorai és elmozdulási távolságai

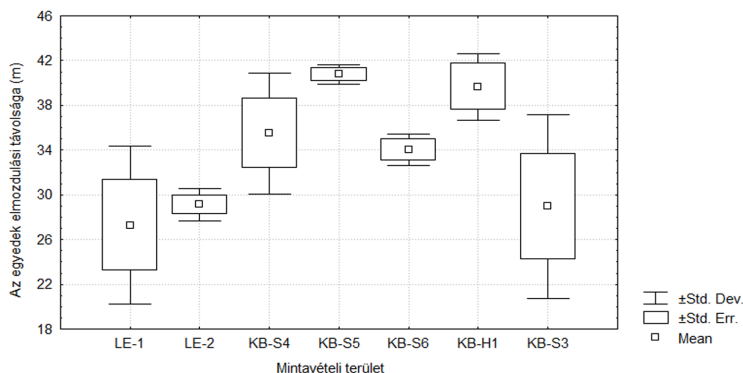
Élőhely	1. periódus			2. periódus		
	Mozgási vektorok (db)	Zéró mozgások (db)	Átlagos távolság (m)	Mozgási vektorok (db)	Zéró mozgások (db)	Átlagos távolság (m)
BE	183	46	25.26			
LE-1	19	5	23.44	12	3	27.28
MT-1	45	6	35.82			
MT-2	70	8	36.39			
MT-3	66	7	33.06			
KB-S1	12	2	31.13			
KB-S2	25	4	38.65			
LE-2				211	33	29.12
KB-S3				38	4	28.96
KB-S4				23	1	35.48
KB-S5				18	1	40.77
KB-S6				15	1	34.06
KB-H1				24	1	39.66



6. ábra: A visszafogott egyedek elmozdulási távolságainak átlagértékei a különböző élőhelyeken az első periódusban

voltak (6. ábra). A másik öt élőhelyen közel azonos volt az egyedek átlagos elmozdulása, bár még a hasonló vegetációborítású területek között is kaptunk különbségeket (KB-S1, KB-S2). A statisztikai elemzés kimutatta, hogy az első periódusban az élőhelyek összehasonlításában az elmozdulási távolságok szignifikánsan különböztek (1. táblázat). A második periódusban a faj egyedeinek átlagos elmozdulási távolságai nagyobb különbséget mutattak a különböző élőhelyek összehasonlításában (7. ábra). A legalacsonyabb értéket ebben a periódusban is az erdőterület (LE-1) esetében tapasztaltuk. A kis-balatoni mintaterületek átlagértékeinek nagyfokú különbözőségét is kimutattuk, ami az előző két paraméternél (migrációs index, szegélytől mért átlagos távolság) nem volt jellemző. A Kruskal-Wallis-teszt a szétterjedési távolságok esetében sem mutatott ki szignifikáns különbséget a második periódusban, amit az adatok (LE-2, KB-S3) nagy standard hibája és szórása okozott (1. táblázat).

A szétterjedési paraméterekre kapott eredményeink az első periódusban igazolták a null-hipotézist, miszerint a különböző vegetációstruktúrájú területeken a pirók erdeiegér diszperziós dinamikája eltérő. A második periódusban ezzel szemben nem volt szignifikáns különbség a mintavételi területek között, tehát adataink az alternatív hipotézist támasztották alá, vagyis a különböző vegetációborítású területeken a pirók erdeiegér diszperziós dinamikájában nem volt különbség.



7. ábra: A visszafogott egyedek elmozdulási távolságainak átlagértékei a különböző élőhelyeken a második periódusban

Diszkusszió

A populációk térbeli mintázatára, valamint az egyedi mozgásminták kialakulására számos környezeti tényező hat, legyen szó akár forrásról, élő ellenségekről vagy különböző abiotikus hatásokról. E limitáló tényezők mindegyike térben leginkább heterogén módon helyezkedik el, így mozaikszerű mintázatot mutat (IMS 1995). Az állatok mozgási döntései a térbeli struktúrák viszonylatában függnek a lejátszódó életfolyamat jellegétől. Egy adott egyed bizonyos térbeli struktúrára adott válasza attól függ, hogy társat keres-e vagy táplálék után kutat (IMS 1995). Az állatpopulációk vizsgálatában sok tanulmány felhívta a figyelmet a diszperzió szerepére. Mozaikos környezetben az élőlények élőhelyfoltok közötti szétszóródása nagyban befolyásolja a foltokban lezajló populáció-demográfiai folyamatokat, a stabilitását és a tényleges élőhely elfoglalást. Az élőhely elfoglalása és használata az élőhely felismerésének, a táplálkozási stratégiának és a széletterjedési folyamatoknak a következménye, amelyek a különböző fajoknál alapvetően más térbeli léptékekben jelentkeznek (MORRIS 2003). A különböző életfolyamatok és a hozzájuk kapcsolódó mozgási viselkedések különböző térbeli skálákon valósulnak meg, annak függvényében, hogy az adott faj milyen mértékű választ ad a környezeti heterogenitásra („finom” (fine-grained) vagy „durva” (coarse grained) szemcsés válasz) (MORRIS 1987a, 1987b, 1992, 1995). Kis léptékekben az egyedek nem tudják felismerni az élőhelyek közötti határokat és nincs élőhely-választás. A táplálkozási és széatterjedési lépték alapvetően különböző előnyökkel és élőhely-választási ráfordítással hozható kapcsolatba (MORRIS 1987b, 1992). A pírók erdeieger tipikus élőhely generalista faj, számos különböző élőhelyi környezetben végzett tanulmány alapján fontos adatokkal rendelkező élőhely-választásáról és élőhely-használatáról (ANDRZEJEWSKI et al. 1978, ZEJDA 1967, CHELKOWSKA 1969, CHELKOWSKA et al. 1985). Koegzisztens fajok kompetíciós viszonyának elemzésében GLIWICZ (1981) expanzív fajként jellemezte a pírók erdeiegeret, amely az élőhelyi források változásaira gyors válaszokat képes adni.

Kutatásaink során különböző vegetációborítású élőhelyeken (erdők, mozaikos tóparti élőhelyek, láprétek), két különböző időjárási időszakban, fogás-visszafogás adatok alapján vizsgáltuk a pírók erdeieger mozgási mintázatát. Az egyedek diszperzióját jellemző három definiált paraméter értékei alapján null-hipotézisünket a szárazabb időjárású periódusban tudtuk bizonyítani, a különböző vegetációborítású területeken a pírók erdeieger diszperziós dinamikája eltérő volt. A második időszakban nem kaptunk szignifikáns különbséget az egyes élőhelyek között. A migrációs index átlagértékeire az első periódusban nagyobb különbségeket kaptunk, míg a csapadékosabb időszakban az értékek teljesen kiegyenlítettek voltak. A szegélytől mért távolságok átlagos értékei és a visszafogott egyedek elmozdulási távolságai nem voltak magasak, annak ellenére, hogy külföldi tanulmányok leírták a faj nagyobb távú mozgásait is (pl.: LIRO & SZACKI 1987, LIRO & SZACKI 1994), bár ezekben a tanulmányokban a vizsgált élőhelyek többsége lineáris tájelen volt. Eredményeink azt mutatták, hogy a szegélyektől mért elmozdulási, valamint a visszafogott egyedek egymást követő mozgásvektorai által meghatározott távolságok erdei területen, a védett égerligetben voltak a legalacsonyabbak. Ez az eredmény a pírók erdeieger szegélyterületek irányában mutató preferenciáját bizonyította, megerősítve a hazai és nemzetközi irodalomban is leírtakat (SZACKI & LIRO 1991, HORVÁTH et al. 1996, HORVÁTH & TRÓCSÁNYI 1998). CHELKOWSKA et al. (1985) tanulmány arra is rámutatott, hogy az egyes koegzisztens kisemlős fajok a területet különböző módon használják ki. Lehet, hogy nagyobb kiterjedésű, homogénebb területeket is el tudnak foglalni, amit a pírók erdeiegerre vonatkozó eredményeink a Kis-Balaton láptérségeinek elfoglalásában mutattak, vagy csak egyes élőhely foltokat használnak, amit a terület jellegzetességei, valamint az intra- és interspecifikus kölcsönhatások nagyban

meghatároznak. A pirók erdeieger esetében igen fontos, hogy térbeli mintázata kapcsolatot mutat a növényzet degradációjával, a vegetáció szerkezetében a gyepszint borítottsága a legmeghatározóbb tényező (CHEŁKOWSKA et al. 1985). Eredményeink azt mutatják, hogy a szétszóródási mintázat a szárazabb, melegebb időszakban volt inkább vegetációborítás függő, míg a csapadékos időjárású periódusban a mozgási mintázatot jellemző paraméterek értékei kiegyenlítettek voltak. Ez az eredmény az időjárási tényezők változásának és ennek hatására létrejött általános élőhelyi regenerációnak volt a következménye.

Köszönetnyilvánítás

A csapdázásokat a Duna- Dráva- és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatósága, valamint a DRAVA-INTERECO, SLO-HU-CRO 2006/01/167/HU Interreg III pályázati program támogatta.

Irodalom

- ADAMCZEWSKA-ANDRZEJEWSKA, K., BUJALSKA, G. & MACKIN-ROGALSKA, R. 1981: Changes in numbers of *Microtus arvalis* (Pall.) and *Apodemus flavicollis* (Melch.) of chosen crop fields. - Polish Ecological Studies 7: 175-192.
- ANDRZEJEWSKI, R. & WIREZBOWSKA, T. 1960: On the degree of residency and migrancy in populations of small rodents. - Bulletin de L'Academie Polonaise de Science Cl. II, 8, 7: 293-300.
- ANDRZEJEWSKI, R. & WIREZBOWSKA, T. 1961: An attempt at assessing the duration of residence of small rodents in a defined forest area and the rate of interchange between individuals. - Acta Theriologica 5: 12.
- ANDRZEJEWSKI, R., BABINSKA-WERKA, J., GLIWICZ, J. & GOSZCZYNSKI, J. 1978: Synurbization processes in population of *Apodemus agrarius*. I. Characteristics of population in urbanization gradient. - Acta Theriologica 23: 341-358.
- CHEŁKOWSKA, H. 1969: Numbers of small rodents in five plant associations. - Ekologia Polska 17(43): 847-854.
- CHEŁKOWSKA H., WALKOWA W. & ADAMCZYK K. 1985: Spatial relationships in sympatric population of the rodents: *Clethrionomys glareolus*, *Microtus agrestis* and *Apodemus agrarius*. - Acta Theriologica 30: 51-78.
- DOBROWOLSKI, K., BANACH, A., KOZAKIEWICZ, A. & KOZAKIEWICZ, M. 1993: Effect of habitat barriers on animal populations and communities in heterogeneous landscapes. - In: BUNCE, R. G. H., RYSKOWSKI L. & PAOLETTI, M. G. (eds.): Landscape ecology and agroecosystems. - Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 61-70.
- FERRIE'RE, R. & LE GALLIARD, J. F. 2001: Invasion fitness and adaptive dynamics in spatial population models. In: CLOBERT, J., DANCHIN, E., DHONDT, A. A. & NICHOLS, J. D. (eds), Dispersal. - Oxford University Press, Oxford, pp. 57-79.
- GLIWICZ, J. 1981: Competitive interactions within a forest rodent community in a forest-floor small mammal fauna. - Oikos 37: 353-362.
- GLIWICZ, J. 1988: The role of dispersal in models of small rodent population dynamics. - Oikos 52: 219-221.
- GLIWICZ, J. 1989: Individuals and populations of the bank vole in optimal, suboptimal and insular habitats. - Journal of Animal Ecology 58: 237-247.
- GLIWICZ, J. 1990: The first born, their dispersal and vole cycles. - Oecologia 83: 519-522.
- GLIWICZ, J. 1992: Patterns of dispersal in non-cyclic populations of small rodents. - In: Stenseth, N. C. & Lidicker, W. Z. Jr. 1992: Animal dispersal: Small mammals as a model. Chapman & Hall, London, pp. 147-159.
- HANSSON, L. 1998: Local hot spots and their edge effects: small mammals in oak-hazel woodland. - Oikos 81: 55-62.
- HORVÁTH, GY. 2008: Kisemlős populációk paramétereinek becslése és modellezése. - PhD értékezés, Szegedi Tudományegyetem 168 pp.
- HORVÁTH, GY., KALMÁR, S. 2001: Az *Apodemus agrarius* populációjának összehasonlító szünbiológiai vizsgálata három különböző habitatban. - Magyar Ápróvad Közlemények 6: 335-352.

- HORVÁTH, GY., TRÓCSÁNYI, B., TÖLGYESI, M. & MÁTICS, R. 1996: Contributions to striped field mouse *Apodemus agrarius* population dynamics in forest edge habitat. - Polish Ecological Studies 22: 159-172.
- HORVÁTH, GY. & TRÓCSÁNYI, B. 1998: Autumn home range size of *Apodemus agrarius* and small mammal population dynamics in the rodent assemblage of a *Quercus robur*-*Carpinetum* forest habitat. - Tiscia 31: 63-69.
- IMS, R. A. 1995: Movement patterns related to spatial structures. In: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (eds.): Mosaic Landscapes and Ecological Process. - Chapman & Hall, London pp. 85-109.
- KREBS, C. J., WINGATE, I., LEDUC, J., REDFIELD, J. A., TAITT, M. & HILBORN, R. 1976: *Microtus* population biology: dispersal in fluctuating populations of *M. townsendii*. - Canadian Journal of Zoology 54: 79-95.
- LEBRETON, J. D., KHALADI, M. & GROSBOIS, V. 2000: An explicit approach to evolutionarily stable dispersal strategies: no cost of dispersal. - Mathematical Biosciences 165: 163-176.
- LETURQUE, H. & ROUSSET, F. 2002: Dispersal, kin competition, and the ideal free distribution in a spatially heterogeneous population. - Theoretical Population Biology. 62: 169-180.
- LIDICKER, W. Z. JR. 1975: The role of dispersal in the demography of small mammals. In: GOLLEY, F. B., PETRUSEWICZ, K. & RYSZKOWSKI, L. (eds), Small mammals: their production and population dynamics. - Cambridge University Press, Cambridge, pp. 103-108.
- LIRO, A. & SZACKI, J. 1987: Movements of striped field mice *Apodemus agrarius* (Pallas) in a suburban mosaic of habitats. - Oecologia 74: 438-440.
- LIRO, A. & SZACKI, J. 1994: Movements of small mammals along two ecological corridors in suburban Warsaw. - Polish Ecological Studies 20: 227-231.
- METZ, J. A. J. & GYLLENBERG, M. 2000: How should we define fitness in structured metapopulation models. - Proceedings of the Royal Society of London B 268: 499-508.
- MORRIS, D. W. 1987a: Ecological scale and habitat use. - Ecology 68: 362-369.
- MORRIS, D. W. 1987b: Tests of density-dependent habitat selection in a patchy environment. - Ecology Monograph 57: 269-281.
- MORRIS, D. W. 1992: Scales and costs of habitat selection in heterogeneous landscapes. - Evolutionary Ecology 6: 412-432.
- MORRIS, D. W. 1995: Habitat selection in mosaic landscapes. In: HANSSON, L., FAHRIG, L. & MERRIAM, G. (eds.): Mosaic landscapes and ecological processes. - Chapman & Hall, London pp. 110-135.
- MORRIS, D. W. 2003: How can we apply theories of habitat selection to wildlife conservation and management? - Wildlife Research 30: 303-319.
- MORRIS, D. W., DIFFENDORFER, J. E. & LUNDBERG, P. 2004: Dispersal among habitats varying in fitness: reciprocating migration through ideal habitat selection. - Oikos 107: 559-575.
- NIETHAMMER, J. 1976: Die verbreitung der Brandmaus (*Apodemus agrarius*) in der Bundesrepublik Deutschland. - Acta Science of Nature Brno 10: 43-55.
- PETRUSEWICZ, K. & ANDRZEJEWSKI, R. 1962: Natural history of a free-living population of house mice (*Mus musculus*) with particular reference to groupings within the population. - Ekologia Polska A, pp. 85-122.
- STANKO, M. 1992: Bionomics and ecology of *Apodemus agrarius* Pall. (Rodentia: Muridae) on east slovak lowlands. I. Breeding. - Biológia (Bratislava) 47(2): 173-182.
- STANKO, M. 1994: Bionomics and ecology of *Apodemus agrarius* (Pall.) (Rodentia: Muridae) on Východoslovenská nížina lowland. II. Population structure and density. - Biológia (Bratislava) 49: 797-805.
- SZACKI, J. & LIRO, A. 1991: Movements of small mammals in the heterogeneous landscape. - Landscape ecology 5(4): 219-224.
- TRAVIS, J. M. J., MURRELL, D. J. & DYTHAM, C. 1999: The evolution of density-dependent dispersal. - Proceedings of the Royal Society of London B 266: 1837-1842.
- ZEJDA, J. 1967: Habitat selection in *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771; Mammalia, Muridae) on the border of the area of its distribution. - Zoology Listy 16: 15-24.

Movement pattern of striped field mouse in habitats with different vegetation cover

GYŐZŐ HORVÁTH, EMESE WÁGNER & DÁNIEL TÓTH

Dispersal and movement dynamics of the striped field mouse were analysed on the basis of small mammal monitoring data gathered during a 10-year study. Trapping data from 4 small mammal monitoring programmes performed in altogether 13 different habitats were processed. Sampling was done as a capture-mark-recapture procedure (=CMR) in all cases. Possible changes in the dispersal dynamics of the striped field mouse were studied in various forest and open mosaic habitats, in periods characterised with highly varying weather parameters, to test the effect of habitat as well as weather. Movement patterns, as determined from capture-mark-recapture data, were described with three parameters: migration index (1), distance moved by recaptured individuals (2), and dispersal distance measured from the edge of the habitat (3). Parameters describing dispersal patterns differed significantly among the tested habitats only in the first, drier period. Our hypothesis i.e. the movement dynamics of the striped field mouse differ between habitats with different vegetation cover, was thus confirmed only for the first period. Values of dispersal distance recorded in the first period were highest in the mosaic grassland habitat. Data from the cooler and wetter period supported the alternative hypothesis i.e. there is no statistical difference between the habitats in their parameters of mouse dispersal movements. Our investigations showed that the balanced dispersal pattern obtained for the second period was possibly caused by changes in weather and the resulting overall regeneration of the habitat.

