

Környezettudományi Doktori Iskola
Természetvédelmi Ökológia Program

Szegedi Tudományegyetem
Természetudományi és Informatikai Kara

Ökológiai Tanszék

Alföldi gyeptársulások határainak szerkezete és kapcsolata edafikus háttértényezőkkel

Ph.D. értekezés

Zalatnai Márta

Témavezető: **Dr. Körmöczy László**
tanszékvezető egyetemi docens

Talajtani konzulens: **Dr. Tóth Tibor**
tudományos tanácsadó

Szeged

2008

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék.....	1
Rövidítések jegyzéke.....	2
1. Bevezetés.....	3
2. Irodalmi áttekintés.....	5
3. Célkitűzések.....	16
4. Anyag és módszer.....	20
4.1. Mintavételi területek.....	20
4.2. A vegetáció mintavételezése.....	27
4.3. Talajmintavétel.....	29
4.4. Talajminták laboratóriumi elemzése.....	30
4.5. Statisztikai elemzések.....	32
5. Eredmények.....	37
5.1. Miklapusza.....	37
5.2. Csikópusza.....	50
5.3. Felső-Bugaci legelő.....	61
5.4. Tanaszi semlyék.....	70
6. Diskusszió.....	79
6.1. Térszíni grádiensek és az átmeneti zónák szerveződésének kapcsolata.....	79
6.2. A vizuálisan detektált vegetációs határok és a mozgó-ablakos elemzéssel meghatározott határok egybeesésének mértéke.....	83
6.3. Az abiotikus stressz erőssége és az abiotikus paraméterek meredekségének hatása a határok szignifikanciájára és szélességére.....	87
6.4. A határ vagy határzóna helyének és szélességnek állandósága a bugaci homoki legelő–buckaközi láprét illetve a csikópusztai szikes gyepfoltok és löszsytyepp között.....	92
6.5. Konklúziók.....	93
7. Köszönetnyilvánítás.....	95
8. Irodalomjegyzék.....	96
Összefoglalás.....	105
Summary.....	110
Képmelléklet.....	115

Rövidítések jegyzéke

MSW	mozgó-ablakos elemzés (Moving Split Window)
SED	négyzetes euklideszi távolság (Squared Euclidean Distance)
DREN	Renkonen-féle hasonlóságfüggvény komplementere (Dissimilarity index of Renkonen)
CA	korrespondencia elemzés (Correspondence Analysis)
CCA	kanonikus korrespondencia elemzés (Canonical Correspondence Analysis)
EC	elektromos vezetőképesség (Electrical conductivity)
w %	talajnedvesség tartalom (%)

1. Bevezetés

A közép-európai cönológiai iskolák szerint a vegetáció nem folytonos, hanem definiálható és térben egymástól elkülönülő társulásokra bontható (Borhidi 2003 pp. 19-22.). A növénytársulások állományain belül az egyedek és populációk térbeli eloszlása nem véletlenszerű, ez hozza létre a társulás térbeli mintázatát (Whittaker 1975, pp. 69-73.). Sok társulásban a növényfajok populációi foltokban fordulnak elő, melyek mozaikszerűen kapcsolódnak egymáshoz és a foltok egymással térben és időben dinamikus kapcsolatban vannak (van der Maarel 2005, p.17.). Ezt a finomléptékű mintázatot egyrészt a környezeti heterogenitások (talaj, domborzat, vízellátottság stb.), másrészt biotikus kölcsönhatások alakítják ki (Grieg-Smith 1979). Maguk a társulások a térben szintén foltként jelennek meg és zónációba rendeződnek vagy mozaikkomplexben érintkeznek, térben és időben dinamikus kapcsolatban vannak egymással. Ez a kapcsolatrendszer durvább léptéken (tájszinten) szintén egyfajta mintázatot hoz létre, mely az abiotikus környezet durvább léptékű heterogenitásaival, az abiotikus paraméterek grádienseivel és biotikus okokkal is magyarázható.

A növénytársulások állományainak foltjai a térben ritkán határolhatók el éles, tiszta határvonalakkal annak ellenére, hogy van néhány társulástípus mely sokkal élesebben körülhatárolható, mint a többi (Zalatnai és mtsai. 2008a). A növénytársulások állományainak határa általában valamekkora kiterjedéssel rendelkező sáv, mely különböző struktúrájú vegetációtípusok (pl. erdő és gyepek) találkozásánál markáns és könnyen azonosítható, azonban hasonló struktúrájú vegetációtípusok állományai között nem mindig nyilvánvaló (Körmöczy és Balogh 1990). Emiatt az ökológusok az éles térbeli határok keresése helyett sokszor inkább azt vizsgálják, hogy milyen szerkezeti és funkcionális változások történnek a társulások határán. (Begon és mtsai 1986, p. 597.). Ennek tanulmányozására legtöbbször abiotikus vagy biotikus háttérváltozók grádiensei mentén zónációba rendeződő állományfoltok populációinak térbeli mintázatát és az állományok tájszintű mintázatát vizsgálják (Whittaker 1975, pp. 112-127., Kent és Coker 1992, pp. 54-55.). A társulásfoltok között kialakuló határok vagy szélesebb határzónák is a részei a tájszintű mintázatnak és ha megértjük, hogyan alakítják ki a határzóna térbeli mintázatát bizonyos háttérfaktorok, akkor jobban megérthetjük a társulásrendező elveket is.

A határzónák azért fontosak, mert strukturális és funkcionális komponensei a mozaikkomplexnek, de eltérő strukturális és funkcionális tulajdonságaik miatt elkülönülnek a szomszédos rendszerektől (Fortin és Dale 2006, pp. 184-189). A strukturális tulajdonságai kapcsolatban vannak a mögöttes folyamatok típusával és erősségével, melyek generálják és

fenntartják őket. A határzónák befolyásolhatják a mozaik elemei közötti interakciókat, valamint az anyag- és energiaáramlást (Wiens és mtsai 1985, Pickett és Cadenasso 1995). Ezért bármennyire is elhanyagolható a méretük az egész mozaikrendszerhez képest, mégis fontos kontrolláló szerepük van (Cadenasso és mtsai. 2003a).

Mivel a szomszédos növénytársulások közti határok és határzónák a fentiekben ismertetett módon fontos szerepet játszanak - mind strukturálisan, mind funkcionálisan - a vegetáció tájszintű mintázatában, vagyis a növénytársulások alkotta mozaikkomplexben vagy zonációban, a dolgozatban ismertetett vizsgálatom célja az volt, hogy dél-alföldi edafikus gyepközösségekben meghatározzam a határ/határzóna helyét és szélességét, és leírdam, hogy az abiotikus háttérváltozók hogyan befolyásolják a határ/határzóna kialakulását.

Vizsgálataim részét képezik az SZTE Ökológiai Tanszékének hosszútávú kutatási programjainak, melyek régóta folynak különböző alföldi gyepes élőhelyeken. Az eredmények alapján a bevezetett módszertan jól alkalmazható különböző gyeptársulások finomléptékű vizsgálatához.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. A növénytársulások közötti határzóna és ökoton koncepciójának kialakulása és fejlődése

A különböző vegetációs egységek (társulások, élőhelyfoltok, biomok) közötti határ és határzóna problémája régóta foglalkoztatja az ökológusokat. A jelenséggel kapcsolatban azonban nincs egységes terminológia - a fogalmak és definíciók tekintetében - a szakirodalomban (Kark és van Rensburg 2006, van der Maarel 1990, Kent és mtsai. 1997, Laurance és mtsai. 2001), bár már többen próbálkoztak a fogalmak tisztázásával (van der Maarel 1990, Hansen és mtsai. 1988). Jelenleg a magyar és nemzetközi irodalomban a következő fogalmakat használják a leggyakrabban a szomszédos vegetációs egységek közötti határ vagy határzóna megnevezésére: határ, határzóna, átmeneti zóna, tenziós zóna, ökoton, ökoklin, szegély (Kark és van Rensburg 2006). Ezeket gyakran szinonimaként is használják (van der Maarel 1990). A nemzetközi szakirodalomban leggyakrabban az ökoton kifejezést használják a vegetációs határok megnevezésére, ami minden organizációs szinten és térskálán előforduló határ vagy határzóna esetén érvényes (Gosz 1993, van der Maarel 1976, Hansen és mtsai. 1988).

A szomszédos növénytársulások közti határokat elsőként Clements, Livingstone és Griggs vizsgálta a XX. század elején (Hansen és mtsai. 1988). Clements (1905) használta először az ökoton kifejezést, melyet „*ökológiai tenziós zónaként*” ír le zonációt alkotó társulások között. Az ökoton kifejezés görög eredetű, az „oikos” (lakóhely) és a „tonos” (feszültség) szavak összeolvadásából származik (Kent és mtsai. 1997). Az említett szerzők az ökoton fogalmát nem definiálják pontosan és gyakran túl általánosan használják mindenféle átmenetre két, különböző abiotikus környezeti feltételekkel rendelkező növénytársulás vagy élőhely között (van der Maarel 1976).

A határzónákkal kapcsolatban az erdőszegélyek állatközösségeit is vizsgálták a XX. század első évtizedeiben és azt tapasztalták, hogy néhol ezek a szegélyek eléggé fajgazdagok, mert a szomszédos társulások fajai itt keveredhetnek, és vannak speciálisan ide kötődő fajaik is (Shelford 1913). Később ezt a jelenséget *szegély-hatásként* írták le (Leopold 1933). Szintén erdőszegélyekben élő állatközösségekről ír Odum (1971), aki úgy definiálja az ökotont, mint „*átmenet két vagy több különböző társulás között, mint pl. erdő és gyep között. Ez egy érintkezési zóna vagy tenziós öv, melynek szélessége jelentős is lehet, de keskenyebb, mint*

maguk az érintkező társulásfoltok, melyek között kialakul". Odum szerint az ökotonnak saját fajkészlete van, mely egyrészt a szomszédos társulások fajkészletéből származik, másrészt vannak olyan fajaik, melyek csak az ökotonra jellemzőek és ehhez kötődnek. Ezenkívül az ökotonoknak gyakran a diverzitása is nagyobb lehet, mint a szomszédos társulásoknak, ezt a jelenséget ő is *szegély-hatásnak* nevezi.

Daubenmire 1968-ban (idézi van der Maarel 1976 és Hansen és mtsai. 1988) integrálja az abiotikus környezeti határtípusokat és a populáció mintázat típusokat, és az ökotont „*két érintkező növénytársulás között a fokozatos átmenet zónája*”-ként definiálja, ezenkívül tipizálja is a vegetációs határokat.

Westhoff 1947-ben (idézi van der Maarel 1976) egy új fogalmat vezet be a növénycönológiába Huxley (1938) alapján, a vegetációs klin fogalmát, ami „*egy folyamatos térbeli átmenet (a fajkészletben) egyik vegetációtípusból a másikba*”. A vegetációs klint később van der Maarel (1976) szünklinnek nevezi, míg Whittaker (1975) a vegetációs klint cönoklinnek nevezi, és ő vezeti be az *ökoklin* fogalmát is, amit az abiotikus környezeti változóknak és a társulások fajösszetételében együttesen megjelenő folyamatos változás leírására használ.

Van der Maarel (1976) a vegetációs határok két nagy típusát – az ökotont és ökoklint – egy egységes szemléletű rendszerbe foglalja, mely van Leeuwen relációs elméletén (1966) alapul. Ez alapján „*két különböző de szomszédos növénytársulásban a köztük lévő határzónát a két társulás közti tér és időbeli kapcsolatok határozzák meg*”. Az elmélet elsősorban az abiotikus környezethez kapcsolódik, de a vegetáció legtöbbször visszatükrözi az abiotikus környezet tulajdonságait. Az érintkező növénytársulások közötti kapcsolat dinamikus, hiszen köztük anyag és energia áramlás történik és a köztük kialakuló határzónának két fő típusa van: az egyik a „*limes konvergens*”, a másik a „*limes divergens*”. A limes konvergens „*két szomszédos, de különböző abiotikus környezeti tulajdonságokkal rendelkező vegetációtípus közti zóna, ahol a határzónában az abiotikus tulajdonságok időben szezonálisan változhatnak*”. Míg a limes divergens „*két szomszédos, de különböző abiotikus környezeti tulajdonságokkal rendelkező vegetációtípus közti zóna, ahol a határzónában az abiotikus tulajdonságok közötti térbeli átmenet folyamatos, az alapja legtöbbször egy topográfiai gradiens*”. A limes konvergens és divergens nem diszkrét egységek, egy kontinuum mentén helyezkednek el, és egymással is kombinálódva öt különböző altípust hozhatnak létre. Hobbs (1986) később ennek az elméleti két fő típusnak a létezését igazolta terepi vizsgálatok alapján de az altípusok közül, nem mindegyiket sikerült leírnia. Van der Maarel (1976) az *ökotont* a limes konvergens szinonimájaként használja, mert az ökoton is tenziós zóna egy gyakran

változó, fluktuáló, stresszelő környezetben. Az *ökoklint* pedig a limes divergens szinonimájaként ajánlja, mert ott is abiotikus környezeti gradiens áll a háttérben. Ezenkívül többféle organizációs szinten is javasolja az ökoton és ökoklin fogalmának használatát a társulásoktól a tájszintig.

Allen és Starr 1982-ben a következő módon definiálja az ökotonokat: *„egy keskeny zóna két különböző és relatíve homogén társulás között, melynek florisztikai és faunisztikai jellegzetességei a két társulás jellegzetességeinek keveréke”*.

Zólyomi (1987) újraértelmezi és modernizálja az ökoton és cönoton fogalmát – hasonlóan az ökoklin-cönoklin fogalompárhoz, Juhász-Nagy Pál (1985) alapján. A cönoton a *„látható és fiziognómiailag jól észlelhető jelenség”,* míg az ökoton *„szűkebb értelemben az okozati háttér ami a cönoton kialakulásáért felelős”*.

Az eddigiekben idézett szerzők nagy része az ökotont és a határzónákat először a társulások szintjén és térskáláján definiálta. Azonban később, biomok közti átmenetekre is használják a fogalmat (Holland és mtsai 1991, Churkina és Svirezhev 1995, Boren és mtsai 1997, de Patta Pillar és Quadros 1997, Allen és Breshears 1998, Weltzin és McPherson 1999). Majd 1988-ban Holland és munkatársai javasolnak egy sokkal általánosabb megfogalmazást, amit kiterjesztenek minden térskálára és organizációs szintre valamint bevezetik az ökoton fogalmának dinamikus értelmezését is, amely szerint az ökoton területe és kiterjedése változhat időben. Jelenleg is ez a megközelítés a legelterjedtebb az ökotonokkal foglalkozó szakirodalomban (Gosz 1993, Risser 1995, Strayer és mtsai. 2003, Cadenasso és mtsai. 2003b). A definíció szerint *„egy ökoton átmeneti zóna szomszédos ökológiai rendszerek között, melynek tulajdonságai egyedi módon meghatározottak a tér és időskálától valamint a szomszédos ökológiai rendszerek közötti interakciók erősségétől”*. Ebbe a definícióba beépítik a folt dinamika (Watt 1947, Greig-Smith 1975) elméletét is, miszerint a növénytársulások térbeli mintázatára jellemző, hogy növényfajok „foltjaiból” épül fel, melyek mozaikszerűen kapcsolódnak egymáshoz, valamint egymással térben és időben dinamikus kapcsolatban vannak (van der Maarel 2005). Ez a foltos szerkezet nem csak társulásszinten, hanem magasabb szerveződési szinteken is megjelenik (Pickett és White 1985), a különböző fajösszetételű és struktúrájú társulásfoltok térbeli elrendeződése tájszinten is egyfajta dinamikus mozaikkomplexet alkot (Southall és mtsai. 2003). Ebben a megközelítésben az ökotonok általánosan véve határzónák olyan vegetációfoltok között, melyek minden térskálán előfordulhatnak – populáció-, társulás-, élőhelyfolt-, biom szinten – így maguk az ökotonok is előfordulhatnak minden térskálán vagy organizációs szinten, és emiatt lehetnek skálafüggő tulajdonságaik is (van der Maarel 1976, Gosz 1993). A jelentőségüket az adja, hogy

strukturális és funkcionális komponensei egy mozaikkomplexnek – akár társulás-, táj- vagy biomszinten vizsgálódunk – és befolyásolják a mozaik elemei közötti interakciókat, valamint a közöttük lezajló anyag és energia áramlást (Wiens és mtsai. 1985, Pickett és Cadenasso 1995, Puth és Wilson 2001).

2.2. A határvonalak típusai és tulajdonságai az őket kialakító abiotikus és biotikus háttérváltozók alapján

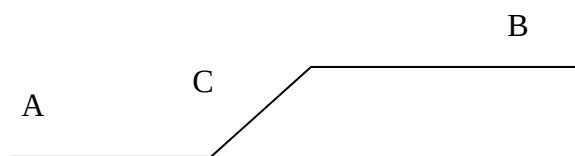
Daubenmire (1968) (idézi van der Maarel 1976) kategória rendszerében három határtípust különböztet meg: 1. éles átmenet, melyet a környezeti tényezők hirtelen váltása okoz, 2. éles átmenet melyet a populációs interakciók okoznak, míg az abiotikus környezeti faktorok változása folyamatos. Ez a két típus felelne meg a jelenlegi *ökoton* fogalmának. A harmadik vegetációs határtípus a két szomszédos vegetációs típus folyamatos keveredése, melyet két vagy több különböző abiotikus környezeti faktor közötti folyamatos átmenet okoz, ezt ma *ökoklinnek* nevezzük.

Van der Maarel (1976) több szempontból is tipizálja a határokat. Először a kiterjedésük alapján megkülönböztet *határvonalat*, *határvonalat*, *átmeneti zónát* és *kontinuumot*. A határvonal a határvonalnak speciális esete, vonalszerűen keskeny, a *határvonalnak* ugyanaz a térbeli nagyságrendje, mint az elválasztott rendszereknek, de szélessége azoknál kisebb, az *átmeneti zóna* szélessége akkora is lehet, mint az általa elválasztott rendszerek kiterjedése, a *kontinuum* esetében a zóna szélessége hasonló az elválasztott rendszerek kiterjedéséhez, és a zónán belüli fajösszetételbeli különbségek akkorák is lehetnek, mint a két elválasztott rendszer közöttiek. Ezután az abiotikus környezet tulajdonságai által befolyásolt két fő típust különíti el van Leeuwen relációs elmélete (1966) alapján – az *ökotont* és *ökoklint* – és ezeket egy egységes szemléletű rendszerbe foglalja. A *limes konvergens* = *ökoton*: két egymással érintkező, de különböző abiotikus környezeti tulajdonságokkal rendelkező vegetációtípus (A és B) között meglévő zóna (C), ahol a határvonalban az abiotikus tulajdonságok időben szezonálisan változhatnak, pl. vízsztintingadozás, sókoncentráció változás stb. (2.1.ábra).



2.1.ábra. Limes konvergens (van der Maarel 1976 után)

A két szomszédos vegetációtípusnak és a határzónának saját fajkészlete van. A határzóna vegetációja általában fajszegény, homogén, egyszerű struktúrájú, kevés Raunkier - féle növekedési forma típust tartalmaz, a határai élesek a két szomszédos vegetációfolt felé. Jellemző az előfordulásuk sós- mocsaraknál, a szikes vegetáció zonációjában, tó-folyóparti zonációban stb. A limes divergens = ökoklin: két egymással érintkező, de különböző abiotikus környezeti tulajdonságokkal rendelkező vegetációtípus (A és B) között meglévő zóna (C), ahol a határzónában az abiotikus tulajdonságok közötti térbeli átmenet folyamatos, az alapja legtöbbször egy topográfiai gradiens (2.2.ábra). A két szomszédos vegetációtípusnak és a határzónának saját fajkészlete van. A határzóna vegetációja általában heterogén, komplex struktúrájú, fajgazdag, sokféle növekedési forma jellemzi, határai diffúzak a két vegetációtípus felé. Az abiotikus környezeti gradiensek, ami mentén kialakulnak, legtöbbször talajtulajdonságokkal vannak kapcsolatban. Ilyenek lehetnek: talajreakció (savanyú < lúgos), humusztartalom (váz < szerves talajok), talajnedvesség (szárak < nedves), a talaj texturális viszonyai (homok < agyag). Gyakran a művelési módok is létrehozhatnak ilyen gradienseket a vegetációban, például kaszálás vagy legeltetés. Ezek a gradiensek egymással is kombinálódhatnak, ami nagyobb környezeti heterogenitást és ebből kifolyólag nagyobb fajgazdagságot is eredményezhet.



2.2. ábra. Limes divergens (van der Maarel 1976 alapján)

Kent és munkatársai (1997) van der Maarel (1976) alapján szintén a határzónák két típusát különítik el: az ökotont és ökoklint. Az ökoton az ő megfogalmazásuk szerint „*két növénytársulás közti dinamikus interakciók zónája*”, mely gyakran instabil és gyakran emberi tevékenység következtében alakul ki. Az ökoklin pedig „*két növénytársulás közti folyamatos változás a vegetációban*”, mely az egy vagy több abiotikus vagy biotikus tényező folyamatos térbeli változása miatt alakul ki. Az őket kialakító tényezők tekintetében az ökoton és ökoklin egy skála két végpontján helyezkedik el melyet az abiotikus és biotikus tényezők alkotnak. Az egyik végpont az ökoton mely keskeny és főként biotikus (legelés stb.) és emberi beavatkozás (kaszálás, égetés, út, földművelés stb.) következtében jön létre, másik a végpont az ökoklin, melyet elsődlegesen abiotikus faktorok (topográfia, talajtulajdonságok, kitettség, mikroklíma stb.) kontrollálnak. A két végpont között a tényezők különböző arányban kombinálódhatnak.

Risser (1995) valamint Fagan és munkatársai. (2003) szerint a vegetációs határ zónákat az abiotikus környezet kétféle módon határozza meg. Meredek gradiens az abiotikus környezetben közvetlenül hat az ökológiai folyamatokra és az élőlények térbeli eloszlására. Ha az abiotikus környezet folyamatos, gradiens-szerűen változik, az erre adott vegetációs válasz nem-lineáris, ami a domináns fajok eloszlásában és a vegetációdinamikában nagy változásokat okozhat.

Fortin és Dale (2006) a vegetációs határok kiterjedését, élességét és detektálhatóságát a következő táblázatban foglalja össze (2.1. táblázat). Általánosan határként definiál minden típust a vonalszerű éles határtól a széles, diffúz átmeneti zónáig. Az abiotikus környezetben bekövetkező éles váltások éles és keskeny határokat, míg a gradiensszerű változások az abiotikus környezetben szélesebb és diffúzabb határzónát eredményeznek.

2.1. táblázat a határokat létrehozó és fenntartó folyamatok és faktorok (Fortin és Dale 2006 alapján)

Az abiotikus környezeti és tájstruktúra változása	A határokat létrehozó és fenntartó folyamatok és faktorok	A határ típusa	A határ, a háttérfaktorok és a folyamatok detektálásának képessége
éles változások az abiotikus környezetben	geomorfológiai, topográfiai, klíma, biogeokémiai	éles, keskeny, időben állandó	diverzitás és abundanciális változások detektálása lehetséges
folyamatos változások az abiotikus környezetben (gradiens)	klíma, geográfiai, fajok elterjedési területei, fajok közti interakciók	diffúz, széles, időben állandó vagy ideiglenes	biomassza és abundanciális változások detektálása nehéz, de a fajösszetételbeli változásoké könnyű
nincs változás az abiotikus környezetben	fajok közti interakciók, diszperziós képességek	éles, időben állandó	a fajok közti interakcióktól függően nehéz lehet

A különböző organizációs szinteken kialakuló vegetációs határzónák kialakulását és tulajdonságait különböző abiotikus környezeti hatások és biotikus okok közti interakciók befolyásolják. Ezeket Gosz (1993) foglalta táblázatba (2.2.táblázat). A határzónákat osztályozni nem csak az őket létrehozó abiotikus és biotikus tényezők alapján lehet. Strayer és mtsai. (2003) a következő négy fő szempont alapján hozzák létre a további alkategóriákat: eredet és fenntarthatóság, térbeli struktúra, funkció és az időbeli dinamika.

2.2. táblázat A különböző térskálákon megjelenő ökotonokat kialakító és befolyásoló háttérfaktorok és a köztük lévő interakciók (Gosz 1993 alapján)

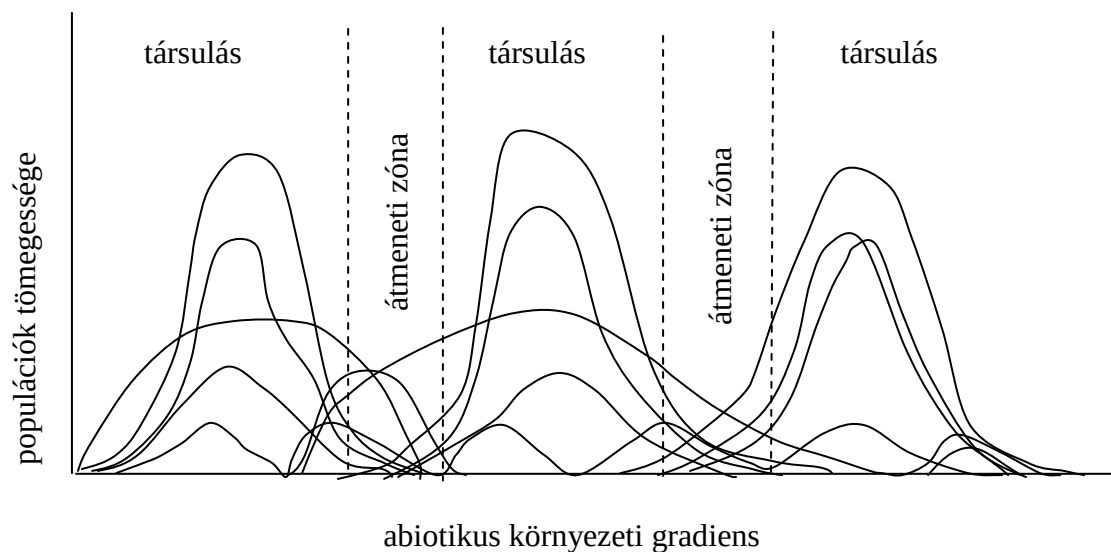
Ökotonok különböző skálákon	Lehetséges hatások
biom ökoton	klíma, topográfia
tájszintű ökoton (mozaik mintázat)	klíma, topográfia, talajtulajdonságok
társulásfoltok közti ökoton	talajtulajdonságok, biológiai vektorok, fajok közti interakciók, mikrodomborzat, mikroklíma
populációk közti határ	fajok közti interakciók, fajon belüli interakciók, fiziológiai szabályozó tényezők, populáció genetika, mikrodomborzat, mikroklíma
egyedek közti határ	fajok közti interakciók, fajon belüli interakciók, fiziológiai kontrolláló tényezők, genetika, mikroklíma, talajkémia, talajfauna, talaj mikroflóra

2.3. A határzónák a társulás-elméletek tükrében

A növénytársulások közti határzónák koncepciója nem választható el a növénytársulásokkal kapcsolatos elméletektől (Kent és mtsai. 1997). Még jelenleg sincs egységes felfogás a növénytársulások létezésével kapcsolatban, továbbra is kétféle szemlélet – Clements-féle „vegetációs egység” és a Gleason-féle individualisztikus „folyamatos vegetáció” megközelítés – verseng egymással. Azonban jelenleg is próbálják a két szemléletet valahogyan közelíteni egymáshoz újabb elméletek megalkotásával (Shipley és Keddy 1987, Collins és mtsai.1993, Austin 2005). Az említett két elméletben a határzónák nem jelennek meg (Kent és mtsai. 1997), mert a Clements-i szemlélet alapján a növénypopulációk térbeli eloszlásának határai élesek, nincs átfedés, míg a Gleason-i szemlélet alapján a populációk térbeli eloszlása folyamatosan átfed, nincsenek társulások egy gradiens mentén. Whittaker (1975) „climax-pattern” elmélete (2.3. ábra) a kettő közti kompromisszumnak bizonyul, ez alapján a gradiens mentén vannak olyan fajkombinációk, melyek ismétlik magukat a térben a Clements-i módon, ezek felelnének meg a társulásoknak. Köztük pedig olyan zónák vannak, ahol a fajok folyamatosan átfednek és nem tekinthetők önálló társulásnak a Gleason-i szemlélet alapján, ez felelne meg a határzónáknak vagy ökotonoknak (Kent és mtsai. 1997).

A jelenlegi legújabb elmélet a „hierarchikus kontinuum koncepció” (Collins és mtsai. 1993), mely individualisztikus megközelítés, a Clements-i hierarchikus struktúra és a Hanski-féle „core-satellite elmélet” kombinációja (Kent és mtsai. 1997). Ez az elmélet is elkülönít társulásokat, melyben a Clements-i koncepciónak megfelelő a populációk eloszlása, és

átmeneti zónákat, melyekben a Gleason-i koncepciónak megfelelően viselkednek a populációk. Ezenkívül jelzi azt, hogy a társulások határainak élessége eltérő lehet a háttérgradiens meredekségétől, valamint az emberi használatától függően. Ez az elmélet is hiányos abból a szempontból, hogy csak egy abiotikus háttérváltozó-gradiensre adott vegetációs választ tudja modellezni, pedig a valóságban több faktor együttes hatása valósul meg, melyre a sok populáció egyedi reakciója együttesen adja a vegetációs választ (Kent és mtsai. 1997, Begon és mtsai. 1986 pp. 597-601.).



2.3.ábra. Whittaker (1975)-féle climax-pattern elmélet, a populációk térbeli eloszlásgörbéit ábrázolják a gradiens mentén (Kent és mtsai 1997 alapján).

2.4. A vegetációs határok időbeli dinamikája és a klímaváltozás

Mivel a szomszédos vegetációfoltok bizonyos tulajdonságai időben dinamikusan változhatnak az abiotikus környezet változásának, természetes zavarásnak vagy emberi beavatkozásnak köszönhetően, a köztük kialakuló határzónák bizonyos tulajdonságai is változhatnak időben, pl. elmozdulhatnak, kiterjedésük, fajösszetételük megváltozhat, megszűnhetnek és újra alakulhatnak stb. (Strayer és mtsai. 2003, Fagan és mtsai. 2003). A különböző térszálakon kialakuló határzónákban lezajló változásokat eltérő faktorok befolyásolhatják (2.2.táblázat) és a változás időbeli skálája is különböző (Delcourt és Delcourt 1992).

Az átmeneti zónák időbeli dinamikáját Peters és munkatársai. (2006). a folt dinamikával együtt és egyszerre többféle térszálán szemlélik. A különböző térszálán

kialakuló vegetációfoltok közti átmeneti zónák maguk is heterogének, kisebb foltokból épülnek fel. A társulásfoltok közötti átmenetben a szomszédos társulások egyedei alkotnak foltokat. Tájszintű vegetációfoltok és biomok közti átmeneteknél, pedig a szomszédos társulásokból alakulhatnak ki foltok, és köztük szintén lehetnek határzónák. A határzónák foltjainak is időben saját dinamikája van, mely összeadódva egy idő után a teljes határzóna elmozdulását vagy kiterjedésének megváltozását okozhatja. A változás rövidebb idő alatt bekövetkezik finom-skálán, és lassabb durva skálán (Delcourt és Delcourt 1992).

A különböző társulásfoltok, táji léptékű vegetációfoltok és biomok közti átmeneti zónák érzékenyek a környezet és a klíma változására is (Gosz és Sharpe 1989, Delcourt és Delcourt 1992), valamint a tájhasználatban bekövetkező változásokra (Martín és mtsai. 2006). Az abiotikus környezetben lezajló változások valamint a klímaváltozás gyorsan megváltoztathatja a határzónák kiterjedését, térbeli pozícióját, fajösszetételét (Risser 1995, Gosz 1993, Ritchie 1986), térbeli strukturáját (Peters és mtsai. 2006), míg a szomszédos vegetációfoltokban lezajló változások lassabbak (Risser 1995). Ezért a környezeti és klímaváltozásnak is jó és gyors indikátorai lehetnek (Risser 1995, Kark és mtsai. 2006). Emiatt monitorozásukkal a bekövetkező biotikus változásokról azonnal értesülhetünk (Delcourt és Delcourt 1992). Különösen szemiárid területeken lehet érdemes a határzónák tér- és időbeli dinamikájának nyomon követése, mert ezek érzékenyebbek a klímaváltozásra is (Allen és Breshears 1998).

A klímaváltozásra adott biotikus válaszok a határzónákban sokfélék lehetnek. Nielson (1993) (idézi Risser 1995) általános modellje szerint, ha a felmelegedés vízhiánnyal párosul, a táj fragmentálódik, és sok kisebb folt keletkezik különböző abiotikus tulajdonsággal, sokféle faj képes túlélni többféle adaptív stratégiával, ami először kiszélesíti az átmeneti zónát, és megnöveli a biodiverzitást ebben a széles zónában. Majd idővel, a változások hatására új, keskenyebb, magasabb diverzitású határzóna jön létre egy másik helyen. Ha a változás nem párosul vízstresszel, a táj nem fragmentálódik, a fajok térbeli eloszlásának mintázata elmozdul a változásoknak megfelelően, és a magasabb diverzitású határzóna folyamatosan csúszik el a két élőhely között egy új térbeli pozícióba, mint egy mozgó hullám.

2.5. A vegetációs határok és ökotonok detektálására használt módszerek

A határok detektálására használt módszerek két nagy csoportba sorolhatók (Kent és mtsai. 1997.)

Az első csoport azokat a technikákat tartalmazza, melyek a tájszintű határzónák alakját vizsgálják, ezek a tájban az élőhelyfoltok közti lineáris határzónák térbeli mintázatát írják le. Az ide tartozó technikák a távérzékelésen, földrajzi információs rendszeren (GIS), hálózat analízisen és fraktál-elemzésen alapulnak. A technikákról részletes leírást adnak Johnston és mtsai. 1992, Kent és mtsai. 1997, Kent és mtsai. 2006 összefoglaló cikkei.

A másik csoportba azok a technikák tartoznak, melyek a növénytársulások fajösszetételének térbeli változását írják le a határzónákban. Ezek a technikák főként a hagyományos, a vegetáció térbeli mintázatát leíró módszereken alapulnak, jó összefoglalójukat adják Johnston és mtsai. 1992, Legendre és Legendre 1998, Kent és mtsai. 1997, Fortin és mtsai. 2000, Fortin és Dale 2006. A statisztikai elemzésekben itt mind kvalitatív mind kvantitatív adatok használhatók. Az adatok típusától függően a határzónát is máshogy kell definiálnunk: kvantitatív adatok esetében a határ az a pont, ahol a vizsgált változóknál a változás mértéke a legnagyobb, míg kvalitatív adatok esetében a határ ott van, ahol a fajcsere (a határzónában a kilépő és belépő fajok aránya) a legnagyobb (Fortin 1994).

A határzónák helyének és térbeli mintázatának leírásához a mintavételi módszer általában a szelvény. Attól függően, hogy a szelvény egy (transect) vagy két-dimenziós (tranome) az elemzéshez használható statisztikai módszerek is különbözőek lehetnek. Az egy dimenziós szelvényből származó adatoknál a határ szélességét és élességét lehet jól leírni, míg a két dimenziós adatokból a határzóna alakja is leírható (Fortin és Dale 2006). Az egy dimenziós esetben a leggyakrabban használt hatékony technika a mozgó-ablakos elemzés (split moving window) (Webster 1978, Johnston és mtsai. 1992, Fortin és Dale 2006), míg a két dimenziós szelvény adatainak elemzéséhez általában az ún. „wombling”-módszereket használják. Ez utóbbi módszerek részletes leírását adja Fortin 1994, Fortin és Drapeau 1995, Fortin és Dale 2006.

Mint ahogy a dolgozatban megfogalmazott kérdésfeltevés a határzónák szélességére és élességére vonatkozik, az adatok feldolgozásához a rendelkezésre álló módszerek közül a mozgó-ablakos módszert választottam, mivel egyszerű, robusztus és hatékony (Ludwig és Cornelius 1987), és bár új módszer, de eléggé elterjedt és elismert módszer lett az elmúlt húsz évben a társulás és tájszintű határzónákkal foglalkozók körében (Fortin és Dale 2006). A módszert először talajtani vizsgálatok során használta Webster (1973, 1978) és Nwadiaro és Hole (1988). Wierenga és munkatársai (1987) a talaj és a vegetációs zónák egybeesését vizsgálva a Chihuahua sivatagban a mozgó-ablakos elemzést használta a zónák határainak pontos detektálására. Majd a '90-es évektől kezdődően az ökotonok iránti megújult érdeklődés miatt a vegetációtanban és a tájökológiában egyre többen kezdték el használni,

főként a táji léptékű ökotonok vizsgálatában lett elterjedt (Cornelius és mtsai. 1991, Harper és MacDonald 2001, Stanisci és mtsai. 2002, Nishimura és Kohyama 2002, Magura 2002, Magura és mtsai. 2002, Choesin és Boerner 2002, Zalatnai és Körmöczi 2004, Hennenberg és mtsai. 2005, Muñoz-Reinoso és Garcia Novo 2005).

3. Célkitűzések

A növénytársulások állományfoltjai közti határok és határzónák vegetációs mintázatának finom léptékű és részletes leírása hiányzik a növényökológiai kutatásokból (Kent és mtsai. 1997). Míg sok elméleti és összefoglaló cikk (van der Maarel 1990, Risser 1995, Kent és mtsai. 1997, Fagan és mtsai. 2003, Cadenasso és mtsai. 2003ab, Kark és van Rensburg 2006) születik a határzónák és ökotonok témakörében, addig a jelenség részletes vizsgálatával nagyon kevés tanulmányban találkozhatunk (van der Maarel és Leertouweer 1967, Hobbs 1986, Werger és mtsai. 1983, Körmöczi és Balogh 1990, Bíró 1990, Jusztin 2000). Pedig a szomszédos növénytársulások közötti határzóna vizsgálata – a fajkompozíció térbeli variációja és az azt kialakító abiotikus és biotikus kényszerek tanulmányozása – fontos lehet, mert gyakran kapcsolatban áll természetvédelmi és környezetvédelmi kezelési problémákkal is, hiszen az átmeneti zóna a florisztikai és ökológiai változások helye (Kent 1997). A természetvédelmi területeken fontos feladat a vegetáció táj- és társulásszintű monitorozása a természetvédelmi kezelések kialakításához, amit jelenleg vegetációtérképezéssel végeznek (Kun és Molnár 1991). A térképezés folyamán azonban a folthatárok megrajzolásakor fontos ismerni a határvonal vagy határzóna helyét és méretét a foltok között, melyek meghatározása többször gondot okoz (Bagi 1991). Különösen fontos ismerni a határzónák helyét és méretét olyan területeken, melyek fokozottan érintettek a klímaváltozás hatásaitól, hiszen irodalmi adatok igazolják, hogy a környezeti változások hatására az átmeneti zónák mérete és helye is megváltozhat (Delcourt és Delcourt 1992, Risser 1995).

A dél-alföldi homoki és szikes gyepközösségek a klímaváltozásnak különösen kitettek, az őket érintő bizonyos változásokról már az elmúlt húsz évből is van tudomásunk. A kiskunsági homoki gyepközösségeket leginkább az elmúlt két évtized aszályai és a talajvízszint folyamatos csökkenése befolyásolta (Molnár és mtsai. 2003), melynek következtében már mérhető változások történtek eddig is a vegetációfoltok méretében, alakjában és fajkészletében, valamint átmeneti cönológiai státuszú állományok is megjelentek (Körmöczi 1996). Mivel a vegetációfoltok is változnak, a köztük lévő határok és határzónák helye és szélessége is változhat. További változások hatására várható hogy a határzónák szélessége és helye is változni fog (Risser 1995), de a homoki gyepvegetációban a vegetációs határokat még kevesen (Körmöczi és Balogh 1990, Jusztin 2000) vizsgálták, változásukat pedig eddig még nem írták le. A szikes gyepközösségek felé is nagyobb figyelem irányult az

utóbbi években (Molnár és Borhidi 2003), mert főként a Kiskunságban a talaj sótartalma folyamatosan csökken (Harmati 2000), és ezzel összefüggésben a szikes vegetáció is folyamatosan változik. Távérzékeléssel és légifotók elemzésével geográfusok már vizsgálták a szikpadkák erózióját és határvonalainak elmozdulását (Rakonczai és Kovács 2000, Kovács és mtsai. 2006), de vegetációökológiai szempontból is fontos lenne követni a vegetációs határok szezonális változását, és felfedni a kapcsolatok erősségét a határok és az edafikus paraméterek között.

Mivel a domborzati viszonyok meglehetősen változatosak egy homoki és szikes élőhelykomplexumban, a hasonló megjelenésű társulásfoltok térbeli mintázata is nagyon változatos. Ennek a mozaikkomplexnek fontos részei lehetnek azok a határok és határzónák, melyek a társulásfoltok érintkezésénél létrejönnek. Mivel a magasság gradiens nem csak önmagában hat, hanem további egymással kölcsönhatásban lévő abiotikus faktorok grádienseit is kialakítja, ezért a vegetációra több abiotikus faktor grádiense együttesen hat, és a határ vagy határzóna kialakításában ezek is részt vesznek.

Mivel mind a homoki, mind a szikes növénytársulások edafikusan meghatározottak, a háttérgrádiensek mérése könnyebb. Természetesen nem csak az abiotikus háttérgrádiensek befolyásolnak, hanem a biotikus kölcsönhatások is közrejátszhatnak a térbeli mintázat kialakításában (Greig-Smith 1979, Callaway 1997), de jelen esetben az abiotikus faktorok markánsabbak és jobban kimérhetők.

A domborzati viszonyok, hozzáférhető vízkészlet, a talaj szerves anyag tartalma a legfontosabb abiotikus tényezők a homoki gyepekben (Molnár és mtsai. 2003), a szikes gyeptársulás esetében pedig a mikrodomborzat, a sófelhalmozódás szintje, a talaj nedvességtartalma a fontos abiotikus tényezők (Bodrogközy 1963, Tóth és Szendrei 2006); elsősorban ezek grádiensei határozzák meg a gyeptársulások zonációját, mintázatát. Érdekes kérdés lehet, hogy az abiotikus változók grádiensei együttesen hogyan befolyásolják a határ vagy határzóna helyét, szélességét és a populációk mintázatát az átmeneti zónákban.

A vizsgálathoz négy mintaterületet választottam ki, melyek abiotikusan stresszeltek, de az abiotikus stressz oka és mértéke különböző volt, tehát a mérhető abiotikus háttérparaméterek változásának intenzitása is különböző mértékű a mintaterületeken. Két mintaterületen a Felső-Bugaci legelőn (homoki legelő és buckaközi láprét) és Tanaszi-semlyéken (homoki sztyeppré és kékperjés kiszáradó láprét) szomszédos szárazgyep és mezofil gyeptársulás közti átmenetet vizsgáltam, ahol a fő stressztényező a szárazság volt. A két terület közül a bugacin a szárazságstressz erősebb, míg a Tanaszi semlyék kevésbé száraz. Mindkét esetben két különböző láprét van az alacsonyabb térszínen, de mindkettő

erősen szárad, és fajkészletük nem tipikus, a Tanaszi semlyék pedig enyhén szikesedő tendenciát is mutat. A másik két mintaterületen, Miklapusztán (szoloncsák szikes gyepfoltok és cickórós szikes puszta zónációja) és Csikópusztán (szolonyec szikes gyepfoltok és lösztyepp zónációja) a talaj sótartalma a limitáló tényező a vegetáció számára. A miklapusztai területen ezen kívül a szárazságstressz is jelentős, mivel kevésbé kötött, emiatt talajának vízmegkötő képessége kisebb (Jozefaciuk és mtsai. 2006), mint a csikópusztai, mely kötöttebb és nagyobb a vízmegtartó képessége (Bíró 1990).

A vizsgált társulások időben gyorsan változnak, érzékenyek az abiotikus változásra, és finom léptékben is intenzív térbeli változások zajlanak le bennük (Körmöczi 1996). Cönológiai viszonyaik jól ismertek és nem bonyolultak, valamint fajkészletük sem túl nagy. Állományfoltjaik hasonló megjelenésűek, viszonylag kicsik és sokszor mozaikos elrendeződésűek. Ezenkívül a vizsgált mintaterületeken a fent említett társulások egy részéből már vannak közvetlen kutatási eredmények. A bugaci különböző homoki gyeptársulások közötti határok és határzónák finom léptékű mintázatát más módszerekkel már vizsgálták (Körmöczi és Balogh 1990, Jusztin 2000) és szezonális változásaikról is születtek adatok (Körmöczi és Balogh 1990, Körmöczi és Jusztin 2003). A csikópusztai mintaterületen Bíró (1990) vizsgálta a löszpusztagyep-foltok és a szikes zónáció finomléptékű mintázatát és a mintázat releváns talajparaméterekkel való kapcsolatát.

A dolgozat célja, hogy alföldi szikes és homoki gyeptársulásokban mozgó-ablakos elemzéssel vizsgálja a kialakuló határ vagy határzóna helyét és kiterjedését, valamint azt, hogy a határ/határhatárzóna kialakításában milyen edafikus háttérváltozók játszhatnak szerepet. A következő kérdésekre kerestem a választ a vizsgálat során:

1. Térszíni gradiens mentén kialakult, eltérő társulástípusba sorolt, de hasonló fiziognómiájú állományok között milyen széles határzóna jön létre?
2. Mennyire esik egybe a vizuálisan detektált határ a mozgó-ablakos elemzés által meghatározott határokkal?
3. A homoki legelő és sztyeppré, valamint szikes gyepvegetáció esetében az abiotikus stressz erőssége és az abiotikus paraméterek gradiensének meredeksége mennyiben befolyásolta a határok szignifikanciáját és szélességét?

4. Állandó-e a határ és határzóna helye és szélessége a bugaci homoki legelő-buckaközi láprét, illetve a csikópusztai szikes gyepfoltok és löszsztyepp között?

Eredményeim fontos ismereteket szolgáltathatnak a monitoring tevékenységhez, mert feltárják egy korszerű numerikus módszer alkalmazhatóságát a legjellegzetesebb dél-alföldi gyepek határzónáinak elkülönítésére. Úgy vélem, hogy a határzónák ismételt szezonális vizsgálatával a klímaváltozásra adott vegetációs válaszok is felderíthetők lehetnek majd.

4. Anyag és módszer

4.1. Mintavételi területek

4.1.1. Miklapusza (Felsőerek)

A szikes gyeptelepítés vizsgálatainak egyik mintaterülete Miklapusza volt, a Duna-Tisza köze legnagyobb szikes élőhely-komplexe, mely a Kiskunsági Nemzeti Park területéhez tartozik. A pusza sajátos növény- és állatvilággal rendelkezik, területén a mikrodomborzattól függően sokféle szikes élőhelyfolt - szikes mocsarak, szikes gyepek, szikes puszták, vakszikek és szikpadkák növényzete - alkot mozaik-komplexet (Horváth 1997).

Miklapusza az Alföld nyugati részén helyezkedik el, a Duna völgyében. Teljes területe 6241 ha. Területe a Duna egykori ártere volt, a középső Pleisztocénben töltődött fel kavicsos és homokos-kavicsos hordalékkal. Később a Holocénben iszap és agyagos-iszapos hordalék rakódott a folyami homokra, és a hordalék később elszikesedett a Duna-völgy nagy területein (Pécsi 1967 pp. 165-175).

A terület klímája kontinentális, az évi középhőmérséklet 10.7 °C (januári átlaghőmérséklet -1.4 °C és a júliusi átlaghőmérséklet 21.8 °C), az évi átlagos csapadék 577 mm (Pécsi 1967, pp. 176-181).

A mintavételi terület Miklapusza délnyugati részén helyezkedik el, Felsőerek faluhoz közel (É 46° 36' 25" K 19° 05' 40") (4.1. ábra). Talaja az alacsony térszíneken szoloncsák és szoloncsák-szolonyec (Pécsi 1967, pp. 210-213), melyet változatos szikes vegetáció borít, a magasabb térszínek talaja réti csernozjom, amit glikofil vegetáció borít.

Az egykori áradások és a hóolvadás után keletkező csapadékvizek által létrehozott erek a talaj nem szikes A szintjének jellegzetesen lépcsőzetes erózióját – a szikpadkásodást – okozták. Ezt a jellegzetes geomorfológiai formációt már régebben és jelenleg is többen vizsgálták (Strömpl 1931, Kovács és mtsai. 2006, Tóth 2001). Az erózió következtében kialakult változatos mikrodomborzat és a magas talajvízszint következtében kis területen belül is nagy különbségek lehetnek a talaj sótartalmában, vízháztartásában és a talaj típusában (Pécsi 1967 pp. 210-213). A változatos környezeti viszonyoknak köszönhetően a növénytársulások foltjai a térben mozaikkomplexet alkotnak, és a magasság-, sófelhamozódás- és talajnedvességi gradiensek mentén zonációba rendeződnek (Horváth 1997).



4.1. ábra. A miklapusztai mintaterület 1:100000-es légifotón, a szelvények mintavételi helyét sárga pont jelzi. (légifotó forrása:www.mepar.hu)

A magasabb térszíneken és padkatetőkön a cickórós szikes puszták (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* Soó1933 corr. Borhidi 1996) társulás formál nagy kiterjedésű állományokat. Az intenzív legeltetésnek köszönhetően másodlagos szukcesszióval alakult ki a sztyeppvegetációból, meglehetősen fajgazdag, száraz legelő (Horváth 1997). Fajkészletében kis tömegességgel, de még jelen vannak az előző vegetációtípus fajai, mint *Chrysopogon gryllus*, *Stipa capillata*, *Fragaria viridis*, *Bromus inermis*, *Filipendula vulgaris* és *Potentilla arenaria*. A *Cynodon dactylon* és *Elymus repens* nagyobb tömegességgű megjelenése bizonyos fokú degradációra utal. A talajtípusa mélyben szikesedő réti csernozjom, vékony A szinttel (kb. 30 cm) és semleges talajreakcióval (Bodrogközy 1989).

A padkaoldalak jellegzetes növénytársulása az ürmöspuszták (*Artemisio santonicii-Festucetum pseudovinae* Soó 1933 corr. Borhidi 1996). Vékony, kilúgozott A-szinttel (kb. 10 cm) és szikes B-szinttel rendelkeznek, a talajreakció lúgos, a vízellátottsága szélsőségesen ingadozó (Fekete és mtsai. 1997). A mintaterületen lévő foltjai kicsik, általában a padka peremén övszerűen helyezkednek el és sokszor átmeneti jellegűek a szomszédos vegetációtípusok felé (Horváth 1997).

Az alacsonyabb térszíneken, a padkák lábánál, ahol a talaj A szintje már teljesen hiányzik, a növények közvetlenül az erősen szikes B szinten élnek, extrém élőhelyi feltételek

között, ahol a sófelhalmozódás közvetlenül a talajfelszínen jön létre a magas talajvízszintnek köszönhetően. A talaj típusa szoloncsák, a talajreakció erősen lúgos. Ennek az élőhelynek a növénytárulása a halofil és fajszegény mézpázsitos szikfok (*Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae* Soó 1947) (Horváth 1997).

A legalacsonyabban fekvő mélyedésekben a sziki sásrét (*Agrostio-Caricetum distantis* Rapaics ex Soó 1938) kis állományfoltjait találjuk meg. A talajtípusa a gyengén szoloncsákos réti talaj (Pécsi 1967 pp. 210-213), a talajreakció enyhén lúgos. A tavaszi időszakban az állományokat sekély víz boríthatja, a nyár folyamán később kiszáradnak (Horváth 1997).

4.1.2. Csikópuszta (Pitvarosi puszták)

A szikes gyeptípusok közti átmenet másik mintavételi helye Csikópuszta község határában volt. A terület a Pitvarosi-puszták Tájvédelmi körzet (Körös-Maros Nemzeti Park) része, a Blaskovics-pusztá Ny-i részén található a csikópusztai szikes tó közelében. A Pitvarosi-puszták területileg és növényföldrajzilag a Békés-Csanádi löszhát részét képezik (Molnár 1992).

A Békés-Csanádi löszhát a pleisztocénben vastag hordalékréteget halmozott fel a Maros, melynek anyaga nagyrészt homok, kavicsos homok és kavics. A hordalékkúp előterében és annak magas vízállásos mélyedéseiben gyakori az agyagos üledék mely gyakran erősen szikes jellegű. A pleisztocén és a holocén során rakódott a folyami hordalékra az ún. infúziós lösz a folyami és hullóporos lösz keverékéből, mely vastag réteget alkot, átlagos vastagsága 1.5 - 2 m (Pécsi 1969 pp. 300-304). Talajtípusai közül nagy területeket borít a mészlepedékes csernozjom, a réti szolonyec, kisebb az elterjedése a sztyeppesedő réti szolonyecnek és a mélyben sós réti csernozjomnak (Pécsi 1969 pp. 319-325). Az éghajlata kontinentális, az évi középhőmérséklet 10.9 °C (januári középhőmérséklet -1.8 °C, júliusi középhőmérséklet 22 °C), az évi átlagos csapadék 580 mm (Pécsi 1969 pp. 305-305).

A Pitvarosi-puszták vegetációja rendkívül változatos, löszgyepek és különböző szikes vegetációfoltok (szikes mocsár, mézpázsitos szikfok, ürmös pusztá, ecsetpázsitos kaszálók stb.) mozaikja. A vegetáció mai képe a 19. századi folyószabályozások során a mocsarak lecsapolása után alakult ki (Molnár 1992). A sós talajvíz a felszín közelébe került és a kialakult talajok változásnak indultak, szikesedni kezdtek, az egykori mocsaras vegetáció pedig szikes gyepekké alakult (Bíró 1990, Molnár 1992).

A vizsgálati terület a csikópusztai tótól délre lévő löszhátat és az azt övező szikes vegetációt foglalja magába (É 46° 17' 25" K 20° 38' 06") (4.2.ábra). A löszhát vegetációfoltja

a magasabb térszíneken a nem túlságosan fajgazdag löszpusztagyep (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1962). A löszhát folyamatosan degradálódik, alacsonyabb térszíneken megjelennek a szikes vegetáció tagjai. A löszhát lejtőjén végig egy széles övben ürmöspusztát találunk (*Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae* Soó 1933 corr. Borhidi 1996). A lejtő lábánál egy keskeny sávban a szolonyec szikfok társulás (*Puccinellietum limosae* Magyar ex Soó 1933) helyezkedik el, majd a mélyedésben a szikes mocsár (*Bolboschoenetum maritimi* Egger 1933) nagy vegetációfoltja helyezkedik el. A szikfok növényzet tavasszal, a szikes mocsár pedig nyár közepéig időszakosan vízborítás alatt van. A szikes mocsarat és a szikfok vegetációt kétévenként kaszálják.



4.2. ábra. A csikópusztai mintaterület 1:100000-es légifotón, a szelvénnyek mintavételi helyét sárga pont jelzi. (légifotó forrása:www.mepar.hu)

4.1.3. Felső-Bugaci legelő (Bugacpusztaháza)

A homoki gyepvegetáció mintavételét az SZTE Ökológiai Tanszékének kísérleti területén végeztem, mely a Kiskunsági Nemzeti Park Bócsa-Bugaci területén, a felső-bugaci legelőn terül el (4.3.ábra). A 2.4 ha-os lekerített homokbuckás területen (É 46° 41' 49" K 19° 36' 05") 1976-ban hagytak fel a legeltetéssel. A homokbuckák irányultsága ÉNY-DK, a terület átlagos magasságkülönbsége 1.5 m, a legmagasabb és legalacsonyabb pont közti magasságkülönbség 2.8 m. A régió klímája kontinentális, szubmediterrán jelleggel és növényföldrajzi szempontból az erdőssztyepp övezetben fekszik (Borhidi 1993). Az évi

átlagos hőmérséklet 10.8 °C (a januári középhőmérséklet -1.5 °C, a júliusi középhőmérséklet 22.1 °C), az évi átlagos csapadék 540 mm a régióban (Iványosi Szabó 1979).

A mintavételi területen a változatos domborzati viszonyok és az egykori legeltetés a többféle, de fiziognómiájában hasonló homoki növénytársulás (nyílt évelő homokpuszta – *Festucetum vaginatae* Rapaics ex Soó 1929 em. Borhidi 1996, homoki legelő – *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* Soó (1940), buckaközi láprét – *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* Magyar ex Soó 1933) kis foltokból összeálló mozaikkomplexét hozták létre (Körmöczy 1983, 1996). A buckatetőket a xerofil *Festucetum vaginatae* (magasabb térszíneken) és a *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* (alacsonyabb térszíneken) borítja, a buckaoldalakon a *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* fordul elő, a buckaközökben pedig a mezofil *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* az uralkodó növénytársulás. A gyepterület alatti talaj futóhomok (*Festucetum vaginatae*) ill. humuszos homok (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*, *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*) (Körmöczy 1983).



4.3. ábra. A Felső-bugaci mintaterület 1:100000-es légifotón, a szelvény mintavételi helyét sárga pont jelzi. (légifotó forrása:www.mepar.hu)

Az elmúlt húsz év aszályos éveinek valamint a talajvízszint csökkenésének következtében a társulások szerkezete részben megváltozott. Sok lett a cönológiai státuszú állományfolt és a társulások közötti határzónák gyakorisága is viszonylag nagy (Körmöczy 1994, Körmöczy és Balogh 1990). A legeltetés hiányában a homoki legelő (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*) jelenleg átmeneti állapotban van a nyílt évelő homokpuszta (*Festucetum vaginatae*) felé a mintavételi terület több pontján. Az említett két

xerofil gyep fajkészletében és környezeti igényeiben is hasonló (Körmöczy és Balogh 1990). A régió talajvízszint csökkenésének következtében a buckaközi mélyedésekben a buckaközi kiszáradó kékperjés láprétek (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*) tovább szárazodtak, a *Molinia hungarica*, a társulástípus karakterfaja eltűnt a mintaterület legtöbb pontjáról, és a helyét a *Festuca pseudovina* foglalta el. Bár a buckaközi láprétek néhány jellegzetes karakterfaja még megmaradt (*Salix rosmarinifolia*, *Schoenus nigricans*, *Scirpus holoschoenus*, a mezofil fajok egy részét már xerofil fajok váltották fel (Körmöczy 1996) pl. *Potentilla arenaria*, *Carex stenophylla*, *Carex liparocarpos*, *Poa angustifolia*.

4.1.4. Észak-Tanaszi semlyék (Mórahalom)

A szikes és homoki gyepvegetáció közti átmenet vizsgálatára kiválasztott mintavételi helyem az Észak-Tanaszi semlyéken volt, mely ex lege védett terület és a tervezett Körös-éri Tájvédelmi körzet egyik területe. A Duna-Tisza közti homokhátság, azon belül is a Dorozsma-Majsai homokhát része, Mórahalomtól DNY-ra terül el, a Kissori úttól a Madarász-tavi főcsatornáig húzódik, területe 86 ha. A kistáj jellegzetessége az ÉNY-DK-i csapású homokbuckasorok közti mélyedésekben kialakuló szikes-vizenyős laposok (Pécsi 1967 p. 220), melyek egyszerre tartalmaznak időszakosan vízállásos, néhol szikesedő semlyékeket változatos vegetációval és kisebb homokhátsókat, melyek egykori sztyeppvegetáció maradványait őrzik (Szitár 2002). Az Észak-Tanaszi semlyék is egy ilyen terület, melynek változatos mikrodomborzata és talajtípusai sokféle vegetációtípus – homoki sztyepprétek, kékperjés kiszáradó láprétek, magassásrétek, nádasok, szikes rétek, szikes mocsarak, mézpázsitos szikfokok (Szitár 2002, Aradi 2007) – mozaik-komplexét hozza létre viszonylag kis területen belül.

A terület, mint a Duna-Tisza közti Hátság része a Duna pleisztocén kori hordalékkúpjának maradványa. Az utolsó glaciálisban (würm) a szárazon maradt hordalékkúp felszínén megindult a futóhomokmozgás és löszlerakódás. Az uralkodó ÉNY-i szél a Hátság felszíni homokanyagából ÉNY-DK-i irányú hosszanti homokbuckasorokat, homokhátsókat hozott létre (Pécsi 1967 pp. 214-220). A buckasorok közötti mélyedések mésziszapos és szikes laposain ún. semlyékek alakultak ki, melyek egymással gyakran összeköttetésben vannak és tavasszal általában víz alatt állnak. Ahol a víz lefolyástalan mélyedésbe kerül, a párolgás miatt a vízben oldott sók betöményednek és szikesedést okozhatnak (Ballabás és Sós 1964).

A Dorozsma-Majsai homokhát klímája kontinentális, az évi átlagos csapadék 573 mm, az átlagos évi középhőmérséklet 11.1 °C (januári átlaghőmérséklet -1.7 °C, júliusi átlaghőmérséklet 21.8 °C) (Pécsi 1967 pp. 222-225).



4.3. ábra. Az Észak-Tanaszi semlyék mintaterület 1:100000-es légifotón, a szelvények mintavételi helyét sárga pont jelzi. (légifotó forrása:www.mepar.hu)

A mintavételi terület az Észak-Tanaszi semlyék DNY-i részén helyezkedik el (É 46° 11' 15" K 19° 52' 37"), a csatornától nyugatra (4.4. ábra). A területet egy homokhát és egy mélyebben fekvő semlyék alkotja. A homokháton homoki sztyepprétet (*Astragalo austriaci-Festucetum sulcatae* Soó 1957) találunk, mely igen értékes, annak ellenére hogy a 19. század közepén még szántóföld volt a történeti térképek szerint. Mostanra jól regenerálódott és fajgazdag gyeppé alakult. Domináns fűfaja a *Chrysopogon gryllus* és *Festuca rupicola*, ezenkívül a vegetációfoltban a védett *Iris variegata*-nak és *Orchis sphegodes*-nek van populációja (Aradi 2007). A homokhát aljában egy semlyék húzódik, mely jó vízellátottságú, és tavasszal vízborítás alá kerülhet. A terület jelenleg folyamatosan szárazodik, és a szikesedés mértéke is nő a mélyebb területeken. Szitár 2002-ben kiszáradó kékperjés láprét (*Succiso-Molinietum hungaricae* (Komlódi 1958) Soó 1969 corr. Borhidi) – sziki sásrét (*Agrostio-Caricetum distantis* Rapaics ex Soó 1938) átmeneti állománynak írja le a vegetációfoltot, melyben a kiszáradó láprét jellegzetes fajai a *Molinia hungarica*, *Serratula tinctoria*, *Sanguisorba officinalis* dominálnak, de jelentős mennyiségben vannak jelen a sziki sásrét fajai is, mint a *Carex distans*, *Agrostis stolonifera*, *Festuca arundinacea*. Aradi 2007-

ben már a lápréti fajok közül csak a *Molinia hungarica*-t és *Serratula tinctoria*-t találja meg néhány kisebb foltban, és a vegetációfoltban dominánssá válik az *Agrostis stolonifera* és a *Carex distans*.

4. 2. A vegetáció mintavételezése

A vegetáció mintavételezését szabályos mintaelem elrendezésben végeztem. Minden mintaterületen egy vagy több szelvényt (szelvény=transzszekt) létesítettem magasság gradiensek mentén, két vagy több vegetációfolt határázójára merőlegesen. A szelvények hossza a vegetációfoltok nagyságától és az adott társulástípus struktúrájától függött, 15-30 métersek voltak.

A szelvények mentén mikrokvadrátokban történt a felvételezés, jelenlét/hiány értékeket rögzítettem, vagy százalékos borításbecslést végeztem. A mikrokvadrátok mérete 10×10 cm, 25×25 cm, illetve volt a vegetáció struktúrájától függően. Kis kvadrátméret (10×10 cm, 25×25 cm) esetén jelenlét/hiányt, nagyobb (50×50 cm) kvadrátnál borításbecslést végeztem. Kis kvadrátméretnél kis fajsza (pl. szikes vegetáció) mellett a nagyobb borításokat, nagyobb fajsza (pl. homoki vegetáció) kisebb borításértékeket kapnánk, így a borításértékekkel számolva a határ két oldala között numerikusan nagyobb különbséget kapnánk kis fajsza esetén, míg nagyobb fajsza (pl. homoki vegetáció) kisebb borításértékek miatt a határ két oldalán a különbségek jobban kiegyenlítődnek. Ezért kis kvadrátméretnél inkább általában jelenlét/hiányt használtam. A mikrokvadrátok 1, 4 ill. 6 sorban helyezkedtek el egymás mellett a szelvény mentén.

Négy vizsgálati területem volt, ezek közül kettőben csak egyszeri felvétel készült (Miklapuszta, Tanaszi semlyék), a másik kettőben (Bugac, Pitvarosi puszták) szezonális felvételeket készítettem 2 ill. 5 éven keresztül ugyanazokban az időpontokban, hogy a határok és határázójának esetleges időbeli dinamikájáról legyenek információink.

Minden szelvény esetén theodolitos méréssel határoztam meg a magasságot.

A következő mintaterületeken és vegetációtípusok között történt a mintavétel:

Miklapuszta (Felsőerek)

Három szelvényt (A, B, C) fektettem le keresztben egy szikéren egymástól kb. 25-25 m távolságban. Három ill. négy különböző növénytársulást (*Achilleo-Festucetum pseudovinae*, *Artemisio-Festucetum pseudovinae*, *Lepidio-Puccinellietum limosae*, *Agrostio-Caricetum distantis*) lehetett elkülöníteni a szelvény mentén, ahol a magasság, a

sófelhalmozódás szintje és a talajnedvesség alkotta gradiens mentén a társulások zonációba rendeződtek. A három szelvényben a mikrodomborzat változásának élessége különböző mértékű, így a vegetációfoltok közötti határok élessége is különböző volt. Az A szelvényben a padkaoldalak letörései meredek, a vegetációfoltok határai pedig élesek voltak, míg a C szelvényben a padkaoldalak lankásak, a vegetációfoltok határai pedig elmosódottak voltak. A B szelvény köztes állapotot jelentett az A és C szelvényekhez képest.

A három szelvény hossza egyenként 19 m (A szelvény), 15 m (B szelvény) és 17 m (C szelvény) volt. A szelvényeken belüli maximális magasságkülönbség 30-40 cm volt. A szelvényekben 10×10 cm-es mikrovadrátokat alkalmaztam, melyek száma szelvényenként: 190×6 (A szelvény), 150×6 (B szelvény), 170×6 (C szelvény) volt. A mikrovadrátokban a növényfajok jelenlétét/hiányát rögzítettem 2001 májusában.

Csikós-puszt (Pitvarosi puszták)

Két szelvényt létesítettem magassági gradiens mentén, szelvények tájolása ÉK-DNY volt. Az A szelvény egy szikes mocsár széléről indult és felfutott egy löszhátra. Közben a következő vegetációtípusokat érintette: *Bolboschoeneteum maritimi*, *Puccinellietum limosae*, *Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae* és *Salvia nemorosae-Festucetum rupicola*. A szelvény 30 m hosszú és 20 cm széles volt, a legalacsonyabb és legmagasabb pont közti magasságkülönbség 60 cm volt. 10×20 cm-es mikrovadrátokban a növényfajok borításértékeit rögzítettem háromszor egy évben (májusban, júliusban és szeptemberben) 2002-ben és 2003-ban.

A B szelvény a tó partjához közel, mézpázsitos szikfok növényzetből indult és felfutott egy löszhátra. A szelvény mentén a következő növénytársulások fordultak elő: *Puccinellietum limosae*, *Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae* és *Salvia nemorosae-Festucetum rupicola*. A szelvény 25 m hosszú és 20 cm széles volt, a legalacsonyabb és legmagasabb pont közti magasságkülönbség 40 cm volt. 10×20 cm-es mikrovadrátokban a növényfajok borításértékeit rögzítettem 2002 májusában.

Felső-bugaci legelő

A homoki gyepi vegetációban egy szelvényt tűztem ki egy magasság gradiens mentén. A szelvény egy buckatetőn és egy buckaközön keresztül húzódott, és két növénytársulást érintett: *Potentillo-Festucetum pseudovinae*-t a buckatetőn és buckaoldalban valamint *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*-t a buckaközben. A szelvény tájolása NYÉNY-KDK volt. A szelvény 30 m hosszú és 1 m széles volt, a legmagasabb és legalacsonyabb pont közti

magasságkülönbség 1,6 m volt. A szelvény 120×4 darab 25×25 cm-es kvadrátot tartalmazott, a kvadrátokban a növényfajok jelenlétét/hiányát rögzítettem 2003 és 2007 között kétszer egy évben: májusban és szeptemberben.

Tanaszi semlyék (Mórahalom)

Két szelvényt vizsgáltam egy magassági gradiens mentén. Az A szelvény alacsonyabb térszínről indul, és felfut egy homokhátra, közben a következő növénytársulásokat érinti: *Succiso-Molinietum hungaricae* és *Astragalo-Festucetum sulcatae*. A szelvény tájolása ÉK-DNY volt. A szelvény 30 m hosszú és 1 m széles volt, a legalacsonyabb és legmagasabb pont közti magasságkülönbség 90 cm volt. A 2×30 darab egyenként 50×50 cm-es mikrokvadrátokban a növényfajok borításértékeit rögzítettem 2003 májusban. A B szelvény az A szelvénnel párhuzamosan attól kb. 20 méterre DK-i irányban helyezkedett el, ugyanazokat a növénytársulásokat érintve mint az A szelvény. A szelvény mintavételét Dr. Margóczi Katalin végezte 2001. júniusában, 50×50 cm-es mikrokvadrátokban és a felvételezett alapadatokat (növényfajok borításértékeit) az elemzéshez rendelkezésemre bocsátotta. A szelvény tájolása ÉK-DNY-i, 14 hosszú és 1 méter széles, a legalacsonyabb és legmagasabb pont közti magasságkülönbség 60 cm volt.

A nyolc vizsgált szelvényben összesen 4266 mikrokvadrát adatait dolgoztam fel.

A növénytársulások megnevezésénél Borhidi (2003) nevezéktanát, a növényfajok neveinél Simon (2000) elnevezéseit vettem alapul.

4.3. Talajmintavétel

Minden területen egy szelvény egy külső sorából talajmintát vettem 0-10 cm-es talajmélységből minden mikrokvadrátból. Ezenkívül az egyes vegetációfoltok területéről mélységi talajmintát (0-60 cm) is vettem, hogy részletesebb képet kapjak a szelvény talajtani viszonyairól.

A talajmintavétel a vegetációs felvételezések időpontjában készült. A mintavételek részletesen:

Felső-bugaci legelő:

A 30 m hosszú szelvény szélső cellasorában 25×25 cm-es cellák közepéről 120 mintát vettem 0-10 cm-es talajmélységből.

Miklapusza (Felsőerek)

A B szelvény (15 m) szélső cellasorában 10×10 cm-es cellák közepéről 150 mintát vettem 0-10 cm-es talajmélységből.

Csikós-pusza (Pitvarosi puszták)

A 30 m hosszú szelvény 10×20 cm-es cellái közepéről 300 mintát vettem 0-10 cm-es talajmélységből.

Tanaszi semlyék (Mórahalom)

A 30 m hosszú szelvény 50×50 cm-es cellái közepéről 60 mintát vettem 0-10 cm-es talajmélységből.

4. 4. Talajminták laboratóriumi elemzése

A talajminták kémiai analízise a „Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv” (Buzás 1988) ajánlott módszerei alapján készült:

4.4.1. A talaj nedvességtartalom (w%) meghatározása szárítószekrényes módszerrel:

A talajminták tömegét lemértem, majd szárítószekrényben 105 °C-on 24 órán keresztül szárítottam, és újból lemértem a száraz minták tömegét. A nedves talaj tömegének a szárítás során bekövetkező csökkenéséből határoztam meg a talaj nedvességtartalmát a következő képlettel:

$$w = 100 \times (a-b)/b$$

ahol w : a talaj nedvességtartalma a száraz talaj tömegére vonatkoztatva (%)

a: a bemért friss talaj tömege (g)

b: a talaj szárítás utáni tömege (g)

4.4.2. A talaj pH meghatározása vizes talajkivonatból:

A talajmintákból desztillált vízzel 1:2.5 talaj-víz arányú szuszpenziót készítettem és 12 óra állás után a pH-t potenciometriásan, kombinált üvegelektóddal mértem.

4.4.3. A talaj humusztartalmának meghatározása kolorimetriás módszerrel:

A bemért talajmintákhoz kálium-dikromátot és cc. kénsavat mértem be, majd desztillált vízzel hígítottam a recept szerint (Buzás 1988). 24 óra állás után a humusztartalmat spektrofotometriásan határoztam meg. A standard glükózoldat sorozattal felvett kalibrációs egyenes egyenlete felhasználásával a mért extinkciók alapján a talajminták humusztartalmát kiszámítottam.

4.4.4. Oldható Na koncentráció meghatározása vizes talajkivonatból lángfotometriás módszerrel:

A talajmintákból desztillált vízzel 1:5 talaj-víz arányú szuszpenziót készítettem, leszűrtem, majd lángfotométerrel megmértem a minták emisszióját. A standard NaCl oldatsorozattal felvett kalibrációs egyenes egyenlete felhasználásával a minták mért emissziója alapján a minták Na ion tartalmát kiszámítottam.

4.4.5. A talaj összesnitrogén-tartalmának meghatározása Kjeldahl-féle roncsolással:

A talajmintákat cc. kénsavban 1.5 óráig főztem feltárási készülékben, majd a desztillált vízzel felhígított mintához hozzáadva a puffert, fenol és hipoklorit reagenseket 30 percig állni hagytam a mintákat, ezután spektrofotométerrel az extinkciókat lemértem. A kalibrációs egyenes egyenletének felhasználásával a mért emissziók alapján a nitrogéntartalmat kiszámítottam.

4.4.6. A talaj Arany-féle kötöttségi számának (K_A) meghatározása:

A kötöttségi szám az a cm^3 -ben kifejezett vízmennyiség, amelyet 100 g légszáraz talajhoz kell adagolni az ún. "fonalpróba" eléréséig (Buzás 1998).

4.4.7. Elektromos vezetőképesség (EC) mérése:

A vízben oldható összesség-tartalom becsléséhez használják a talajszuszpenzió vezetőképességének mérését. A talajmintákból desztillált vízzel 1:2.5 talaj-víz arányú

szuszpenziót készítettem, és a vezetőképességet WTW multi 340i típusú vezetőképesség-mérővel lemértem.

A Miklapusztai és Csikópusztai talajmintákat magam elemeztem az SZTE Ökológiai Tanszék laboratóriumában, a Felső-Bugaci és Tanaszi semlyékről származó talajminták feldolgozását az SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék Talaj és Vízvizsgálati Laboratóriuma végezte.

Az egyes mintavételi területek talajmintáin a következő mérések történtek:

	Minta-elemszám	w%	pH	Humusz-tartalom	Oldható Na koncentráció	EC	Összes N-tartalom	Kötöttség
Miklapusztai	150		+	+	+	+		
Csikópusztai	300	+	+	+	+	+		
Felső-Bugaci	120	+	+	+			+	
Tanaszi semlyék	60	+	+	+	+	+	+	+

4. 5. Statisztikai elemzések

A vegetációs adatok statisztikai elemzése előtt azokban a szelvényekben, ahol a felvételezéskor csak a növényfajok jelenlétét/hiányát mintavételeztem, a szelvény mentén egy sorban elhelyezkedő mikrokvadrátokban (4 ill. 6 db) rögzített értékeket összeadtam, így a szelvény mentén a sorok a növénypopulációk lokális frekvenciáit tartalmazzák (Standovár 1995). A statisztikai elemzésekkor ezekkel a lokális frekvenciákkal számoltam minden esetben. Azokban a szelvényekben, ahol a populációk százalékos borítását felvételeztem, a statisztikai elemzésekkor a borításértékekkel számoltam.

4.5.1. Mozgó-ablakos elemzés (Moving Split Window: MSW)

A vegetációs határok elemzését mozgó ablakos (MSW) eljárással végeztem (Webster 1973, 1978, Ludwig és Cornelius 1987, Johnston és mtsi. 1992, Legendre és Legendre 1998) négyzetes euklideszi távolság függvény (Squared Euclidean Distance: SED) (Brunt és Conley 1990) és a Renkonen-féle hasonlóságfüggvény komplementerét (Dissimilarity of Renkonen: DREN) használva.

$$SED_{jk} = \sum_{i=1}^n (x_{ij} - x_{ik})^2$$

$$DREN_{jk} = 1 - \sum_{i=1}^n \min \left\{ \frac{x_{ij}}{\sum_{i=1}^n x_{ij}}, \frac{x_{ik}}{\sum_{i=1}^n x_{ik}} \right\}, \text{ ahol}$$

x_{ij} : i -edik faj gyakorisága j -edik kvadrátban, x_{ik} : i -edik faj gyakorisága k -edik kvadrátban, n : fajszaám.

Általában a SED függvényt használják társuláshatárok detektálására, mert élesebb csúcsokat eredményez, mert a fajok tömegességbeli különbségeire érzékenyebben reagál, míg a DREN függvény inkább a fajkompozíciós különbségek esetén jelez élesebb határt (van der Maarel és Leertouwer 1967, Körmöczi 2005). Azért használtam mindkét függvényt, hogy világossá váljon, melyik tényező a meghatározó a határ kialakításában az általam tanulmányozott vegetációs szelvényekben.

Az elemzés során a szelvényre helyezünk egy ún. „osztott ablakot”, mely a szelvény két szomszédos kvadrátjának méretével egyező (pl. 25×25 cm), és a két ablakfél között kiszámoljuk a függvény értékét. Majd az ablakot tovább mozgatva a következő két szomszédos kvadrát között számoljuk ki a függvény értékét, utána újból tovább mozdítjuk az ablakot, és végighaladva az egész szelvényen, kiszámoljuk az ablakfelek közti függvényértékeket. A módszer alkalmas másodlagos mintavételre az alapadatainkból, a mozgó ablak méretét növelni lehet a kiindulási kvadrát kétszeresére, háromszorosára, majd sokszorosára, így térsorozati elemzést tudunk vele végrehajtani. Így több térskálán is ki tudjuk számolni az ablakfelek közti függvényértékeket a szelvény mentén, amire azért van szükség mert a módszer nagyon érzékeny az adatokban rejlő „zajra”. Egyszerre több térskálán – több ablakméretnél – is kiszámolva a függvényértékeket, minimalizálni lehet ezt a zajt (Fortin és Dale 2006). A függvényértékeket több ablakméretben is kiszámítottam 1-es félablak-mérettől 20-ig, az 1-es félablak-méret mindig az adott szelvényben használt mikrokvadrátok méretét jelenti (10×10 cm, 25×25 cm, 10×20 cm, 50×50 cm).

A számított függvényértékeket ábrázolva az ablakok középpontjának függvényében egy profildiógramot kapunk, ahol a szignifikáns csúcs azonosítható vegetációs határként (4.1.ábra).

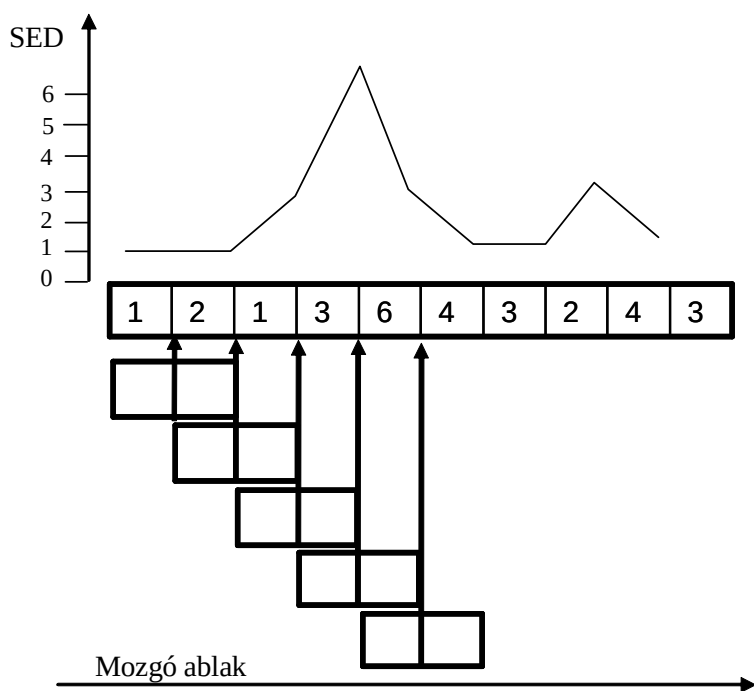
A csúcsok szignifikanciáját (Cornelius és Reynolds 1991, Hennenberg et al. 2005) a SED és DREN függvények ún. *Z-score* transzformációjával számítottam ki, hogy a minden

ablakméretnél különböző szignifikancia szintek problémáját kiküszöböljem. A *Z-score* transzformáció (miután a fogalom magyar megfelelőjét nem találtam, ezért az angol elnevezést használom a továbbiakban) a távolságfüggvények standardizálását jelenti, mely után az egyes ablakméretekhez kapott értékek átlagolhatók, s az átlag alapján tudjuk megmondani az egyes csúcsok szignifikanciáját.

A *Z-score* transzformáció képlete:

$$Z = \frac{d_{i,k} - \bar{d}_{exp.,k}}{SD_{exp.,k}}$$

ahol $d_{i,k}$ az alkalmazott távolság (különbség) függvény értéke az i -edik ablakközéppont pozícióban k fél-ablakméretnél, $\bar{d}_{exp.,k}$ a teljes átlag távolság függvény érték a randomizált adatokból k fél-ablakmérethez (várható átlag), és $SD_{exp.,k}$ a távolság függvény értékek szórása a randomizált adatokból k fél-ablakmérethez.



4.1.ábra. Mozgó ablakos elemzés bemutatása egy 10 kvadrátból álló szelvény mentén. A két ablakfél mérete megegyezik a kvadrátok méretével. A függvény értékeket minden kvadrátpár között kiszámolva 9 értéket kapunk, ahol a profildiaagramon látható 2 csúcs a határt jelöli.

A random referenciát Monte-Carlo szimulációval állítottam elő: a populációs mintázatokat egymáshoz képest random módon elcsúsztattam (Horváth 1998), ezért az egyes populációk belső mintázata változatlan maradt. Ezután a SED illetve DREN értékeket újra számoltam minden ablakpozícióra. 1000 randomizáció után kiszámított középértékek és

szórások átlagát használtam minden félablak méretnél mint várható értéket. Az egyes félablak méretekhez kiszámított *Z-score* értékek átlagát vettem, így a profildiagramon az átlagos *Z-score* értékeket tüntettem fel több ablakméretre is leátlagolva. Az eredmények összehasonlíthatósága érdekében minden szelvény esetében annyi ablakot átlagoltam le, amennyi 2.5 m-es szélességű fél-ablaknak felel meg. Az optimális átlagolt ablakméret meghatározása előzetes futtatások eredményeiből történt. Mivel a várható középérték eloszlása nagyon közelít a normál eloszláshoz, ezért az 1.65-nél nagyobb átlagos *Z-score* értékeket szignifikánsnak tekinthetjük (Zalatnai és mtsai. 2008b) 5%-os hibavalószínűségi szinten és az 1.28-nál nagyobb átlagos *Z-score* értékek szignifikánsak 10%-os hibavalószínűségi szinten.

A profildiagramon a csúcsok magassága és alakja a határzóna szélességét is kijelöli (Fortin és Dale 2006). Magas keskeny csúcs éles határra utal, míg egy alacsonyabb szélesebb csúcs vagy egy kialakuló kettős-csúcs szélesebb határzónát jelöl (Körmöczy 2005). A kettős csúcs két csúcsának helyzete a határzóna szélességét is kijelöli.

Az egyes szelvényekben az ott mért talajparamétereket (magasság, nedvességtartalom, pH, humusztartalom, oldható Na koncentráció, elektromos vezetőképesség, N-tartalom) szintén mozgóablakos elemzésnek vettem alá, az elemzés előtt az adatokat standardizáltam. Az elemzéshez itt a SED függvényt használtam. A talajparaméterek átlagos *Z-score* profildiagramjához ugyanazt a szignifikancia tesztet használtam mint a vegetációs adatoknál.

4.5.2. Sokváltozós elemzés (CCA és CA)

Direkt gradiens elemzést hajtottam végre a vegetációs és talajadatokon, hogy felfedjem a kapcsolatot a vegetáció és a talajparaméterek között, valamint a különbséget a lehetséges határzóna és a szomszédos vegetációfoltok között. Kanonikus korrespondencia elemzést (CCA) (Ter Brak 1987) hajtottam végre a fenti adatokon a SYN-TAX 5.0 programcsomag segítségével (Podani 1993). Szimmetrikus súlyozást használtam.

Azokban a szelvényekben, ahol nem történt talajmintavétel, a vegetációs adatokat korrespondencia elemzéssel (Kent és Coker 1992 pp. 215-213) ordináltam meg. A szelvényben egy sorban elhelyezkedő kvadrátokban a fajok lokális frekvenciáit vagy átlagos borításértékeit használtam fel az ordinációban. Szintén a SYN-TAX 5.0-t használtam az elemzéshez.

4.5.3. Faktor analízis

A vegetációs adatatok mozgóablakos elemzésével a szelvényeket több részre tudtam osztani a szignifikáns vegetációs határok meghatározásával. Minden egyes szakaszon belül az ott mért talaj paraméterek (magasság, nedvességtartalom, pH, humusztartalom, oldható Na koncentráció, elektromos vezetőképesség, összes N-tartalom) és a növénypopulációk lokális frekvencia/borítás értékei közti kapcsolatot vizsgáltam faktor analízissel (Tóth és mtsai. 1995, Boeye és Verheyen 1994) az adott szelvényre vonatkoztatva. Minden egyes szakaszon belül PCA-val kiszámoltam a talajparaméterekből származó első faktort és párhuzamosan kiszámoltam a növénypopulációk lokális frekvenciáiból származó első faktort. Aztán minden egyes szakaszra kiszámoltam a Pearson-korrelációs koefficiens értékét a talajparaméterek és a lokális frekvenciákból származó első faktorok között. SPSS 11 programcsomagot (Howitt és Cramer 2002) használtam a faktor analízishez és a korrelációs koefficiensek számításához.

4.4.4. A mért talajparaméterek közti korreláció

Az egyes szelvényekben az ott mért talajparaméterek (magasság, nedvességtartalom, pH, humusztartalom, oldható Na koncentráció, elektromos vezetőképesség, összes N-tartalom) között páronként kiszámoltam a Pearson-korrelációs koefficiens értékét, hogy felfedjem az egymástól való függésüket és ennek mértékét.

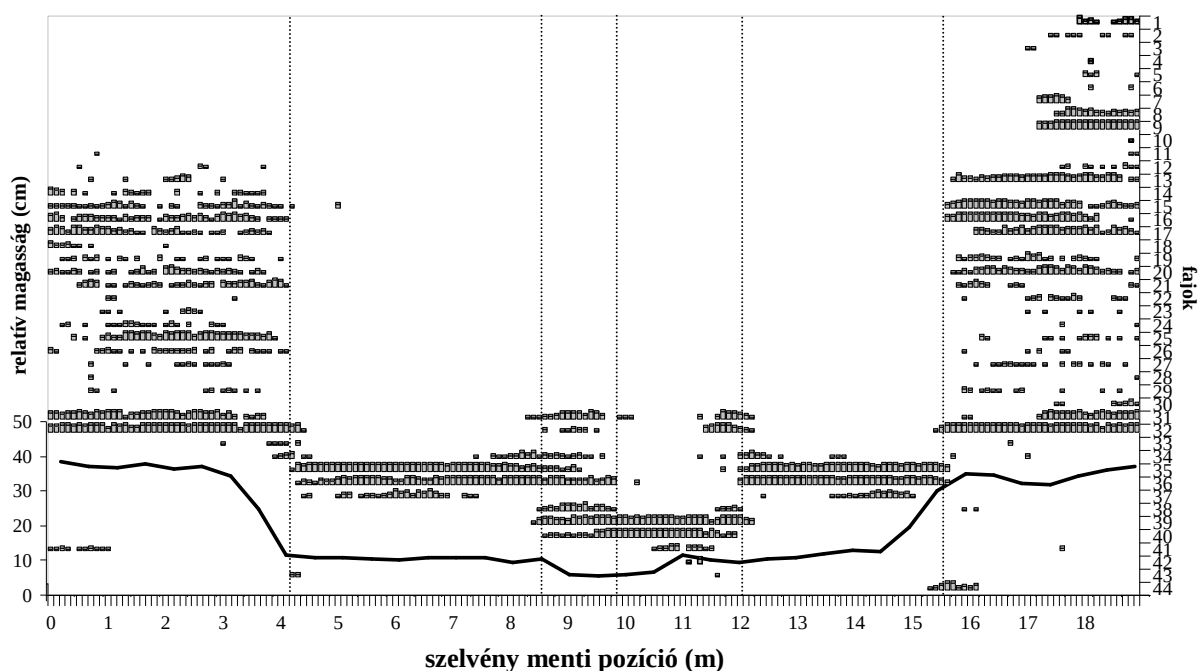
5. Eredmények

5.1. Miklapusztá

5.1.1. A miklapusztai „A” szelvény

A populációk eloszlása a szelvény mentén

A miklapusztai A szelvény mentén egy sorban elhelyezkedő mikrokvadrátok (6 db) prezencia adatait összeadtam, így kaptam meg a növénypopulációk lokális frekvenciáit. 44 növénypopuláció fordult elő a szelvény mentén, lokális frekvenciáik eloszlását az 5.1. ábra mutatja.



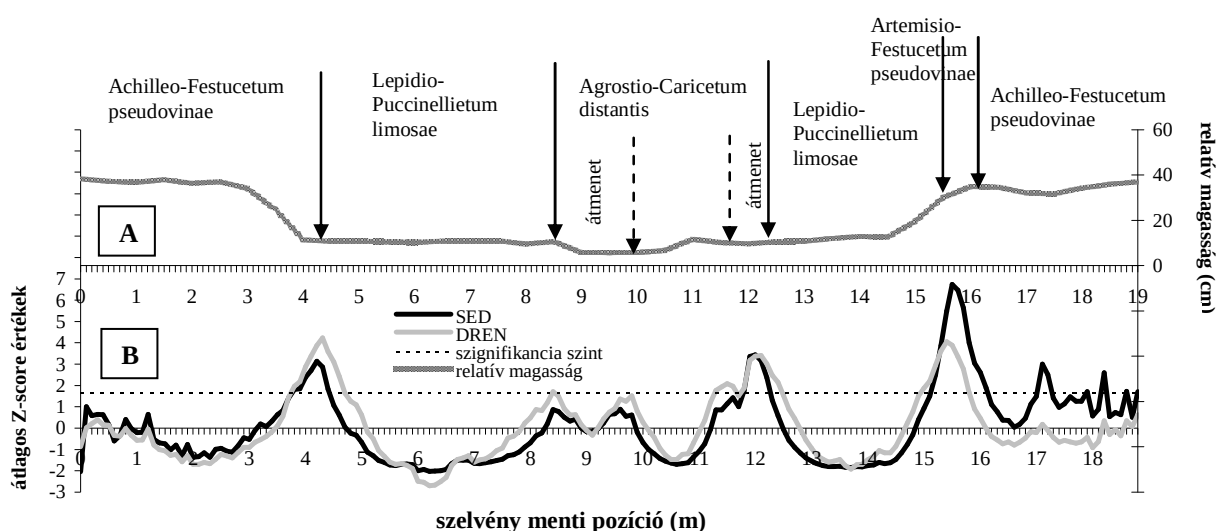
5.1. ábra A növénypopulációk lokális frekvenciáinak térbeli eloszlása a miklapusztai A szelvény mentén. Az oszlopok magassága arányos a lokális frekvencia értékével. A szaggatott függőleges vonalak az MSW elemzés alapján meghatározott vegetációs határokat jelölik. Az ábrán a domborzat relatív magassági profilját is ábrázolom. A populációk fajneveit az ábra jobb oldalán számok jelölik:

1. *Lotus corniculatus*, 2. *Veronica spicata*, 3. *Medicago minima*, 4. *Fragaria viridis*, 5. *Centaurea sadleriana*, 6. *Trifolium repens*, 7. *Carex liparicarpos*, 8. *Carex stenophylla*, 9. *Brachypodium pinnatum*, 10. *Fumaria schleideri*, 11. *Salvia austriaca*, 12. *Centaurea pannonica*, 13. *Thymus glabrescens*, 14. *Bromus inermis*, 15. *Cerastium semidecandrum*, 16. *Cynodon dactylon*, 17. *Achillea setacea*, 18. *Stipa capillata*, 19. *Koeleria cristata*, 20. *Potentilla arenaria*, 21. *Vicia angustifolia*, 22. *Veronica prostata*, 23. *Gypsophila muralis*, 24. *Plantago lanceolata*, 25. *Galium verum*, 26. *Ornithogalum umbellatum*, 27. *Euphorbia cyparissias*, 28. *Thesium arvense*, 29. *Erophila verna*, 30. *Plantago media*, 31. *Medicago falcata*, 32. *Festuca pseudovina*, 33. *Elymus repens*, 34. *Plantago maritima*, 35. *Lepidium crassifolium*, 36. *Puccinellia limosa*, 37. *Camphorosma annua*, 38. *Aster tripolium ssp. pannonicum*, 39. *Carex distans*, 40. *Agrostis stolonifera*, 41. *Poa angustifolia*, 42. *Hordeum hystrix*, 43. *Scorzonera cana*, 44. *Artemisia santonicum*.

A populációk által alkotott csoportok jól megfeleltethetők a hat társulás foltoknak, melyek előfordultak a szelvény mentén. A foltok elkülönülése éles, csak néhány faj térbeli elterjedése fed át kis mértékben.

Mozgó-ablakos elemzés

A vegetációs adatok mozgó-ablakos módszerrel való elemzése után három szignifikáns ($p < 0.05$) és két nem szignifikáns csúcsot találunk az átlagos Z-score profilon mind a SED mind a DREN függvény alkalmazásával (5.2.ábra), a csúcsok szelvény menti pozíciója mind a két függvény esetében megegyezik. A szignifikáns csúcsok közül a 12 m-nél lévő kettős csúcs, ami szélesebb határvonalra utal. 17 méternél csak a SED függvénnyel készített átlagos Z-score profilon találunk szignifikáns kisebb csúcsokat, de ez túl közel található a szelvény végéhez, ezért ezt nem kell figyelembe venni az értékelésnél.



5.2. ábra A: A társulásfoltok térbeli eloszlása a miklapusztai A szelvény mentén és a szelvény relatív magasság profilja. B: A vegetációs adatok MSW elemzéssel kapott átlagos Z-score profildíagramja SED és DREN függvénnyel.

A 8.4 és 9.7 méternél lévő csúcsok nem szignifikánsak $p < 0.05$ -nál, de a DREN függvény esetében a $p < 0.1$ -nél eléri a szignifikancia szintet, ami egyes esetekben még elfogadható határnak. A SED függvénynél azonban e két helyen még a $p < 0.1$ szintet sem éri el, mivel a szikes gyepekre jellemző alacsony fajsám a SED értékeit csökkenti. Az alacsony fajsám miatt ebben a vegetációban azokat a csúcsokat kell figyelembe venni a vegetációs határ megállapításánál, ahol a DREN függvény vagy mindkét függvény szignifikáns csúcsot eredményez a profildíagramon.

5.1. táblázat A társulásfoltok térbeli eloszlása a szelvény mentén vizuális megfigyelés alapján.

Társulások	Szelvény menti pozíció
<i>Achilleo-Festucetum pseudovinae</i>	0 – 4.2 m, 16.4 – 19 m
<i>Lepidio-Puccinellietum limosae</i>	4.2 – 8.6 m, 12.4 – 15.4 m
<i>Agrostio-Caricetum distantis</i>	8.6 – 12.4 m
átmeneti zónák	8.6 – 10, 11.6 – 12.4 m
<i>Artemisio-Festucetum pseudovinae</i>	15.4 – 16.4 m

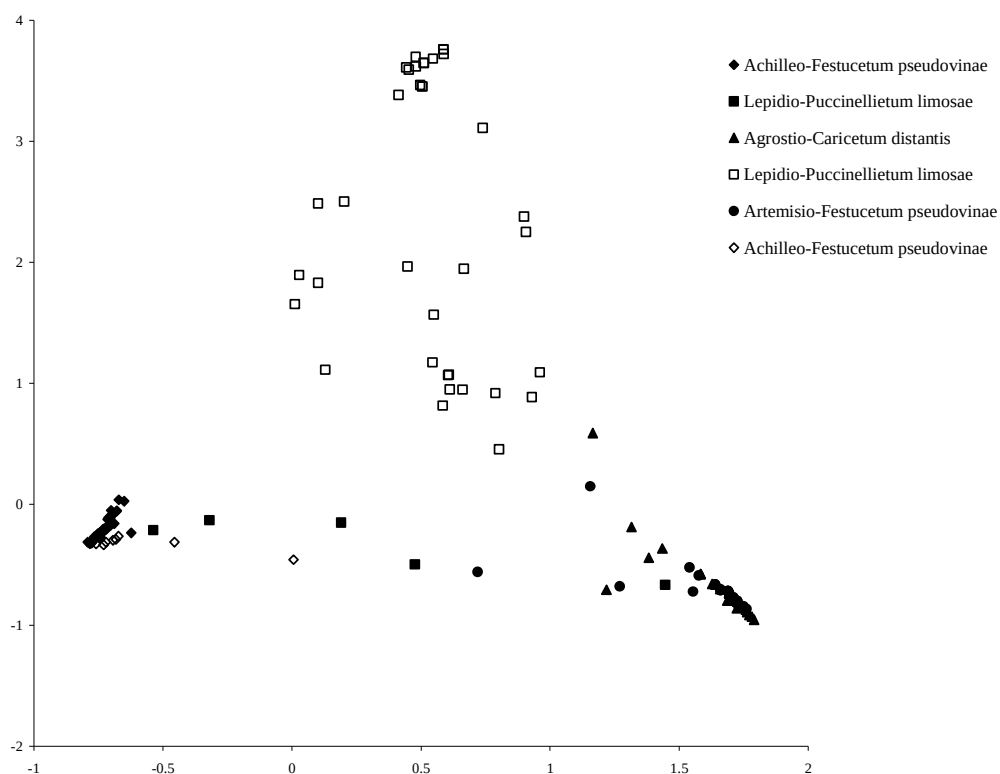
Mind az öt mozgó-ablakos csúcs szelvény menti pozíciója pontosan egybe esik a vizuálisan is megállapított folthatárokkal (5.1.táblázat, 5.2. ábra). A mozgó-ablakos elemzés hat szakaszra osztja a szelvény vegetációját. A 12 méternél lévő kettős csúcs egy szélesebb átmeneti zónát határol le, és a 8.4 és 9.7 méternél lévő csúcsok is két társulás közti átmeneti zónát jelölnek. Egy vizuálisan észlelt határ nem igazolható mozgó-ablakos elemzéssel, a 15.4 - 16.4 méter közti *Artemisio-Festucetum pseudovinae* foltot a módszer nem érzékeli, csak a 15.4 méternél jön létre MSW csúcs.

Korrespondencia elemzés

Az ordináció eredménye az 5.3. ábrán látható. Az ordinációnál a társulások jelölésének alapja mindhárom miklapusztai szelvény esetében a vizuálisan megállapított folthatárok, mivel az *Artemisio-Festucetum pseudovinae* társulás a mozgó-ablakos elemzésben nem jelenik meg. A többi szelvényben a mozgó-ablakos elemzés alapján jelölöm meg a társulásokat az ordinációs ábrán.

A szelvény mentén három pontfelhő-csoportot és két átmeneti zónát tudunk elkülöníteni. Az *Achilleo-Festucetum pseudovinae* pontcsoportja a legkompaktabb, a pontok elég szorosan kapcsolódnak egymáshoz. A *Lepidio-Puccinellietum limosae* két csoportja és az *Artemisio-Festucetum pseudovinae* pontfelhői meglehetősen diffúzak, a pontok lazán illeszkednek egymáshoz. Az *Artemisio-Festucetum pseudovinae* pontfelhője élesen nem különül el az *Achilleo-Festucetum pseudovinae* pontfelhőjétől az ordinációs térben, mint külön csoport. A szelvény két pontján, ahol az *Achilleo-Festucetum pseudovinae* és a *Lepidio-Puccinellietum limosae* érintkezik, egy-egy szélesebb öv (4-4 pont között) alakul ki az ordinációs térben. A *Lepidio-Puccinellietum limosae* és az *Agrosti-Alopecuretum pratensis*

között szintén egy szélesebb öv alakul ki a az ordinációs térben. Ezek a szélesebb elnyúló övek az MSW elemzéssel detektált csúcsok helyével egyeznek meg a valós térben.

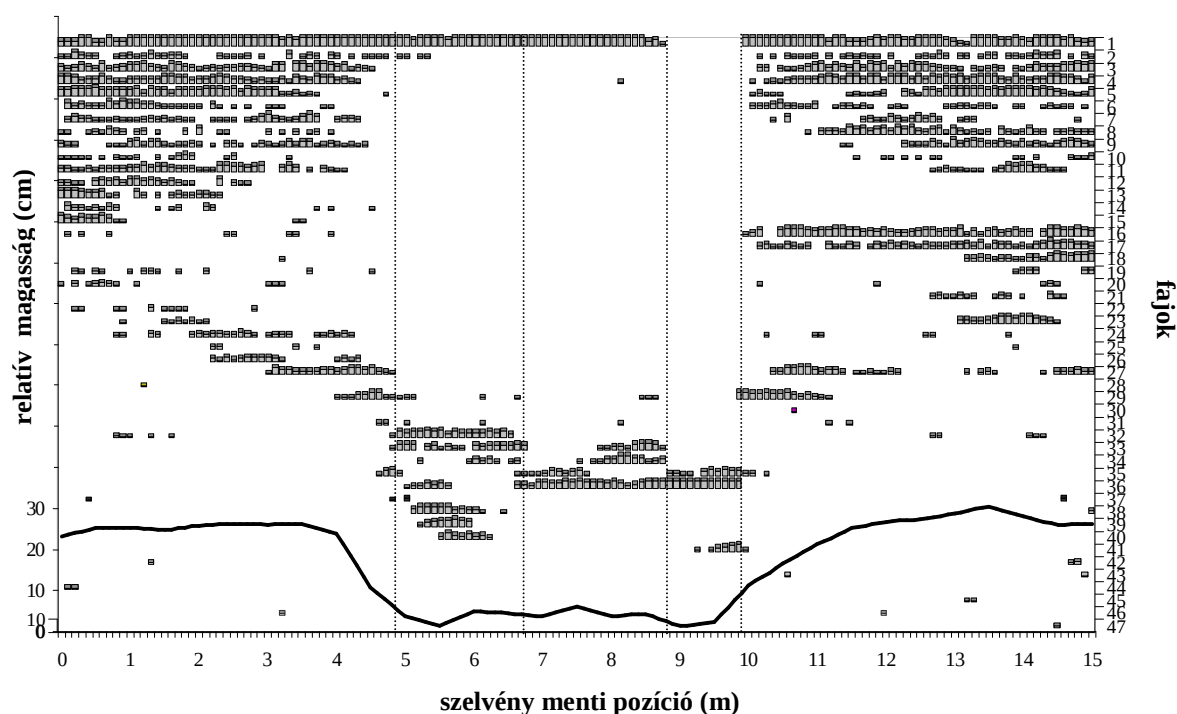


5.3. ábra A miklapusztai A szelvény 10 cm-es soraiból származó lokális frekvenciák CA ordinációs diagramja. A társulásfoltok jelölésének alapja a vizuálisan megállapított társulásfolt határok.

5.1.2. A miklapusztai „B” szelvény

A populációk eloszlása a szelvény mentén

A miklapusztai B szelvény mentén 47 növénypopuláció fordult elő, a lokális frekvenciáik eloszlását az 5.4. ábra mutatja. A populációk által alkotott csoportok a szelvény mentén zonációt alkotó öt társulás foltnak felelnek meg. A populációk csoportjainak elkülönülése éles, csak néhány faj térbeli elterjedése fed át kis mértékben.

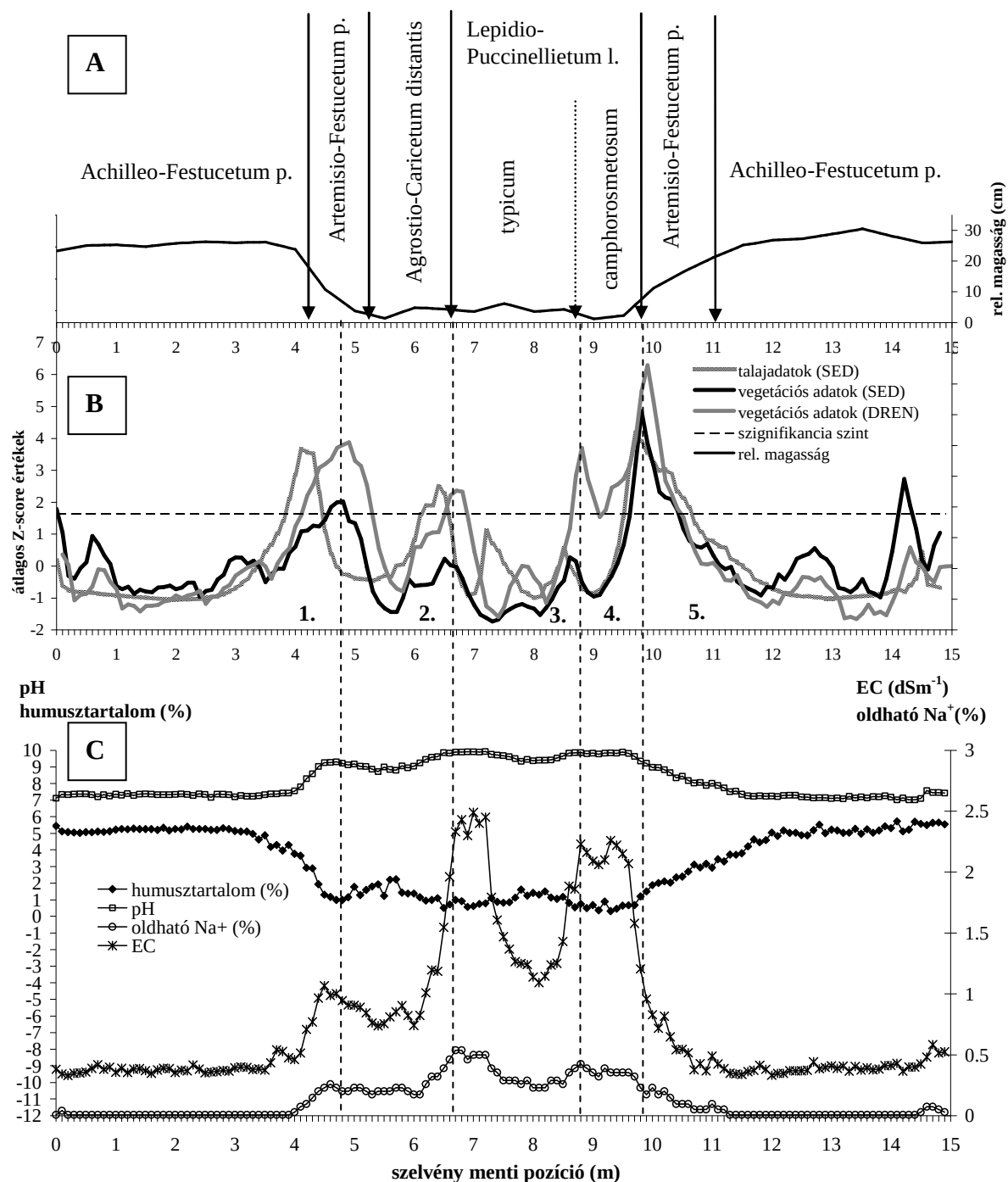


5.4.ábra A növénypopulációk lokális frekvenciáinak térbeli eloszlása a miklapusztai B szelvény mentén. Az oszlopok magassága arányos a lokális frekvencia értékével. A szaggatott függőleges vonalak az MSW elemzés alapján meghatározott vegetációs határokat jelölik. Az ábrán a domborzat relatív magassági profilját is ábrázolom. A populációk fajneveit az ábra jobb oldalán számok jelölik:

1. *Festuca pseudovina*, 2. *Ornithogalum umbellatum*, 3. *Cynodon dactylon*, 4. *Achillea setacea*, 5. *Medicago falcata*, 6. *Potentilla arenaria*, 7. *Vicia angustifolia*, 8. *Koeleria cristata*, 9. *Thymus glabrescens*, 10. *Plantago lanceolata*, 11. *Galium verum*, 12. *Carex liparicarpos*, 13. *Stipa capillata*, 14. *Centaurea pannonica*, 15. *Bromus inermis*, 16. *Cerastium semidecandrum*, 17. *Erophila verna*, 18. *Arenaria serpyllifolia*, 19. *Poa angustifolia*, 20. *Veronica prostrata*, 21. *Fragaria viridis*, 22. *Gypsophila muralis*, 23. *Chrysopogon gryllus*, 24. *Euphorbia cyparissias*, 25. *Plantago media*, 26. *Botriochloa ischemum*, 27. *Elymus repens*, 28. *Scabiosa ochroleuca*, 29. *Artemisia santonicum*, 30. *Plantago maritima*, 31. *Scorzonera cana*, 32. *Lotus corniculatus*, 33. *Aster tripolium* ssp. *pannonicum*, 34. *Carex distans*, 35. *Lepidium crassifolium*, 36. *Puccinellia limosa*, 37. *Bromus mollis*, 38. *Agrostis stolonifera*, 39. *Juncus gerardii*, 40. *Hordeum hystrix*, 41. *Camphorosma annua*, 42. *Leontodon autumnalis*, 43. *Medicago minima*, 44. *Asperula cynanchica*, 45. *Veronica spicata*, 46. *Salvia pratensis*, 47. *Carduus nutans*

Mozgó-ablakos elemzés

A vegetációs adatok mozgó-ablakos elemzése után négy éles csúcsot találunk az átlagos Z-score profilon a DREN függvény alkalmazásával, míg öt éles csúcs jelenik meg a profilon a SED-függvény használatakor (5.5. B. ábra). A négy csúcs szelvény menti pozíciója mind a két függvény esetében megegyezik, és öt szakaszra osztja a szelvény vegetációját, ezek a szakaszok az 5.2. táblázatban vannak feltüntetve. 14.5 méternél csak a SED függvénnel készített átlagos Z-score profilon találunk szignifikáns csúcsot, de ez túl közel található a szelvény végéhez, ezért ezt nem kell figyelembe venni az értékelésnél.



5.5. ábra A: A társulásfoltok térbeli eloszlása a miklapusztai B szelvény mentén és a szelvény relatív magasság profilja. **B:** A vegetációs adatok (SED és DREN függvényekkel) és a talajparaméterek (SED függvényekkel) MSW elemzéssel kapott átlagos Z-score profildíagramja. **C:** A talajparaméterek változása (pH, oldható Na koncentráció, EC, humusztartalom) a szelvény mentén. A függőleges szaggatott vonalak az MSW csúcsok helyét jelölik. A B ábrán az MSW által lehatárolt szakaszok számokkal vannak jelölve.

Az 5.5.B. ábrán a DREN függvényekkel számított átlagos Z-score profilon minden csúcs szignifikáns, míg a SED függvényekkel számított átlagos Z-score profilon csak két csúcs szignifikáns. Mivel a szikes gyepek fajszáma általában eléggé alacsony, ezért a SED

függvény értékei is alacsonyak lesznek, vagyis nem minden esetben érik el a szignifikancia szintet. Emiatt ebben a vegetációban azokat a csúcsokat kell figyelembe venni a vegetációs határ megállapításánál, ahol a DREN függvény vagy mindkét függvény szignifikáns csúcsot eredményez a profildiaqramon.

5.2. táblázat. A mozgóablakos elemzéssel lehatárolt vegetáció szakaszok a szelvény mentén

1. <i>Achilleo-Festucetum pseudovinae</i>	0-4.8 m,
2. <i>Agrostio-Caricetum distantis</i>	4.8-6.7 m
3. <i>Lepidio-Puccinellietum typicum</i>	6.7-8.9 m
4. <i>Lepidio-Puccinellietum camphorosmetosum</i>	8.9-9.9 m
5. <i>Achilleo-Festucetum pseudovinae</i>	9.9-15 m

A csúcsok szelvény menti pozíciója három esetben esik egybe a vizuálisan is megállapított határsúlásfolt határral (5.3. táblázat, 5.5. ábra), de egy esetben (4.8 m) a csúcs a profildiaqramon a két vizuálisan megállapított határ közé esik.

5.3. táblázat. A társulásfoltok térbeli eloszlása a szelvény mentén vizuális megfigyelés alapján.

<i>Achilleo-Festucetum pseudovinae</i>	0-4.2 m, 11.1-15 m
<i>Artemisio-Festucetum pseudovinae</i>	4.2-5.2 m, 9.8-11.1 m
<i>Agrostio-Caricetum distantis</i>	5.2-6.6 m
<i>Lepidio-Puccinellietum typicum</i>	6.6-8.7m
<i>Lepidio-Puccinellietum camphorosmetosum</i>	8.7-9.8 m

A talajparaméterek esetében a mozgó-ablakos elemzés után kapott átlagos Z-score profildiaqramon három szignifikáns csúcs jelenik meg (5.5. B ábra). A 9.9 méternél lévő csúcs jól egybeesik a vegetációs adatok profilján megjelenő csúcsokkal, azonban a 4.2 méternél és 6.5 méternél lévő csúcsok a vegetációs profil csúcsaitól eltérnek 60 cm és 20 cm távolsággal. A 4.2 méternél lévő csúcs a vegetációfoltok vizuális határával esik egybe.

Talajtulajdonságok

A talajmintákból mért pH, elektromos vezetőképesség (EC), oldható Na koncentráció, és humusztartalom értékeinek változását a szelvény mentén az 5.5. C ábrán mutatom be. A pH közel semleges (7 körüli) volt a szikpadka tetején, majd a padkaoldalban enyhén lúgossá vált (7 és 9 közti pH érték), és a szikér alján erősen lúgos volt (9 és 10 közötti pH érték). Az oldható Na koncentráció értéke a padkatetön elhanyagolható, a padka oldalán és a szikér alján pedig 0 és 0.6% közötti értéken mozog a mikrodomborzattól függően. Az elektromos vezetőképesség értékei a padkatetön alacsonyak ($0.3-0.5 \text{ dSm}^{-1}$), a padkaoldalban nő – $0.5-1 \text{ dSm}^{-1}$ között változik – és a szikér alján pedig a legmagasabbak az értékei – $1-2.5 \text{ dSm}^{-1}$ között mozog a mikrodomborzat függvényében. A humusztartalom a legmagasabb a szikpadkán – 5-6% között ingadozik –, csökken a padkaoldalban – 2-4% közötti –, és a szikér alján a legalacsonyabb – 0-2% között változik.

A humusztartalom értékei pozitívan korrelálnak a magassággal: magasak a szikpadka tetején és folyamatosan csökkennek a padkaoldalban, míg el nem éri a minimumot a szikér alján. A pH nagyon változatos értékeket vesz fel végig a szelvényben, és jól korrelál az elektromos vezetőképesség és Na koncentráció értékeinek változásával. A pH, Na koncentráció és az elektromos vezetőképesség negatívan korrelál a relatív magassággal, a szikpadka tetején alacsonyak az értékeik, és folyamatosan nőnek a padkaoldalban lefelé, míg a maximumot el nem éri a szikér alján.

A mért talajparaméterek közti páronkénti korrelációk szignifikánsak voltak ($p=0.01$) ami jelzi, hogy a szikes gyepekben a befolyásoló háttérváltozók közti kapcsolat nagyon erős (5.4. táblázat). A magasság a legfontosabb meghatározó tényező a talajparaméterek szempontjából, ettől függ az összes többi változó, ezért van statisztikailag szignifikáns összefüggés minden változó pár között. A magasságtól elsősorban a sófelhalmozódás mértéke – oldható Na koncentráció – függ, növekszik a relatív magasság csökkenésével, ezért van negatív korreláció köztük. Az elektromos vezetőképesség alapvetően a Na koncentrációtól függ, minél nagyobb a Na koncentrációja, annál nagyobb az azt jelző elektromos vezetőképesség. A pH a sótartalomtól – azaz a Na koncentrációtól – függ ebben a talajban, mely döntően Na-karbonátot tartalmaz. Minél nagyobb a Na koncentráció, annál kisebb a mikrobiális aktivitás és a növényi biomassza, vagyis a humusztartalom is annál kevesebb. Emiatt a magassággal a humusztartalom szoros pozitív korrelációt mutat, és a talaj pH, az elektromos vezetőképesség és Na koncentrációja negatívan korrelál a relatív magassággal. Ezt a mintázatot a vízháztartás is jelentősen befolyásolja: a csapadékvíz időszakosan fel tud

halmozódni a szikérben, ami időszakosan megváltoztatja az ionkoncentrációt a talajban, és ezáltal hat a többi talajparaméterre is.

5.4. táblázat A mért talajparaméterek között páronként számított Pearson-korrelációs koefficiensek értékei (n=150)

	Humusztartalom	pH	EC	Oldható Na koncentráció
Relatív magasság	0.961**	-0.970**	-0.820**	-0.910**
Humusztartalom	-	-0.977**	-0.831**	-0.912**
pH		-	0.891**	0.959**
EC			-	0.959**

** Korreláció szignifikáns $p = 0.01$ szinten (2 oldalas).

A faktoranalízis eredményei azt mutatják, hogy az öt szakaszon, melyet a mozgó-ablakos elemzés eredményei alapján különítettem el, a korrelációs koefficiens értékei szignifikánsak ($p < 0.01$) a mért talajparaméterek és a növénypopulációk lokális frekvenciái alapján, faktor analízissel számított első faktorok között (5.5.táblázat).

Abszolút értékben a legerősebb korreláció a negyedik és ötödik szakasznál volt, e között a két szakasz között a legmagasabbak a csúcsok az átlagos Z-score profilon is (5. 5. B. ábra).

5.5. táblázat. Pearson-korrelációs koefficiensek értékei a mért talajparaméterek és a növénypopulációk faktoranalízissel számított első faktorai között a szelvény öt szakaszában.

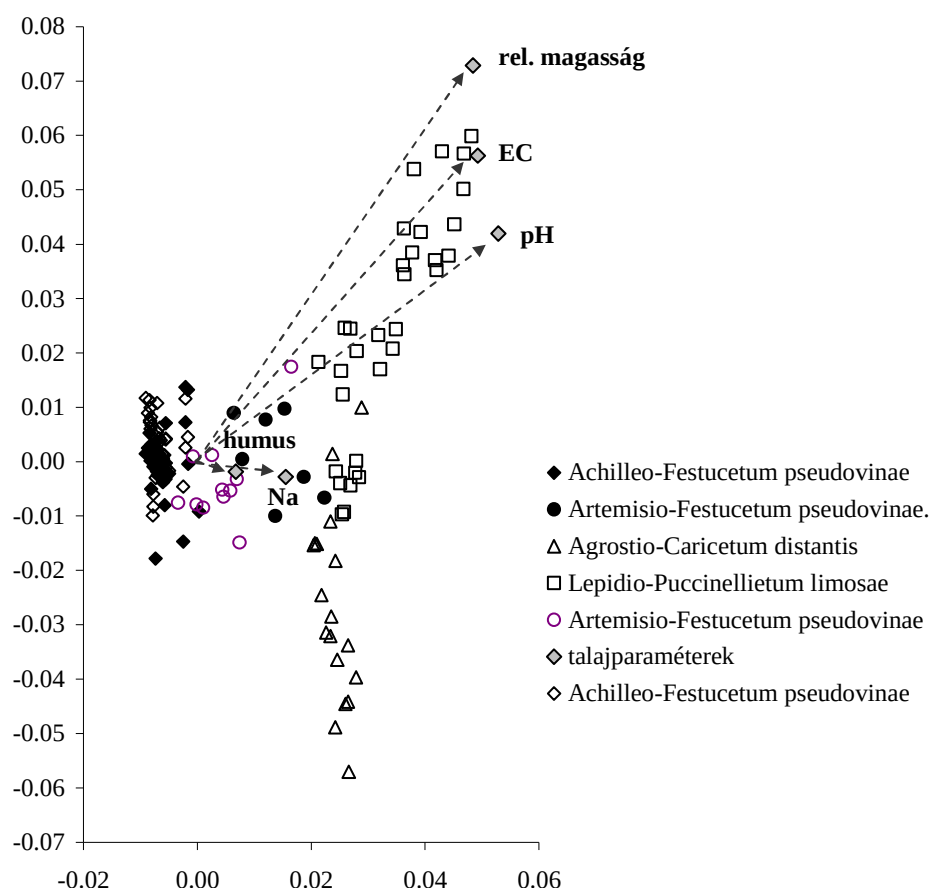
	1. szakasz (<i>Achilleo-Festucetum pseudovinae</i>)	2. szakasz (<i>Agrostio-Caricetum distantis</i>)	3. szakasz (<i>Lepidio-Puccinellietum limosae</i>)	4. szakasz (<i>Lepidio-Puccinellietum limosae camphorosmetosum</i>)	5. szakasz (<i>Achilleo-Festucetum pseudovinae</i>)
Korrelációs koefficiens (r)	-0.685	0.533	-0.569	-0.859	-0.814
Szignifikancia szint (p)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01

Kanonikus korrespondencia elemzés

A populációk lokális frekvenciáinak és talajparaméterek értékeinek ordinációját kanonikus korrespondencia elemzéssel végeztem (5.6. ábra).

Az ordinációs diagramon a pontfelhőben nehezen lehet különálló csoportokat elkülöníteni. Az *Achilleo-Festucetum pseudovinae* pontcsoportja a legkompaktabb, ez különül el legjobban a többi ponttól az ordinációs térben. Az *Artemisio-Festucetum pseudovinae* nem alkot külön csoportot, keveredik az *Achilleo-Festucetum pseudovinae* csoportjával. A *Lepidio-Puccinellietum limosae* és az *Agrostio-Caricetum distantis* társulás pontjai diffúzak és egy irányba rendezettek, egymástól a két csoport élesen nem különül el, a pontok átfednek az ordinációs térben.

Az első tengelyen a pontok szóródásáért a humusztartalom és az oldható Na koncentráció a felelős elsősorban, másodsorban pedig az elektromos vezetőképesség és a pH. A második tengely varianciájáért a relatív magasság felelős legnagyobb mértékben.

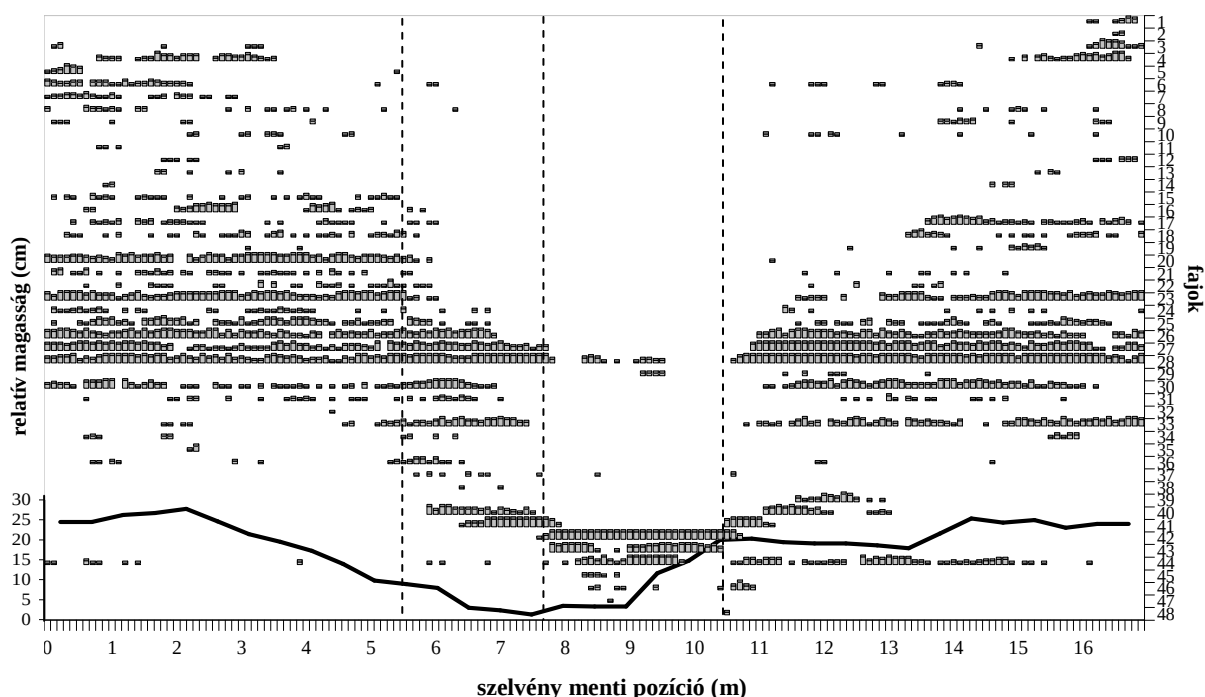


5.6. ábra. A miklapusztai B szelvény 10 cm-es soraiból származó lokális frekvenciák és talajparaméterek értékeinek CCA ordinációjának biplot ábrája. A talajparamétereket ◇-ok jelölik.

5.1.3. A miklapusztai „C” szelvény

A populációk eloszlása a szelvény mentén

48 növénypopuláció fordult elő a szelvény mentén, a lokális frekvenciáik eloszlását az 5.7. ábra mutatja. A populációk által alkotott csoportok jól megfeleltethetők a négy társulás foltnak, melyek a szelvény mentén a zonációt alkotják. A szelvény két oldalán a foltok elkülönülése nem egyformán éles. A baloldalon, ahol a padkaoldal lankásabb, a foltok kevésbé élesen elkülöníthetőek, a fajok térbeli elterjedése átfedő, a fajcsere folyamatosabb



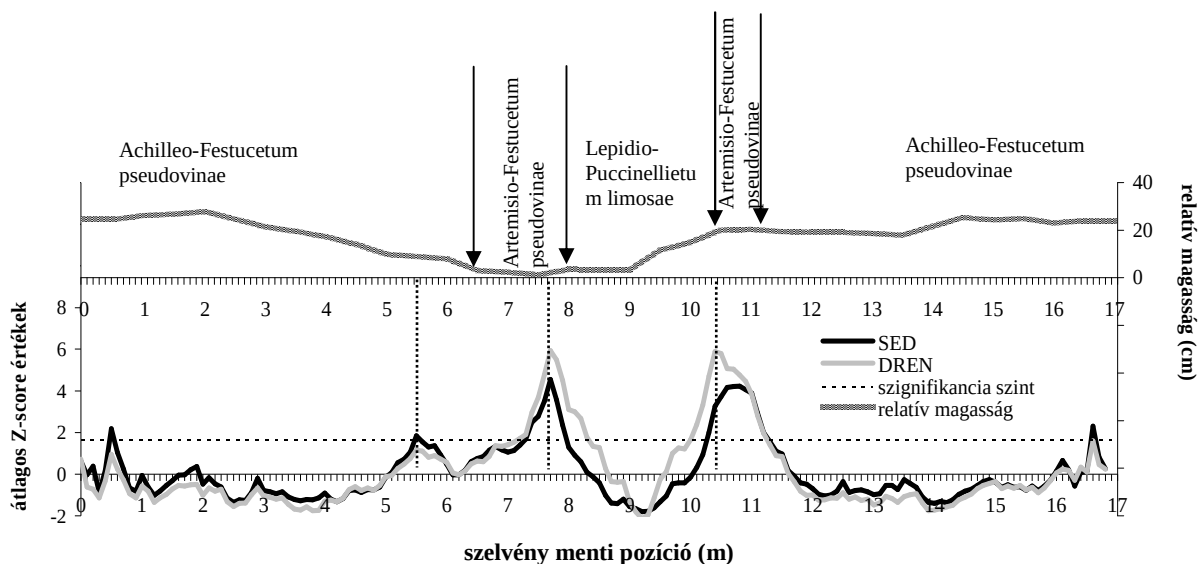
5.7. ábra A növénypopulációk lokális frekvenciáinak térbeli eloszlása a miklapusztai C szelvény mentén. Az oszlopok magassága arányos a lokális frekvencia értékével. A szaggatott függőleges vonalak az MSW elemzés alapján meghatározott vegetációs határokat jelölik. Az ábrán a domborzat relatív magassági profilját is ábrázolom. A populációk fajneveit az ábra jobb oldalán számok jelölik:

1. *Carduus nutans*, 2. *Eryngium campestre*, 3. *Chrysopogon gryllus*, 4. *Fragaria viridis*, 5. *Salvia austriaca*, 6. *Vicia angustifolia*, 7. *Stipa capillata*, 8. *Arenaria serpyllifolia*, 9. *Lotus corniculatus*, 10. *Plantago lanceolata*, 11. *Scabiosa ochroleuca*, 12. *Centaurea pannonica*, 13. *Gypsophila muralis*, 14. *Thesium arvense*, 15. *Carex liparocarpos*, 16. *Botriochloa ischaemum*, 17. *Galium verum*, 18. *Poa angustifolia*, 19. *Erophila verna*, 20. *Bromus inermis*, 21. *Ornithogalum umbellatum*, 22. *Koeleria cristata*, 23. *Medicago falcata*, 24. *Veronica prostrata*, 25. *Thymus glabrescens*, 26. *Achillea setacea*, 27. *Cynodon dactylon*, 28. *Festuca pseudovina*, 29. *Bromus mollis*, 30. *Potentilla arenaria*, 31. *Euphorbia cyparissias*, 32. *Verbascum phoeniceum*, 33. *Agropyron repens*, 34. *Plantago media*, 35. *Filipendula vulgaris*, 36. *Veronica spicata*, 37. *Plantago maritima*, 38. *Leontodon autumnalis*, 39. *Poa compressa*, 40. *Medicago minima*, 41. *Artemisia santonicum*, 42. *Puccinellia limosa*, 43. *Camphorosma annua*, 44. *Cerastium semidecandrum*, 45. *Ranunculus pedatus*, 46. *Lepidium crassifolium*, 47. *Scorzonera cana*, 48. *Schlerochloa dura*

jellegű. Míg a jobb oldali padkaoldal meredek, itt a társulásfoltok közti elkülönülés éles, csak néhány faj térbeli elterjedése fed át kis mértékben.

Mozgó ablakos elemzés

A vegetációs adatok mozgó-ablakos elemzése után három szignifikáns ($p < 0.05$) csúcsot találunk az átlagos Z-score profilon mind a SED mind a DREN függvény alkalmazásával (5.8. ábra). A csúcsok szelvény menti pozíciója mind a két függvény esetében megegyezik. Az 5.5 méternél lévő csúcs csak a SED függvény esetében szignifikáns ($p < 0.05$), de a DREN függvény esetében a $p < 0.1$ -nál éri el a szignifikancia szintet, ami egyes esetekben még elfogadható határnak.



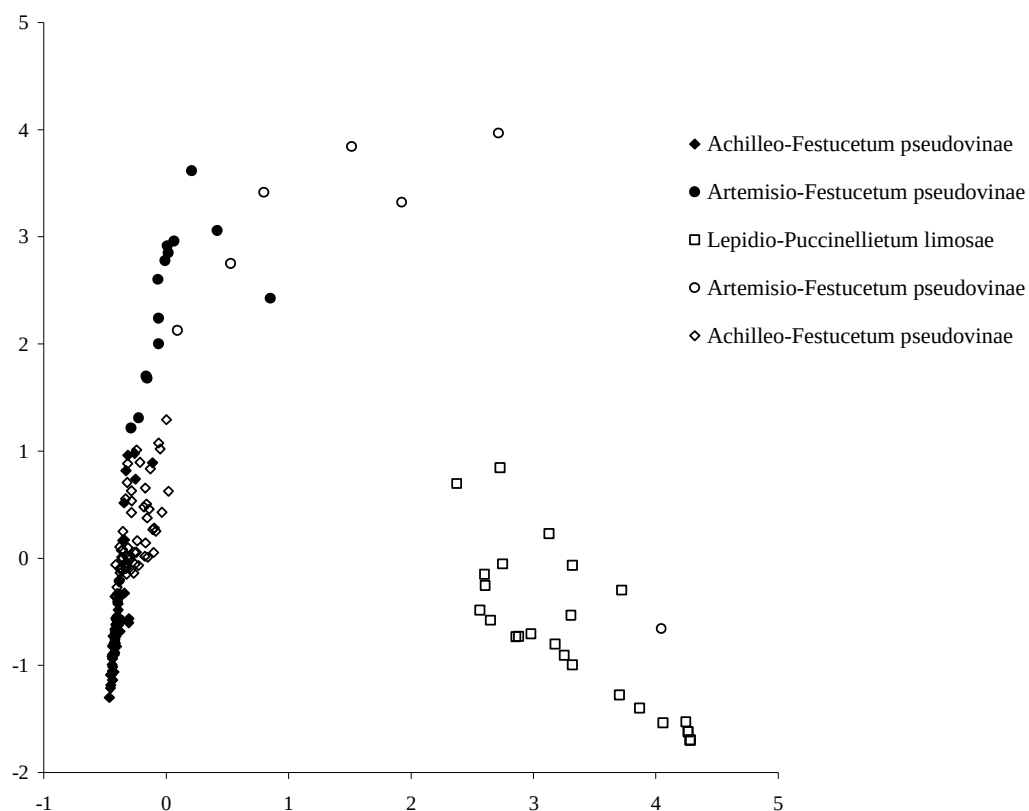
5. 8. ábra A: A társulásfoltok térbeli eloszlása a miklapusztai C szelvény mentén és a szelvény relatív magasság profilja. B: A vegetációs adatok (SED és DREN függvénnyel) MSW elemzéssel kapott átlagos Z-score profildíagramja. A függőleges szaggatott vonalak az MSW csúcsok helyeit jelölik.

A mozgó-ablakos elemzés három szignifikáns csúcsa három szakaszra osztja a szelvény vegetációját. A három mozgó-ablakos csúcs közül egynek (10.5 m) a szelvény menti pozíciója pontosan egybe esik a vizuálisan is megállapított folt határokkal (5.8. ábra). A 7.7 méternél lévő magas és éles csúcs 30 cm-el eltolódva jelenik meg a vizuális folthatárhoz képest az *Artemisio-Festucetum pseudovinae* és a *Lepidio-Puccinellietum limosae* között. Az 5.5 méternél lévő alacsonyabb csúcs (kevésbé éles határ) kb. 1 méteres távolságban helyezkedik el a vizuális folthatártól. Egy vizuálisan észlelt határ nem igazolható mozgó-ablakos elemzéssel; a 10.5 – 11.3 méter közti *Artemisio-Festucetum pseudovinae* foltot a

módszer nem érzékeli, csak 10.5 méternél jön létre mozgó-ablakos csúcs, mint a másik két szelvény esetében is.

Korrespondencia elemzés

Az ordinációs diagrammon csak a *Lepidio-Puccinellietum limosae* pontcsoportja különül el élesen a többitől. Az *Artemisio-Festucetum pseudovinae* két állományának pontjai nem különülnek el külön szoros csoportba, hanem diffúzan egy irányba rendeződnek, ez a gradiens szerű elhelyezkedésre utal. Nincs éles határ az *Achilleo-Festucetum pseudovinae* és az *Artemisio-Festucetum pseudovinae* csoportja között, itt az átmenet folyamatos. A Z-score profil két szignifikáns mozgó-ablakos csúcsát alkotó pontok itt az ordinációs térben hosszú elnyúló vonalba rendeződnek.



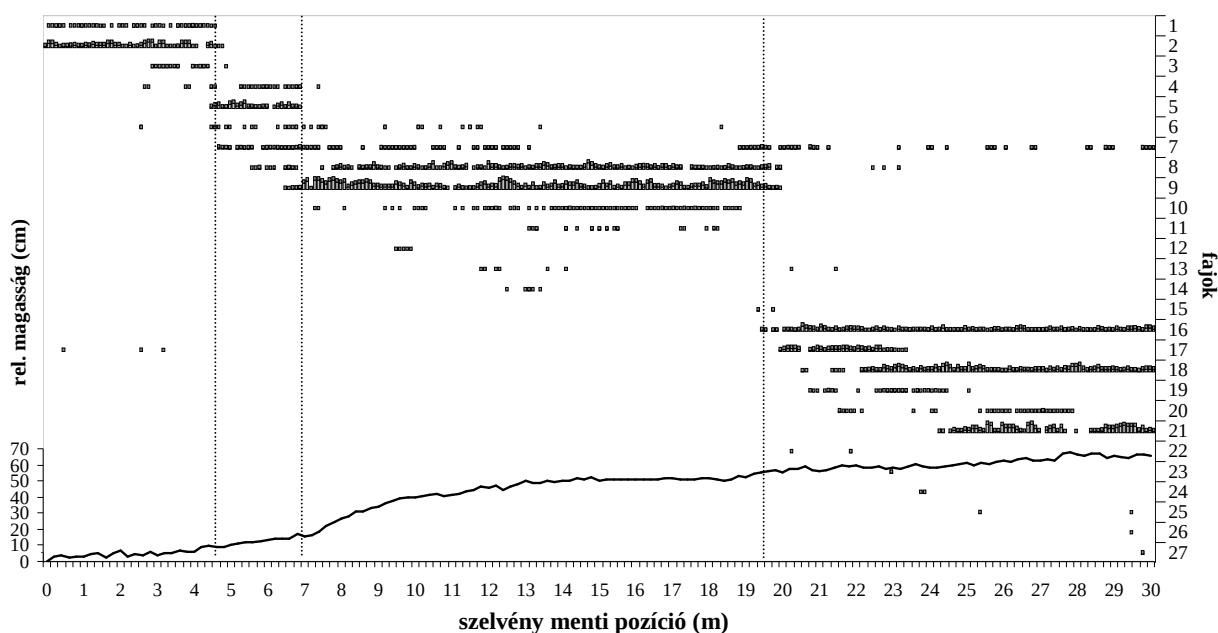
5. 9. A miklapusztai C szelvény 10 cm-es soraiból származó lokális frekvenciák CA ordinációs diagramja. A társulásfoltok jelölésének alapja az ábrán a vizuális társulásfolt határok. A talajparamétereket $\diamond$ -ok jelölik

5.2.Csikópuszta

5.2.1. A csikópusztai „A” szelvény

A növénypopulációk eloszlása a szelvény mentén

27 növénypopuláció fordult elő a szelvény mentén, a lokális frekvenciáik eloszlását az 5.10. ábra mutatja. A populációk által képzett csoportok elég pontosan egybeesnek a szelvény mentén előforduló négy társulás folttal. A foltok elkülönülése éles, a folthatároknál csak egy-két faj térbeli elterjedése fed át kis mértékben.



5.10. ábra A növénypopulációk kvadrátonkénti borításának térbeli eloszlása a csikópusztai A szelvény mentén. Az oszlopok magassága arányos a növényfajok százalékos borítás értékével. A szaggatott függőleges vonalak az MSW elemzés alapján meghatározott vegetációs határokat jelölik. Az ábrán a domborzat relatív magassági profilját is ábrázolom. A populációk fajneveit az ábra jobb oldalán számok jelölik:

1. *Bolboschoenus maritimus* .2. *Agrostis stolonifera*, 3. *Eleocharis palustris*, 4. *Plantago maritima*, 5. *Puccinellia limosa*, 6. *Cerastium dubium*, 7. *Cynodon dactylon*, 8. *Festuca pseudovina*, 9. *Artemisia santonicum*, 10. *Bromus mollis*, 11. *Scorzonera cana*, 12. *Erophila verna*, 13. *Cruciata ciliata*, 14. *Veronica prostrata*, 15. *Potentilla neglecta*, 16. *Fragaria viridis*, 17. *Alopecurus pratensis*, 18. *Galium verum*, 19. *Poa angustifolia*, 20. *Carex stenophylla*, 21. *Festuca rupicola*, 22. *Convolvulus arvensis*, 23. *Potentilla anserina*, 24. *Elymus repens*, 25. *Eryngium campestre*, 26. *Achillea setacea*, 27. *Koeleria glauca*

Mozgó-ablakos elemzés

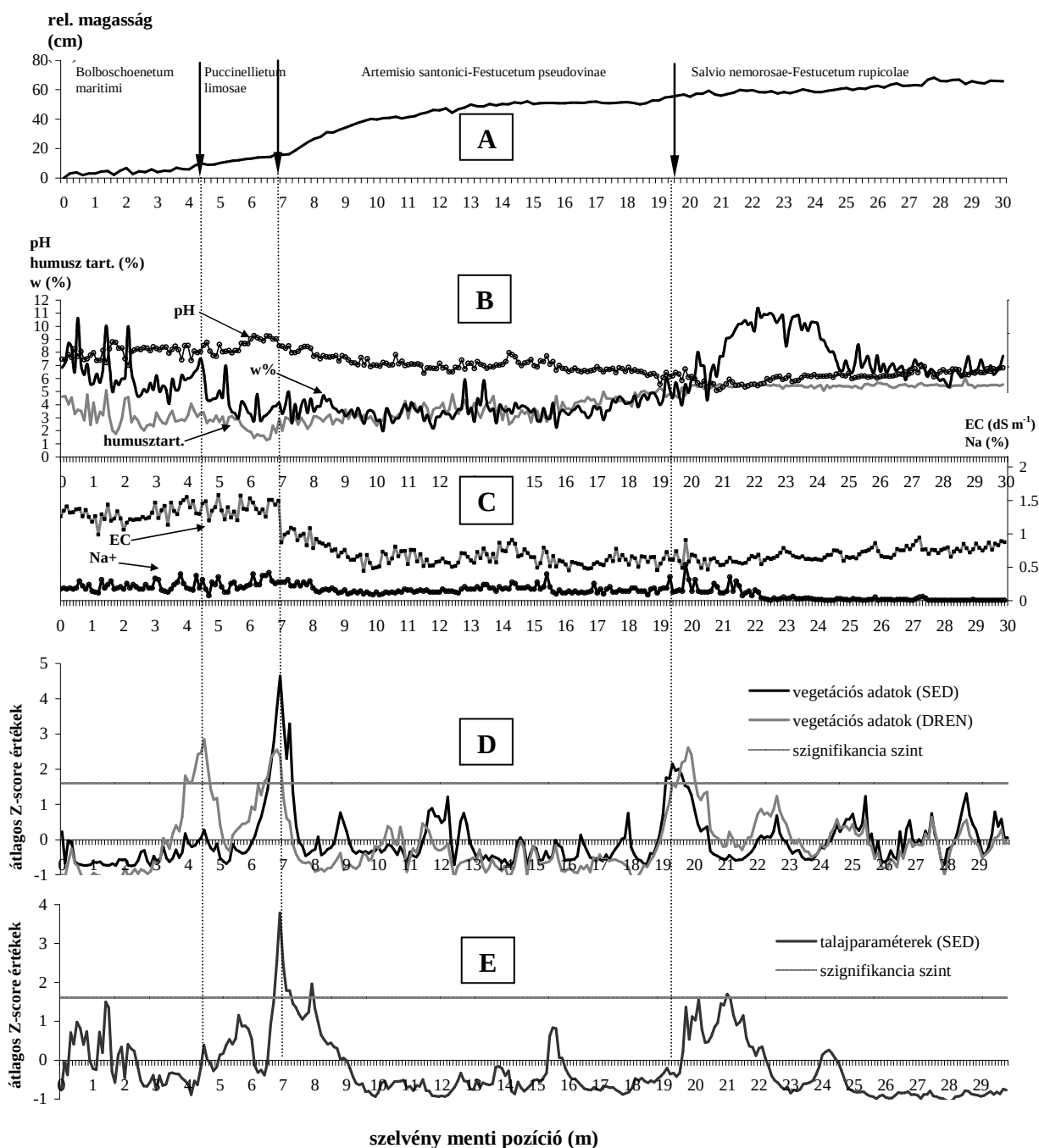
a., A 2002. májusi felvételek elemzése

Az elemzéshez a 2002. májusi felvételek mozgó-ablakos elemzését egy külön ábrán (5.11.D.) is ábrázolom, a talajparaméterek elemzésével együtt. Az összes (5 db) felvétel mozgó ablakos elemzését később, a szezonális dinamikát leíró részben ismertetem.

A 2002. májusi felvételeken a határok éles vonalaknak látszanak a növénytársulás foltok között mind a vizuális megfigyelés, mind a mozgó-ablakos elemzés alapján (5.11.A, D ábra.), míg a talajparaméterek mozgó-ablakos elemzésekor több kettős csúcs is létrejön, ami a szakaszok közti szélesebb határt jelez (5.11. E. ábra). A mozgó-ablakos elemzés csúcsai (mind a vegetációs mind a talajadatok esetében) elég nagy pontossággal esnek egybe a társulásfoltok három vizuálisan megállapított határával. (5.11. A, D, E ábrák).

Az első határnál – *Bolboschoenetum maritimi* és *Puccinellietum limosae* között – szignifikáns csúcsot csak a DREN függvény mutatott (5.11. D. ábra.). Mivel a DREN sokkal érzékenyebb a fajösszetételben bekövetkező változásokra, mint a SED függvény, ebből következik, hogy ennél a pontnál a fajösszetételben nagyobb változás következett be, mint a fajpopulációk abundanciájában (5.11. D. ábra) a társulásokat alkotó kevés fajnak köszönhetően (4-5 faj társulásonként). Ennél a határnál a talajparaméterek mozgó-ablakos elemzése nem mutatott szignifikáns határt, mert csak a talaj nedvességtartalma és a humusztartalom változott nagyobb mértékben, a sótartalom nem nagyon változott, bár elég nagy a változékonysága ezen a szakaszon. (5.11. B, C ábra).

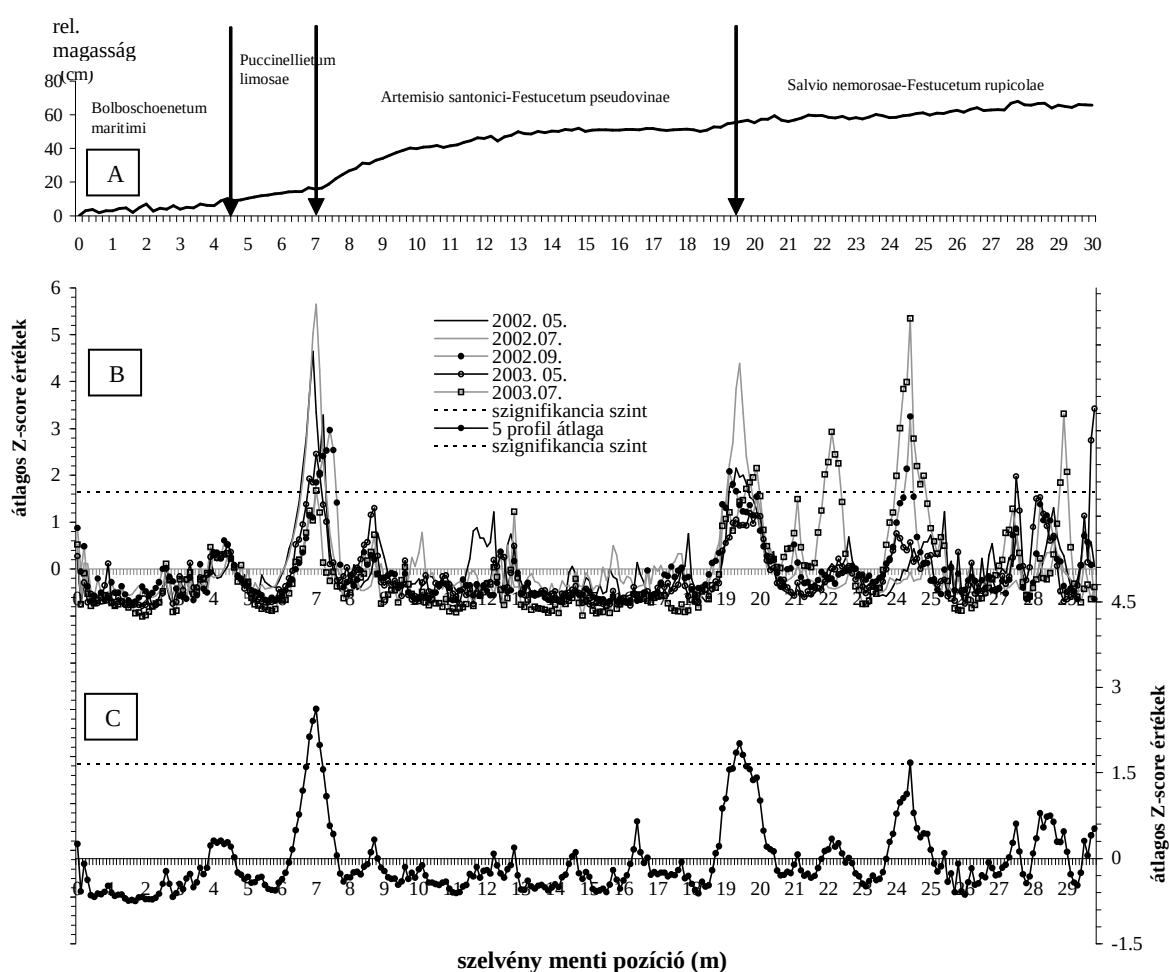
A második határvonalnál – *Puccinellietum limosae* és *Artemisio-Festucetum pseudovinae* között – a mozgó-ablakos elemzés mind fajösszetételi (DREN), mind abundanciális (SED) szempontból szignifikáns csúcsot mutat a szelvény ugyanazon pontján, és ráadásul ez pontosan egybe is esik a vizuálisan meghatározott társulásfoltok közti határvonallal. A talajparaméterek elemzése szignifikáns kettős csúcsot mutat (7 és 8 méter között), ami egy szélesebb határvonalat jelez. A kettős csúcsnál minden talajparaméter mért értékeiben meredek változás történt, míg a két csúcs között az értékek változása folyamatosnak látszik (5.11. E. ábra) .



5.11. ábra. A: A társulásfoltok térbeli eloszlása a csikópusztai A szelvény mentén és a szelvény relatív magasság profilja. B: A talajparaméterek (pH, nedvességtartalom: w%, humusz-tartalom) változása a szelvény mentén a 2002. májusi felvételek alapján. C: A talajparaméterek (oldható Na koncentráció, EC) változása a szelvény mentén a 2002. májusi felvételek alapján. D: A vegetációs adatok MSW elemzéssel kapott átlagos Z-score profildíagramjai (SED és DREN függvényrel) a 2002 májusi felvételek alapján. E: A talajparaméterek MSW elemzéssel kapott átlagos Z-score profildíagramja (SED függvényrel) a 2002. májusi felvételek alapján.

A harmadik határnál – *Artemisio-Festucetum pseudovinae* és *Salvio-Festucetum rupicolae* között – mindkét függvény szignifikáns csúcsot mutatott a szelvény azonos pontján (19.5 m) (5.11.D. ábra), ami elég pontosan egybeesett a vizuálisan meghatározott

társuláshatárokkal. A talajparaméterek mozgó-ablakos profilján szignifikáns kettős csúcs jelent meg ugyanitt a szelvényben (20 és 21 m között), ami szélesebb határzónát jelez. Ezen a ponton az első csúcsnál (20 m) minden talajparaméter együttesen változik, míg a második csúcsnál (21 m) csak a talajnedvesség értékei emelkednek meredeken, míg a többi paraméter értékei változatlanok maradtak. A nedvességtartalomban bekövetkezett változások kiszélesítik a határt, mivel a nedvességtartalom már a domborzat kis változásaira is érzékeny. A nedvességtartalom növekedéséért ezen a ponton a szelvényben egy kisebb mélyedés a felelős, ahol a csapadék összegyűlhet. Ezt jelzi is a mezofil *Alopecurus pratensis* tömegesebb megjelenése ezen a szakaszon, ami elég szokatlan ebben a társulásban.

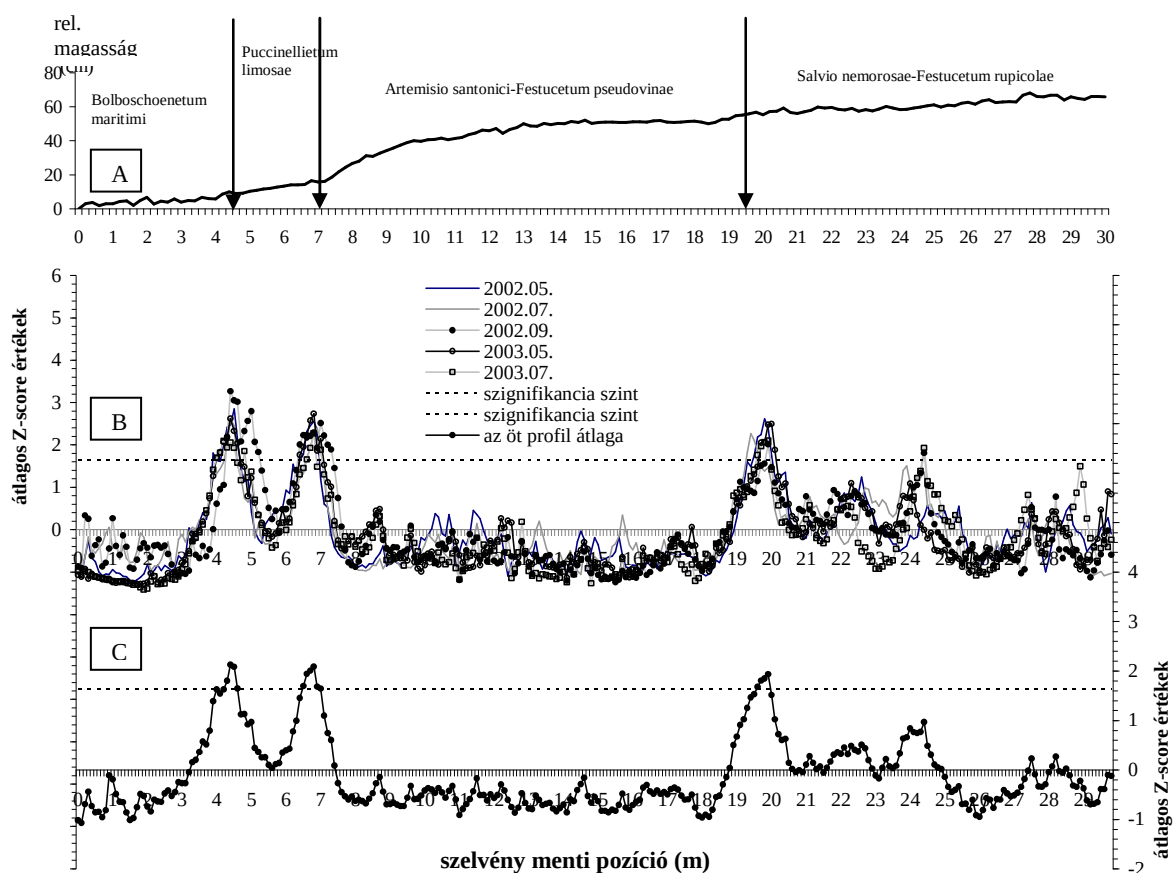


5.12. ábra A: A társulásfoltok elhelyezkedése a csikópusztai A szelvény mentén B: az 5 szezonális mintavételből származó vegetációs adatok átlagos Z-score profildíagramja SED függvényel. C: az 5 szezonális mintavételből származó átlagos Z-score profildíagramok átlaga.

b, A vegetációs határok szezonális dinamikája

A vegetációs adatok esetében a szezonális átlagos Z-score profilok nem mutatnak nagy variabilitást egyik függvény esetében sem (5.12. és 5.13. ábrák). A csúcsok pozíciója pontosan ugyanaz a szelvényben és a szignifikancia szint változása is kismértékű. Nagyobb variabilitás inkább a társulásfoltok belsejében történik.

Minden pozícióban a szezonális átlagos Z-score értékek középértékét vettem mindkét függvény esetében, ezt az 5.12. és 5.13. ábrán mutatom be. Az átlagos Z-score értékek átlagolásával kapott ábrán a SED függvénnyel 2 szignifikáns csúcsot, DREN függvénnyel 3 szignifikáns csúcsot kapunk hasonlóan ahhoz, amit az 5.11. ábrán is láttunk a 2002. májusi felvételek esetében.



5.13. ábra A: A társulásfoltok elhelyezkedése a csikópusztai A szelvény mentén **B:** az 5 szezonális mintavételből származó vegetációs adatok átlagos Z-score profildíagramja DREN függvénnyel. **C:** az 5 szezonális mintavételből származó átlagos Z-score profildíagramok átlaga.

A 2002. májusi talajmintákból mért nedvességtartalom, pH, elektromos vezetőképesség (EC), oldható Na koncentráció és humusztartalom értékeinek változását a szelvény mentén a 5.11. B. és C. ábrákon mutatom be. A pH enyhén savas (6 körüli) volt a löszhát tetején a löszsztyeppi vegetáció alatt, majd a löszhát oldalában – az ürmös pusztai vegetáció alatt – semleges körülívé vált (7 körüli pH érték) és a löszhát lábánál – a mézpázsitos szikfok alatt – erősen lúgos volt (9 körüli pH érték) majd újra csökkent a lúgosság értéke (7-8 közötti pH érték) a szikes mocsári vegetáció alatt. Az oldható Na koncentráció értéke a löszháton elhanyagolható, a löszhát oldalában és lábánál pedig 0.2 és 0.4 % közötti értéken mozog a mikrodomborzattól függően, legmagasabb értékeket a mézpázsitos szikfok vegetáció alatt éri el (0.3-0.4%). Az elektromos vezetőképesség értékei a löszháton és a löszhát oldalában alacsonyak (0.6 - 0.8 dSm⁻¹), a löszhát lábánál (mézpázsitos szikfok) a legmagasabbak az értékei – 1.3 - 1.5 dSm⁻¹ között mozog a mikrodomborzat függvényében – és 1.3 dSm⁻¹-re csökken a szikes mocsári vegetáció alatt. A humusztartalom a legmagasabb a löszháton – 5-6% között ingadozik – a relatív magassággal csökken a löszhát oldalán – 2-4% közötti – és a löszhát lábánál a mézpázsitos szikfok és szikes mocsárvegetáció alatt a legalacsonyabb – 1.6 - 3% között változik. A nedvességtartalom a legmagasabb a löszhát tetején (6-10%), a löszhát oldalában fokozatosan csökken a relatív magasság csökkenésével (3-4% között) és a löszhát lábánál a szikes mocsári vegetáció alatt újból emelkedik az értéke, bár eléggé ingadozó az értékek (6-10% között). A mért talajparaméterek között számított páronkénti korreláció értékei szignifikánsak voltak ($p < 0.01$), kivéve a talajnedvesség és az oldható Na koncentráció valamint a talajnedvesség és az elektromos vezetőképesség között, ami azt jelzi, hogy a szikes gyepeken az abiotikus tényezők összefüggésrendszere egyszerűen átlátható. Az elsődleges, és alapvetően az összes többi befolyásoló tényező a relatív magasság, amely mentén két szakaszt lehet elkülöníteni: az időszakosan vízborította mélyebb szakasz (a talajnedvesség által szintén erősen befolyásolt), melyet a *Bolboschoenetum maritimi* borít, és a magasabb száraz szikes szakasz, mely az *Artemisio-Festucetum pseudovinae*-vel kezdődik. A *Puccinellietum limosae*-t csak időnként borítja víz.

A másodlagosan meghatározó faktorok a talaj sótartalma, pH-ja és az oldható Na koncentrációja, melyek egymással szorosan korrelálnak ebben a szolonyec talajban, és értékeik minimuma a *Salvio-Festucetum rupicolae* társulás területén van, értékeik maximumot érnék el a *Puccinellietum limosae* társulás alatt, és közepes értékeket a *Bolboschoenetum maritimi* társulás alatt. A humusztartalmat a talaj sótartalma limitálja,

következésképpen a minimumot a *Puccinellietum limosae* társulásnál éri el a maximumot pedig a szelvény legmagasabb részein a *Salvio-Festucetum rupicolae* társulásnál. (5.11.B. ábra).

5.6. táblázat A mért talajparaméterek között páronként számított Pearson-korrelációs koefficiensek értékei (n=300)

	pH	Humusz tartalom	w%	Oldható Na koncentráció	EC
Relatív magasság	-0.84**	0.759**	0.241**	-0.614**	-0.829**
pH	-	-0.878**	-0.476**	0.584**	0.785**
Humusztartalom		-	0.637**	-0.645**	-0.531**
W%			-	-0.392	0.007
Oldható Na koncentráció				-	0.463**
EC					-

** Korreláció szignifikáns p= 0.01 szinten (2 oldalas).

A faktor analízis eredményei azt mutatták, hogy az mozgó-ablakos elemzéssel lehatárolt négy szakaszon belül a korrelációs koefficiens értékei szignifikánsak ($p < 0.01$) voltak a talajparaméterek és a növénypopulációk borításértékei között. Vagyis az abiotikus tényezők erősen befolyásolják a fajösszetételt.

5.7. táblázat. Pearson korrelációs koefficiensek értékei a mért talajparaméterek és a növénypopulációk faktoranalízissel számított első faktorai között a szelvény négy szakaszára.

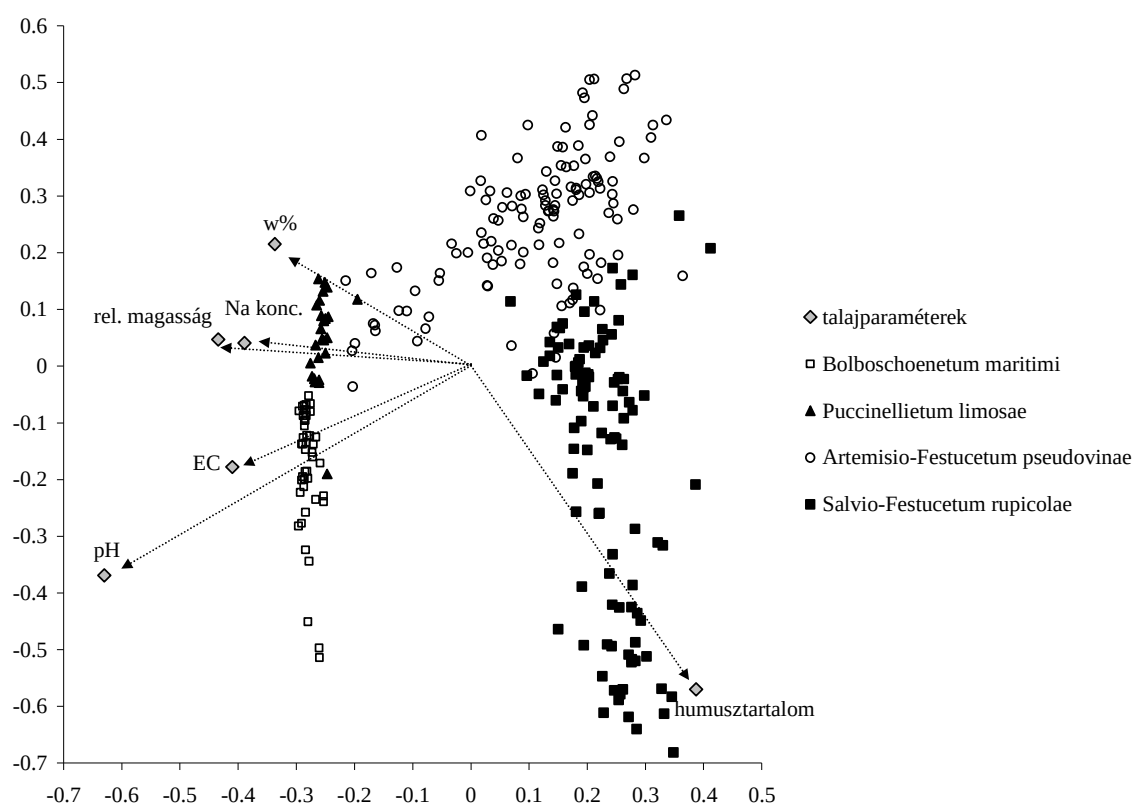
	1. szakasz <i>(Bolboschoenetum maritimi)</i>	2. szakasz <i>(Puccinellietum limosae)</i>	3. szakasz <i>(Artemisio-Festucetum pseudovinae)</i>	4. szakasz <i>(Salvio-Festucetum rupicolae)</i>
Korrelációs koefficiens (r)	0.399	0.437	0.246	-0.659
Szignifikancia szint (p)	0.01	0.01	0.01	0.01

Kanonikus korrespondencia analízis

A populációk soronkénti borítás értékei és a talajparaméterek kanonikus korrespondencia elemzéséből származó pontfelhőben (5.14. ábra) a négy vegetációfoltnak megfelelő négy csoportot el lehet különíteni, de nem válnak el egymástól élesen, a pontfelhők minden esetben kis mértékben átfednek egymással. A patkó effektus jól kivehető, ami az

abiotikus tényezők gradiensére utal. A csoportokon belül a kvadrátok lazán kapcsolódnak egymáshoz, és a csoportok az ordinációs térben diffúz pont-csoportokon keresztül kapcsolódnak egymáshoz. Ezek az átmeneti pontcsoportok a mozgó-ablakos elemzéssel detektált csúcsoknak felelnek meg a valós térben.

Elsősorban a relatív magasság, a nedvességtartalom, az oldható Na koncentráció, másodsorban a vezetőképesség és a pH felelős a pontok szóródásáért az első tengely mentén. A második tengely variációjáért a humusztartalom a felelős.



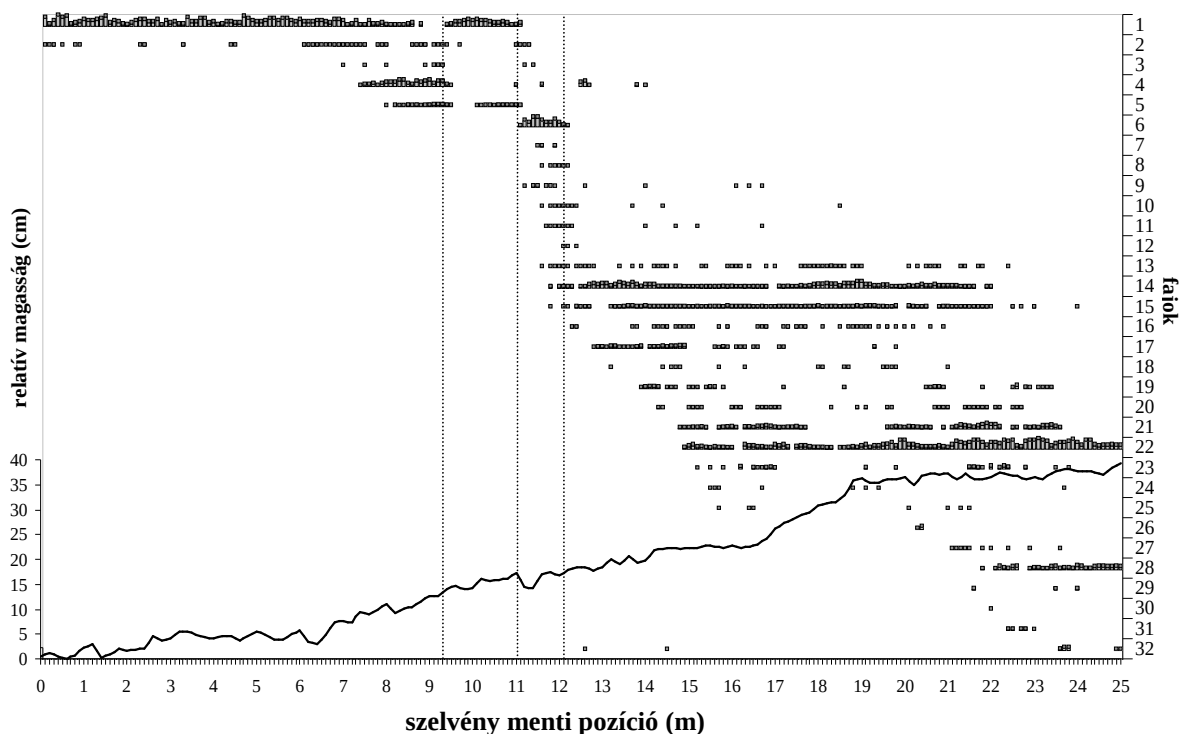
5.14. ábra. A szelvény 10 cm-es soraiból származó százalékos borításértékek és talajparaméterek értékeinek CCA ordinációs biplot ábrája. A társulások alapja az ábrán az MSW elemzés. A talajparamétereket ◇-ok jelölik.

5.2.2. A csikópusztai „B” szelvény

A populációk eloszlása a szelvény mentén

32 növénypopuláció fordult elő a szelvény mentén, a lokális frekvenciáik eloszlását az 5.15. ábra mutatja. A populációk négy csoportjainak – melyek megfeleltethetőek a négy társulás vegetációfoltjának - elkülönülése az első három csoport esetében éles, míg a harmadik és negyedik között nem annyira éles. Itt a fajok térbeli elterjedése nagyobb

mértékben fed át, mint az első, második és harmadik folt között. Érdekes, hogy a negyedik vegetációfolton (*Salvio-Festucetum rupicolae*) belül van egy folyamatos fajcsere a dombozati viszonyok folyamatos változásával.



5.15. ábra A növénypopulációk kvadrátonkénti borításának térbeli eloszlása a csikópusztai B szelvény mentén. Az oszlopok magassága arányos a növényfajok százalékos borítás értékével. A szaggatott függőleges vonalak a vegetációs határokat jelölik az MSW analízis alapján. Az ábrán a domborzat relatív magassági profilját is ábrázolom. A növényfajokat számokkal jelöltem:

1. *Puccinellia limosa*, 2. *Plantago maritima*, 3. *Matricaria chamomilla*, 4. *Festuca pseudovina*, 5. *Camphorosma annua*, 6. *Artemisia santonicum*, 7. *Scorzonera cana*, 8. *Cerastium dubium*, 9. *Bromus mollis*, 10. *Erophila verna*, 11. *Veronica prostrata*, 12. *Alopecurus pratensis*, 13. *Cruciata pedemontana*, 14. *Elymus repens*, 15. *Carex stenophylla*, 16. *Myosotis stricta*, 17. *Poa angustifolia*, 18. *Valerianella locusta*, 19. *Galium verum*, 20. *Achillea setacea*, 21. *Thymus glabrescens*, 22. *Festuca rupicola*, 23. *Koeleria cristata*, 24. *Euphorbia segeriana*, 25. *Vicia angustifolia*, 26. *Artemisia campestris*, 27. *Convolvulus arvensis*, 28. *Fragaria viridis*, 29. *Plantago media*, 30. *Medicago minima*, 31. *Plantago lanceolata*, 32. *Potentilla neglecta*

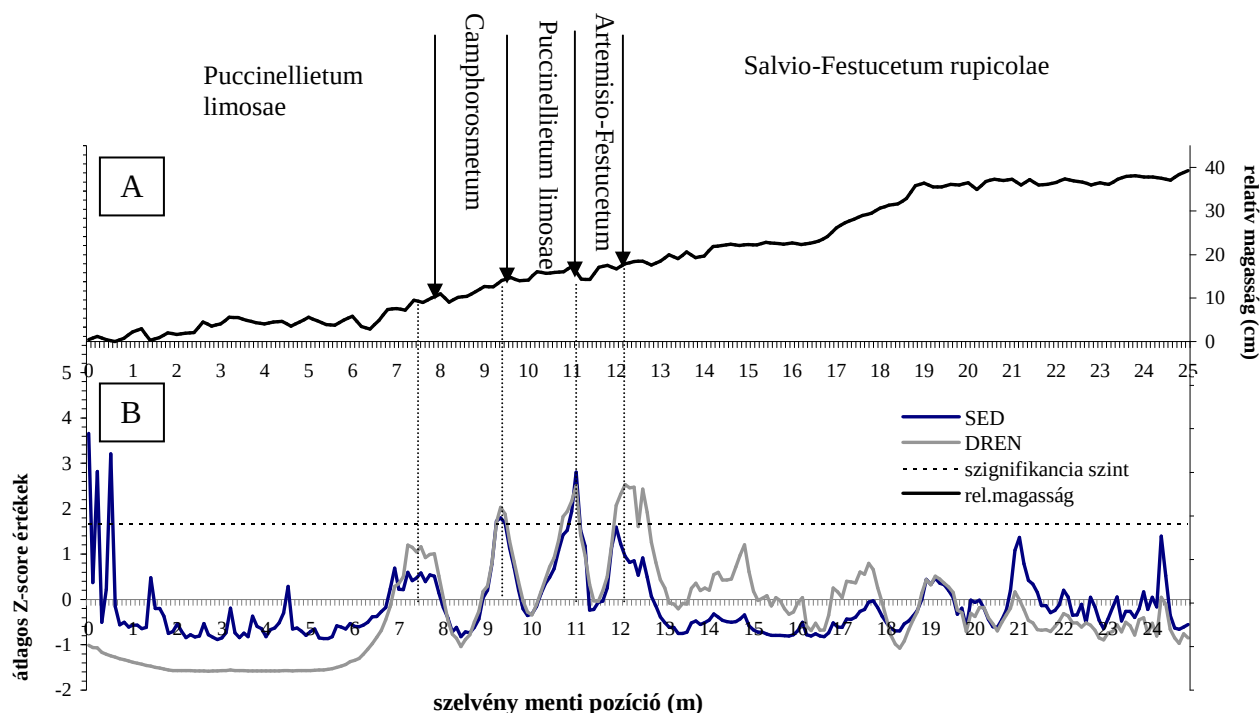
Mozgó-ablakos elemzés

A vegetációs adatok mozgó-ablakos elemzése (5.16. ábra) az átlagos Z-score profilon három szignifikáns ($p < 0.5$) és egy nem szignifikáns csúcsot mutat a DREN függvény alkalmazásával. A SED függvénnyel két szignifikáns ($p < 0.5$) és két nem szignifikáns csúcsot találunk. A csúcsok szelvény menti pozíciója mind a két függvény esetében megegyezik.

A csúcsok közül a 12 m-nél lévő egy kettős csúcs, ami szélesebb határzónára utal. Ez DREN függvénnyel szignifikáns, SED függvénnyel nem szignifikáns, ami arra utal, hogy a

fajcsere nagyobb mértékű, mint a tömegességben bekövetkező változások. A 9.5 és 11 méternél lévő csúcsok élesek és szignifikánsak. A 7.5 méternél lévő nem szignifikáns csúcs szintén egy kettős csúcs, ami szélesebb átmenetet mutat, de mivel itt nagyon kevés fajt találunk az egyes foltokban (1-3 faj) ez a szignifikancia szintet csökkenti.

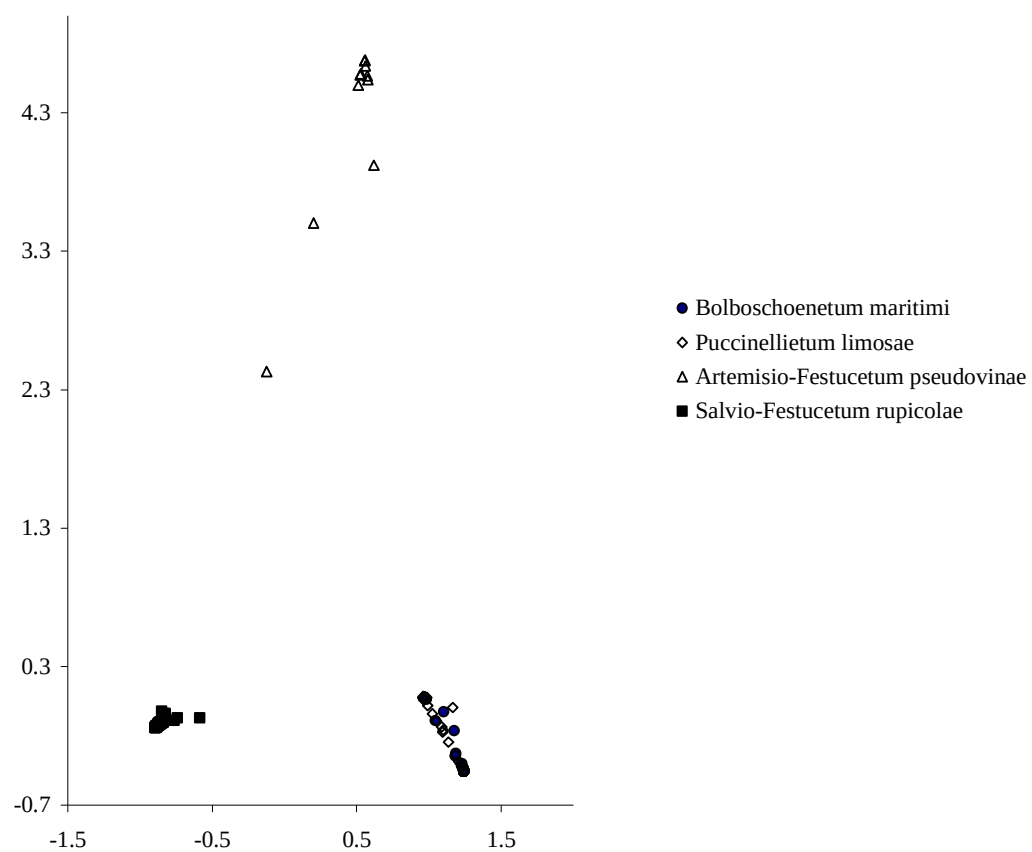
A mozgó-ablakos Z-score profilban megjelenő csúcsok nagyon pontosan megegyeznek a vizuálisan detektált vegetációs határokkal.



5.16. ábra A: A társulásfoltok térbeli eloszlása a csikópusztai B szelvény mentén és a szelvény relatív magasság profilja. **B:** A vegetációs adatok MSW elemzéssel (SED és DREN függvényekkel) kapott átlagos Z-score profilja.

Korrespondencia elemzés

A pontfelhőben három csoportot lehet elkülöníteni, míg a szelvény mentén négy társulás-típus jelenik meg és öt vegetációfolt. A *Puccinellietum limosae* két foltja és a *Camphorosmetum* vegetációfoltja nem különül el egymástól az ordinációs térben, irányítottan és szorosan egymás mellett helyezkednek el a kvadrátokat jelölő pontok. A három pontfelhő élesen elkülönül egymástól, nincs átfedés, a három csoport elhelyezkedése az ordinációs térben kismértékben utal a patkó effektusra, mely a grádienszt jelzi. A csoportokon belül a *Salvio-Festucetum rupicolae* csoportjában a kvadrátok szorosan kapcsolódnak egymáshoz a másik két csoportban a pontok diffúzabban és irányítottan helyezkednek el.

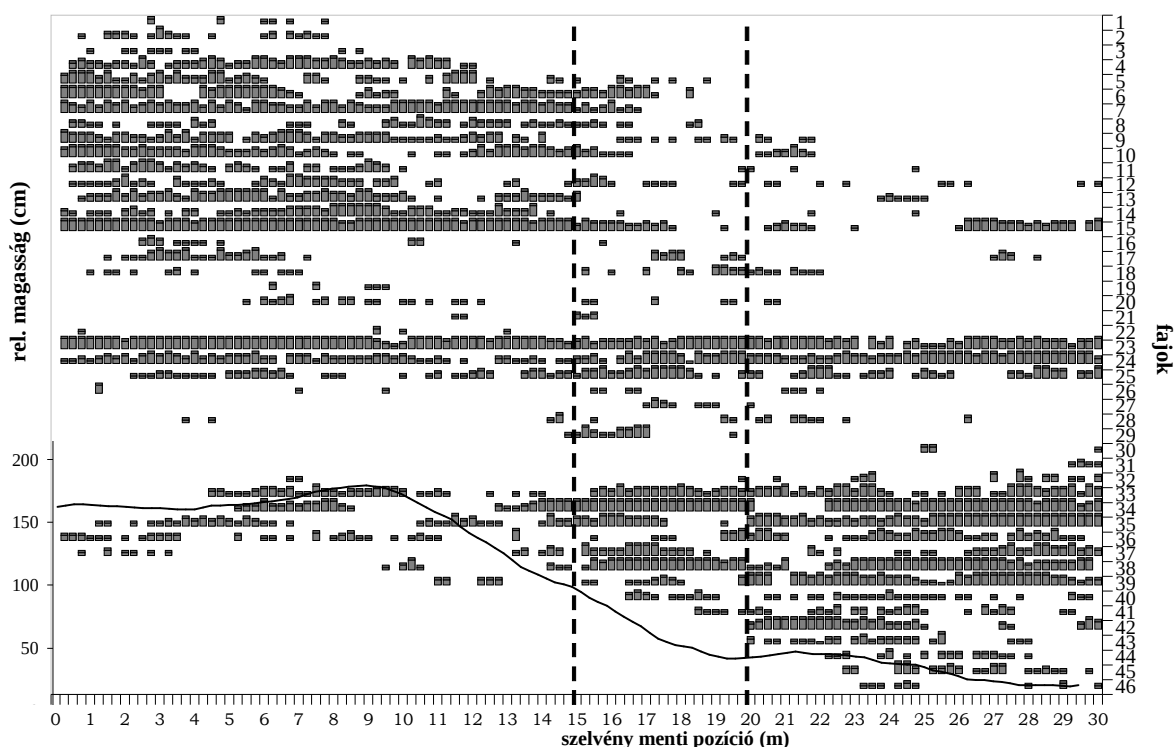


5.17. ábra. A csikópusztai B szelvény kvadrátjainak CA elemzése. A társulásfoltok jelölésének alapja az ábrán az MSW elemzés.

5.3. Felső-Bugaci legelő

A populációk térbeli eloszlása a szelvény mentén

A populációk szelvény menti térbeli eloszlásának bemutatására a 2004. májusi felvételeket használtam fel. A szelvény mentén 52 populáció egyedei fordultak elő, hat nagyon kis gyakoriságú fajt nem tüntettem fel az ábrán jobb áttekinthetőség érdekében. A szelvény mentén egy sorban elhelyezkedő mikrovadrátok (4 db) prezencia adatait összeadtam, így kaptam meg a növénypopulációk lokális frekvenciáit, melyeket az 5.18. ábra tartalmaz.



5.18. ábra. A növénypopulációk lokális frekvenciáinak térbeli eloszlása a szelvény mentén a 2004. májusi felvételek alapján. Az oszlopok magassága arányos a lokális frekvencia értékekkel. A szaggatott függőleges vonalak 15 és 19.75 méternél az átmeneti zónát jelölik az MSW analízis alapján. Az ábrán a homokbucka relatív magassági profilját is ábrázolom. A populációk fajneveit az ábra jobb oldalán számok jelölik:

1. *Secale sylvestre*, 2. *Silene conica*, 3. *Poa bulbosa*, 4. *Bromus squarrosus*, 5. *Tortula ruralis*, 6. *Cladonia furcata* ssp. *furcata*, 7. *Cynodon dactylon*, 8. *Cladonia foliacea*, 9. *Colchicum arenarium*, 10. *Falcaria vulgaris*, 11. *Myosotis stricta*, 12. *Arenaria serpyllifolia*, 13. *Cerastium semidecandrum* L., 14. *Medicago minima*, 15. *Festuca pseudovina*, 16. *Kochia laniflora*, 17. *Veronica arvensis*, 18. *Stipa capillata*, 19. *Erodium cicutarium*, 20. *Eryngium campestre*, 21. *Festuca vaginata*, 22. *Cladonia magyarica*, 23. *Carex stenophylla*, 24. *Calamagrostis epigeios*, 25. *Potentilla arenaria*, 26. *Equisetum ramosissimum*, 27. *Elymus repens*, 28. *Silene otites*, 29. *Veronica prostrata*, 30. *Ononis spinosa*, 31. *Schoenus nigricans*, 32. *Verbascum lychnitis*, 33. *Carex liparocarpos*, 34. *Galium verum*, 35. *Euphorbia cyparissias*, 36. *Poa angustifolia*, 37. *Koeleria glauca*, 38. *Achillea pannonica*, 39. *Thymus pannonicus*, 40. *Saxifraga tridactylites*, 41. *Trifolium montanum*, 42. *Teucrium chamaedrys*, 43. *Trinia ramosissima*, 44. *Melandrium album*, 45. *Scirpus holoschoenus*, 46. *Scabiosa ochroleuca*.

A populációkat két nagyobb csoportra lehet osztani a két elkülönülő növénytársulás foltjának megfelelően. Azonban a csoportok elkülönítése nem éles, mivel néhány faj térbeli eloszlása a két foltban átfed annak ellenére, hogy előfordulásaik súlypontja az egyik vagy másik foltba köti őket.

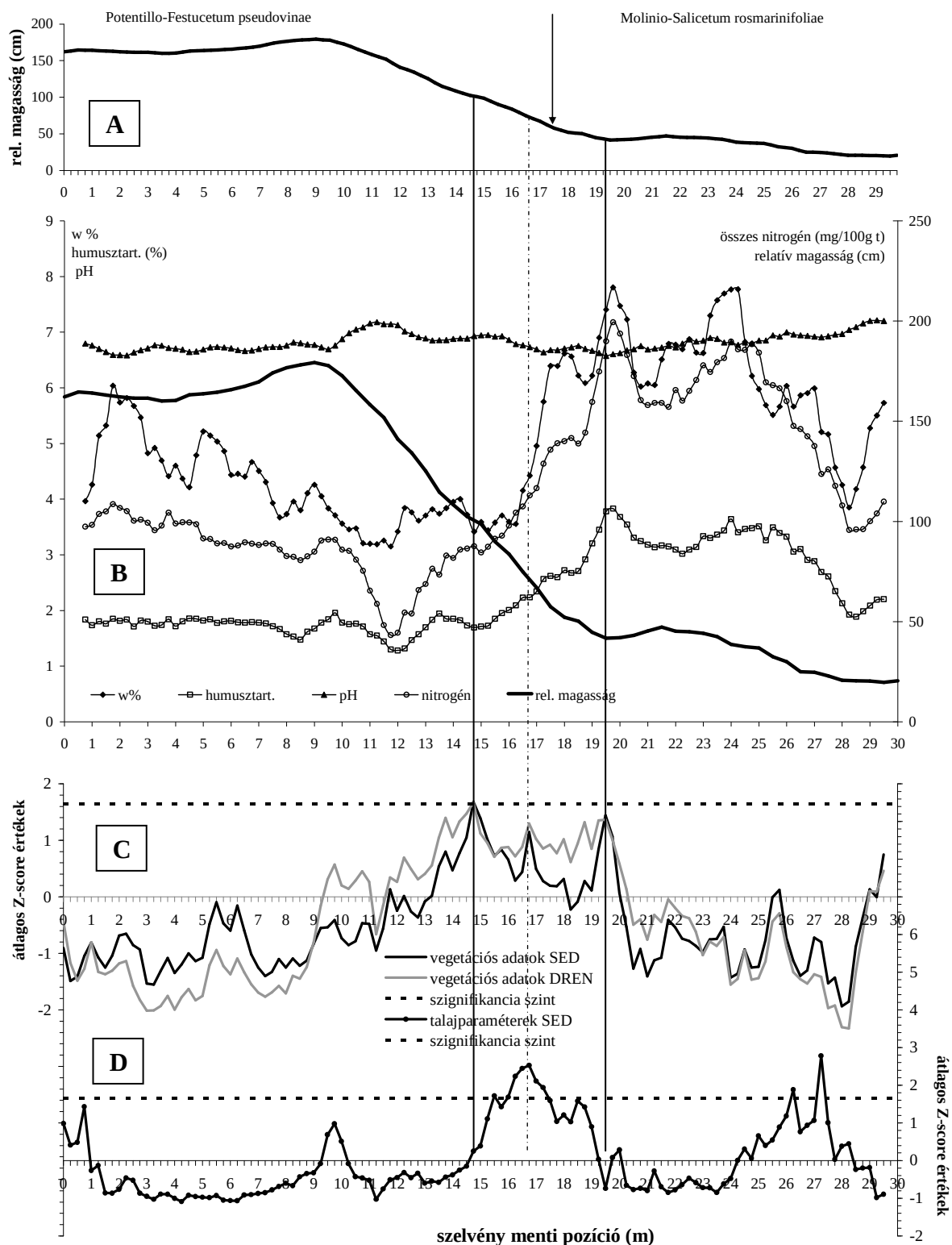
Mozgó-ablakos elemzés

a., A 2004. májusi felvételek elemzése

Az elemzéshez a 2004. májusi felvételek mozgó-ablakos elemzését egy külön ábrán (5.19. ábra) is ábrázolom, a talajparaméterek elemzésével együtt. Az összes (9 db) felvétel mozgó-ablakos elemzését később, a szezonális dinamikát leíró részben ismertetem.

A 2004. májusi felvételek átlagos Z-score profilján (5.19. C. ábra) három relatíve éles csúcs jelenik meg a buckaoldalban 15 m, 17 m 19.75 m-nél mindkét függvénnyel elvégzett számítások után. A 15 méternél lévő csúcs szignifikáns $p < 0.05$ hibavalószínűségi szinten, a 19.75 méternél lévő csak $p < 0.1$ hibavalószínűségi szinten szignifikáns. A köztük lévő alacsonyabb csúcs (17 m-nél) nem szignifikáns. Ezek a csúcsok szintén összeolvadnak, a két szignifikáns csúcs a dupla csúcsnak tekinthető, mely határzónát jelez. A társulásfoltok közti vizuálisan meghatározott határ a mozgó-ablakos elemzéssel meghatározott határzóna közepére esik.

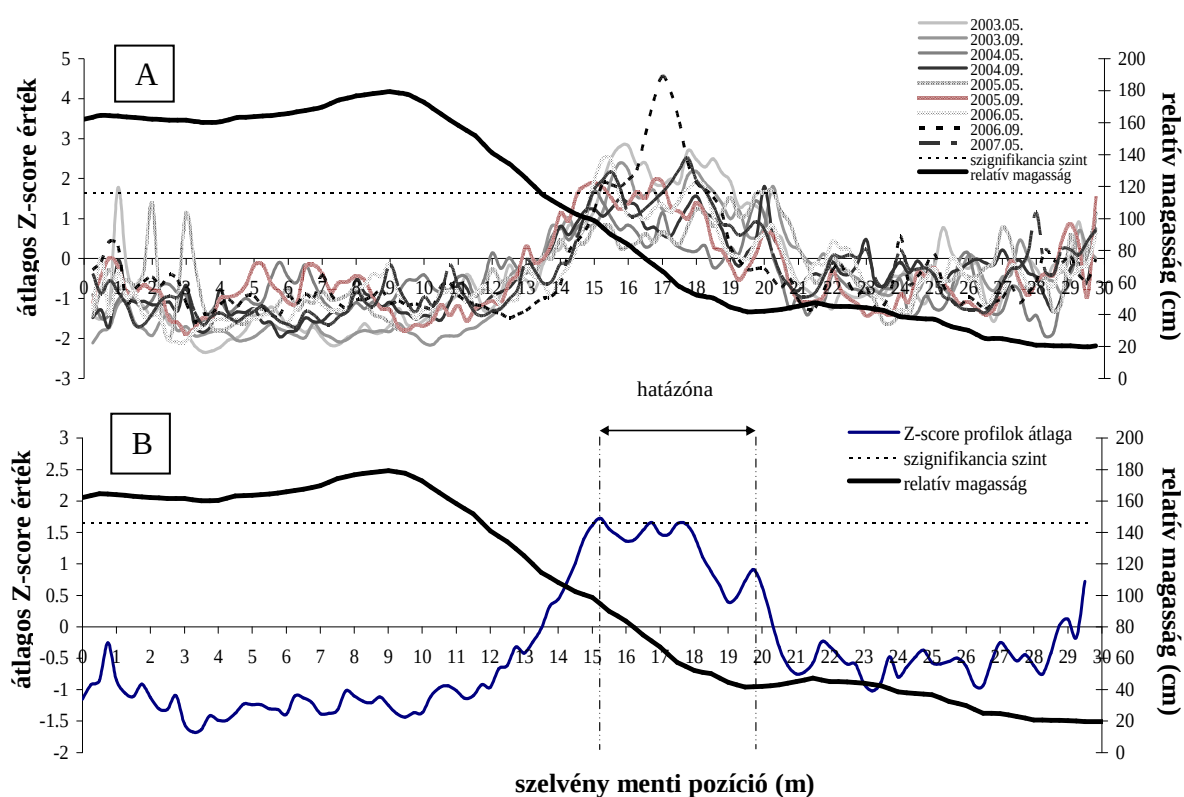
A 2004-es mintavétel talajparamétereinek átlagos Z-score profilja (5.19.D) két markáns szignifikáns csúcsot mutat ($p < 0.05$). Az első a bucka lábánál (17 m) található és pontosan a vegetációs Z-score profildiaagramon látható dupla csúcs közepére esik, vagyis a vegetációs átmeneti zóna közepére. A másik szignifikáns csúcs a buckaközben található a szelvény szélén (26.5 m).



5.19. ábra. A: A társulások térbeli eloszlása a bugaci szelvény mentén és a szelvény relatív magasságprofilja B: A mért talajparaméterek értékeinek változása a 2004. májusi felvételekben C: A 2004. májusi vegetációs adatok átlagos Z-score profilja SED és DREN függvénnyel D: A 2004. májusi talajparaméterek adatainak átlagos Z-score profilja SED függvénnyel. Függőleges folytonos vonalak közötti rész az ábrán a határzónát jelöli, a függőleges szaggatott vonal a talajparaméterek Z-score profiljának maximumát jelöli.

b., A határzóna szezonális dinamikája

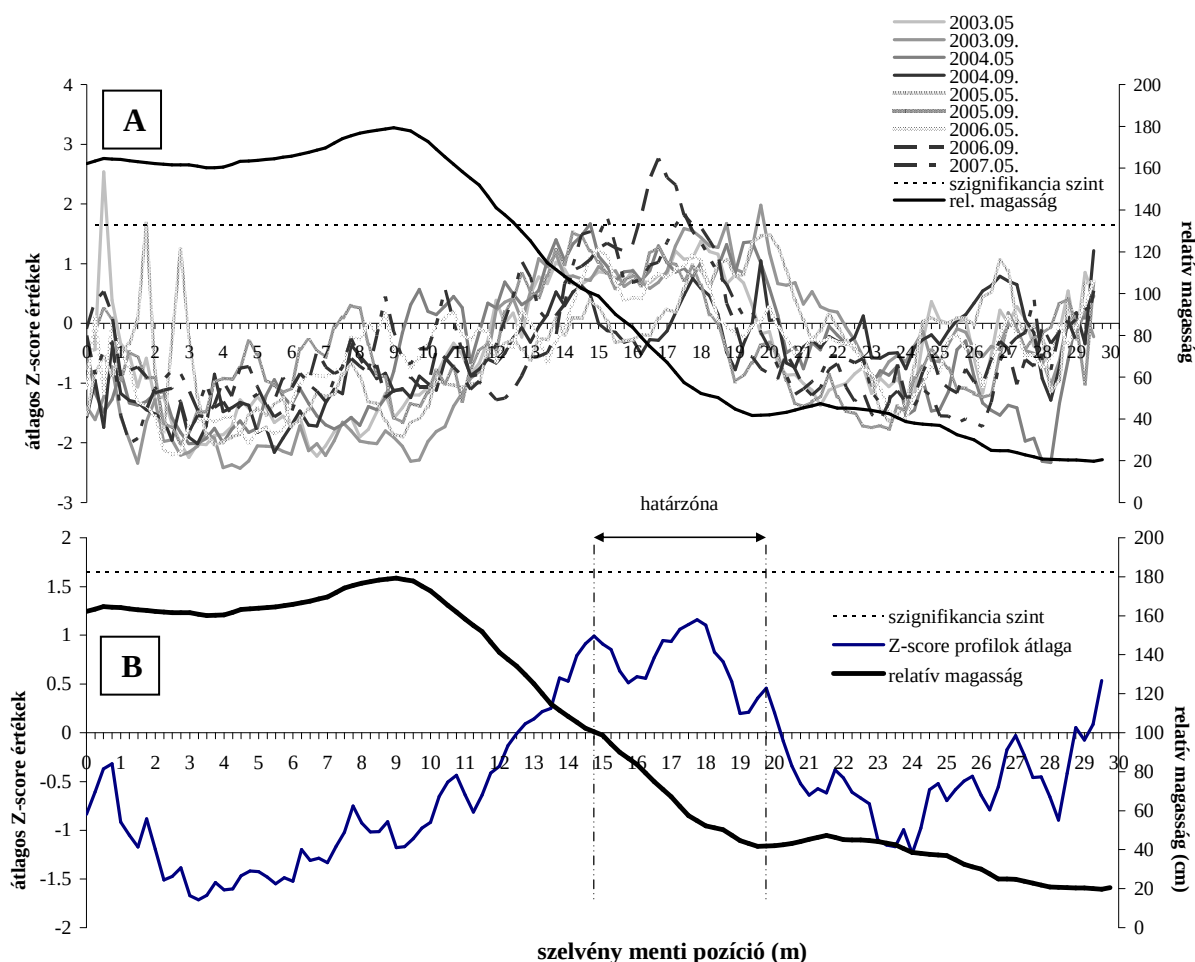
A vegetációs adatok esetében a szezonális átlagos Z-score profilok nagyon változatos képet mutatnak mindkét függvény esetében (5.20. A. és 5.21.A. ábra). A két társulás foltjai jól elkülönülnek a buckatetőn és a buckaközben, ahol az átlagos Z-score értéke 0 körüli vagy 0-nál kisebb. A buckaoldalban azonban több csúcs is megjelenik a 15 és 20 m közötti szakaszon. A csúcsok szelvény menti pozíciója és magassága szezonálisan változik, de a legtöbb esetben a csúcsok 15, 18 és 20 m-nél jelentkeznek. Ezenkívül, a csúcsok szignifikanciája is szezonálisan változó lehet. A DREN függvény esetében legtöbbször nem érik el a szignifikancia szintet a csúcsok, míg a SED függvény magasabb csúcsokat ad.



5. 20. ábra A: A 9 szezonális mintavételből származó vegetációs adatok átlagos Z-score profildiagramja SED függvénnyel a bugaci szelvényben. **B:** a 9 szezonális mintavételből származó átlagos Z-score profildiagramok átlaga. A függőleges szaggatott vonalak a B ábrán a határzónát jelölik.

A szezonális adatok nagy variabilitása miatt minden pozícióban a szezonális átlagos Z-score értékek középértékét vettem mindkét függvény esetében, ezt az 5.20.B. és 5.21.B. ábrán mutatom be. Az átlagos Z-score értékek átlagolásával kapott ábrán a SED függvénnyel 3 szignifikáns csúcsot találunk ($p < 0.05$) 15, 17 és 18 méternél és egy alacsonyabb, nem szignifikáns csúcsot 19.75 méternél. Ez a négy csúcs annyira közel helyezkedik el

egymáshoz, hogy össze is olvadnak ezen az öt méteres szakaszon 15 m és 19.75 m között (az átmeneti zónában a Z-értékek rendre elég magasak), és nem lehet őket független határoknak tekinteni. Ez a szakasz nagy inhomogenitással rendelkezik a szelvény egészéhez viszonyítva. Az összeolvadó csúcsokat egy szélesebb határzónának kell tekinteni és nem több határvonalnak. Az átlagos Z-score értékek átlagolásával kapott ábrán a DREN függvénnyel szintén 3 szignifikáns csúcsot találunk a szelvény ugyanazon pontjain (15, 18 és 19.75 méternél) mint a SED függvénnyel, de ezek egyike sem szignifikáns ($p < 0.05$). A három csúcs itt is összeolvad, mint a SED függvény esetében és szélesebb határzónának tekinthető.



5.21. ábra A: A 9 szezonális mintavételből származó vegetációs adatok átlagos Z-score profildíagramja DREN függvénnyel a bugaci szelvényben. **B:** a 9 szezonális mintavételből származó átlagos Z-score profildíagramok átlaga. A függőleges szaggatott vonalak a B ábrán a határzónát jelölik.

Talajtulajdonságok

A mért talajparaméterek (talajnedvesség, humusztartalom, összes nitrogéntartalom és pH) változását a relatív magasságviszonyok függvényében az 5.19.B. ábra tartalmazza.

A talaj nedvességtartalma alacsony, értéke 4% és 10% között változik a szelvény mentén, ami a homoktalajokra jellemző érték (Stefanovits és mtsai. 1999 pp. 250-251). A humusz és összes nitrogén-tartalom az irodalmi adatokhoz képest (Stefanovits és mtsai. 1999 pp. 250-251) kissé alacsonyabb; a humusztartalom 2% és 4% között, az összes nitrogén-tartalom pedig 100 és 199 mg/100g talaj között változik a szelvény mentén. A pH 6.6 és 7.2 közötti értékeket mutat.

A humusz- és nitrogéntartalom a buckatetőn alacsony és folyamatosan emelkedik a buckaoldal mentén, végül a maximumot a buckaközben éri el, a szelvény legalacsonyabb szakaszán. A talaj nedvességtartalom változásának trendje is hasonlóan alakult, kivéve, hogy az értékek sokkal nagyobb fluktuációt mutatnak az egész szelvény mentén. A pH értékei nagy változásokat nem mutatnak a szelvény mentén, és értékei nem korrelálnak sem a relatív magassággal sem a többi talajparaméter változásával. Egy átlagérték körül fluktuál, és a buckaközben ez a fluktuáció is lecsökken.

A mért talajparaméterek egymástól való függésének mérésére köztük páronként kiszámoltam a Pearson-korrelációs koeficiens értékeit (5.8.táblázat).

5.8. táblázat Páronkénti Pearson-korrelációs koeficiens értékei a mért talajparaméterek között (n=120)

	Humusztartalom	pH	Összes nitrogén-tartalom	w%
Relatív magasság	-0.720 ***	-0.190 *	-0.680 ***	-0.510 ***
Humusztartalom	-	-0.210 **	0.930 ***	0.687 ***
pH		-	-0.320 ***	-0.230 *
Összes nitrogén tartalom			-	0.730 ***

*** Korreláció szignifikáns p=0.001 szinten (2-oldalas)

** Korreláció szignifikáns p=0.01 szinten (2-oldalas)

* Korreláció szignifikáns p=0.05 szinten (2-oldalas)

A relatív magasság bizonyult a legfontosabb meghatározó tényezőnek, amiktől függ az összes többi talajparaméter, ezért van statisztikailag szignifikáns összefüggés minden változó pár között. A magasságtól elsősorban a talaj nedvességtartalma függ, a buckatető talaja szárazabb, a buckaközé nedvesebb, a lejtőn pedig folyamatosan nő a nedvességtartalom a magassággal. A talaj nedvességtartalma befolyásolja a humusztartalmat, mivel a szelvény alacsonyabb és nedvesebb részein nagyobb a biomassza mennyisége, amiből nagyobb mennyiségű humusz keletkezik. A humusztartalom és az összes nitrogéntartalom közötti

kapcsolat szoros, a nitrogén-tartalom a humusztartalom része, a humusztartalomtól kiszámolható. A pH pedig a humusztartalomtól függ, a szerves anyag növekedésével csökken az értéke. Vagyis a ható tényezők egymástól való függése a következő: relatív magasság > talajnedvesség > humusztartalom > nitrogén-tartalom > pH.

A talajparaméterek szelvénymenti változását összevetettem a vegetációs adatok és a talajparaméterek átlagos Z-score profiljaival az 5.19. C és D ábrán. A legnagyobb változást a vegetációban a buckaoldalban találjuk (az első szignifikáns csúcsnál a diagramon), ahol a talajparaméterek is intenzíven és folyamatosan változnak. A második szignifikáns csúcs már a buckaközben található, ahol a talajnedvesség, humusztartalom, és össznitrogén-tartalom értékei is maximumot érnek el, míg a pH-nak ugyanitt minimuma van. A talajparaméterek és a vegetációs adatok átlagos Z-score profildíagramjai között kevés az egybeesés. A talajparaméterek legmagasabb szignifikáns csúcsa a vegetációs adatok kettős csúcsai közti szakasz közepére esik, vagyis pontosan a vegetációs átmeneti zóna közepére (5.19. C. ábra) és ezen a szakaszon a legmeredekebb a talajparaméterek együttes változása is (5.19. B. ábra).

Az MSW elemzés alapján a szelvény vegetációját 3 szakaszra tagolhatjuk: buckatető vegetációja (0-15 m), vegetációs átmeneti zóna (15-19.75 m), buckaköz vegetációja (19.75-30 m). A mért talajparaméterek és a növénypopulációk lokális frekvenciáiból faktorelemzéssel számított első faktorok közötti korrelációs koefficiens számítottam ki a fenti három szakaszra (5.9. táblázat).

5.9. táblázat. Pearson-korrelációs koefficiens a mért talajparaméterek első faktora és a növénypopulációk lokális frekvenciáiból számított első faktor között a szelvény három, MSW–vel elkülönített szakasza között.

	1. szakasz (0-15 m) <i>(Potentillo-Festucetum pseudovinae)</i>	2. szakasz (15-19.75 m) <i>(határzóna)</i>	3. szakasz (19.75-30 m) <i>(Molinio-Salicetum rosmarinifoliae)</i>
korrelációs koefficiens (r)	0.374	-0.671	0.29
szignifikancia szint (p)	0.004	0.002	n.s.

A táblázat eredményeiből látható, hogy a korrelációs koefficiens a legnagyobb értéket az átmeneti zónában mutatta ($r = -0.671$, $p=0.002$). A buckatetőn szintén szignifikáns az összefüggés de a korrelációs koefficiens értéke sokkal kisebb, mert az adott szakasz magába

foglalja a bucka felső lejtős szakaszának egy részét is ahol néhány strukturális változás már megfigyelhető a vegetációban. A buckaközben a legkisebb a korrelációs koefficiens értéke, ez statisztikailag nem szignifikáns.

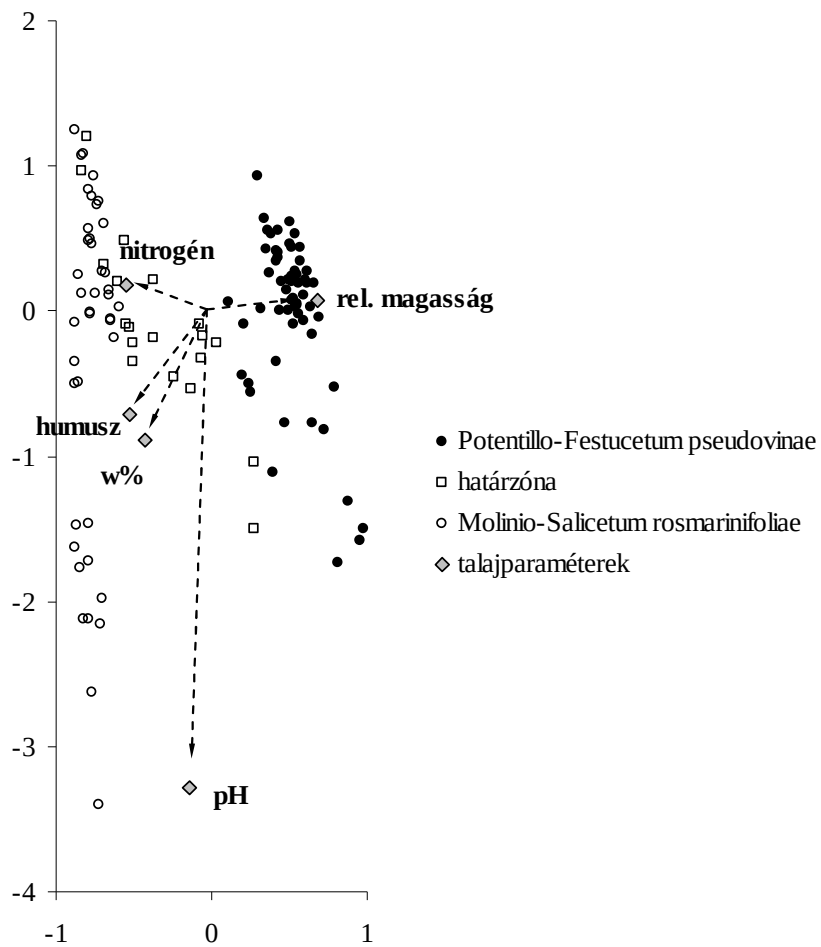
Kanonikus korrespondencia elemzés

A populációk lokális frekvenciáinak és talajparaméterek értékeinek ordinációját (2004. májusi felvételek) kanonikus korrespondencia elemzéssel végeztem (5.22.ábra).

Két nagyobb átfedés nélküli pontcsoport különül el a pontfelhőben. Az egyik csoport a buckatető nagyobb belső homogenitással rendelkező foltját mutatja meg (*Potentillo-Festucetum pseudoviane*), a másik csoport a buckaköz (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*) sokkal inhomogénebb állományára utal. A két csoport az ordinációs térben egy diffúz, elnyúló pont-csoporttal kapcsolódik egymáshoz. Ez a pontsorozat a valós térben meglévő átmeneti zónával azonosítható. Ez az átmeneti pontsorozat megfelel az MSW által detektált dupla csúcsok közti szakasznak is a valós térben. Az átmeneti pontsorozat jobban különbözik a buckatetői társulás állományától, mint a buckaköz vegetációjától.

Főleg a relatív magasság és a teljes nitrogén-tartalom a felelős a pontok szóródásáért az első tengely mentén. A relatív magasság értékei ellentétes módon változnak a gradiens mentén, mint a többi három paraméter (nedvesség, humusztartalom, nitrogén-tartalom) ezért a helyzetük is ellentétes az első tengely mentén.

A talajnedvesség, a humusztartalom és a pH látszik felelősnek a második tengely varianciájáért.



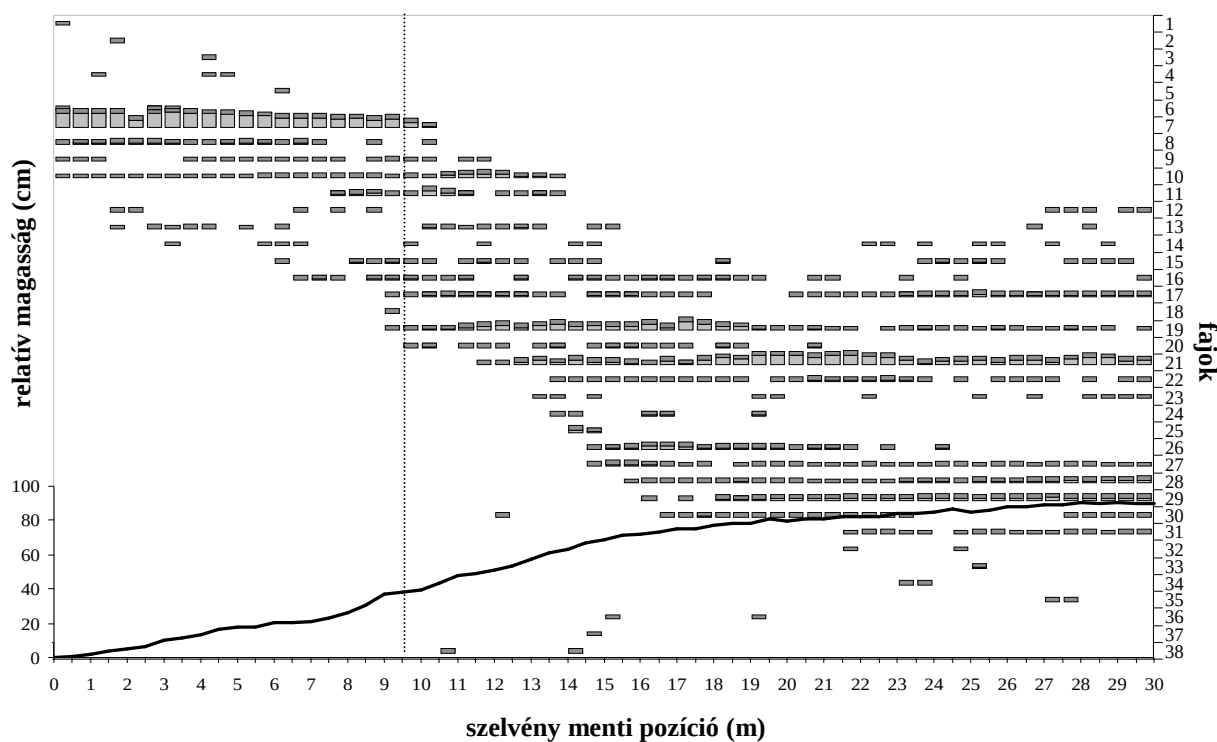
5.22. ábra. A bugaci szelvény 25 cm-es soraiból származó lokális frekvenciák és talajparaméterek értékeinek CCA ordinációjának biplot ábrája. A társulások és a határzóna jelölésének alapja az ábrán az MSW elemzés. A talajparamétereket ◇ -ok jelölik.

5.4. Tanaszi semlyék

5.4.1. A tanaszi „A”-szelvény

A populációk eloszlása a szelvény mentén

38 növénypopuláció fordult elő a szelvény mentén, a lokális frekvenciáik eloszlását a 5.23. ábra mutatja. A populációk nem alkotnak jól elkülöníthető csoportokat, a két társulás foltja nem válik el élesen egymástól a szelvény mentén. A két társulásfolt között a populációk térbeli elterjedése nagymértékben átfed a két folt között és a domborzat enyhe változásával a fajcsere folyamatos.



5.23. ábra A növénypopulációk lokális frekvenciáinak térbeli eloszlása a tanaszi A szelvény mentén. Az oszlopok magassága arányos a növényfajok százalékos borítás értékével. A szaggatott függőleges vonal a vegetációs határt jelöli az MSW analízis alapján. Az ábrán a domborzat relatív magassági profilját is ábrázolom. A populációk fajneveit az ábra jobb oldalán számok jelölik:

1. *Phragmites australis*, 2. *Polygala comosa*, 3. *Convolvulus arvensis* 4. *Serratula tinctoria*, 5. *Asparagus officinalis*, 6. *Mentha aquatica*, 7. *Molinia hungarica*, 8. *Tetragonolobus maritimus*, 9. *Achillea asplenifolia*, 10. *Carex distans* 11. *Festuca arundinacea*, 12. *Lotus corniculatus*, 13. *Centaurea pannonica*, 14. *Galium verum*, 15. *Linum perenne*, 16. *Knautia arvensis*, 17. *Elymus repens*, 18. *Taraxacum officinale*, 19. *Festuca pseudovina* 20. *Cynodon dactylon*, 21. *Chrysopogon gryllus*, 22. *Koeleria glauca*, 23. *Poa angustifolia*, 24. *Dactylis glomerata*, 25. *Holoschoenus romanus* 26. *Tortula ruralis*, 27. *Achillea pannonica*, 28. *Salvia pratensis*, 29. *Carex liparicarpus*, 30. *Dianthus pontederiae*, 31. *Medicago falcata*, 32. *Tragopogon floccusus*, 33. *Scorzonera cana* 34. *Poa bulbosa*, 35. *Trifolium montanum*, 36. *Hieracium auriculata* 37. *Medicago minima*, 38. *Rhinanthus minor*

Mozgó-ablakos elemzés

A vegetációs adatok mozgó-ablakos elemzése után egy éles csúcsot találunk (9.5 m) az átlagos Z-score profilon mind a DREN függvény, mind a SED függvény alkalmazásával. A csúcs szelvény menti pozíciója a két függvény esetében megegyezik, és két szakaszra osztja a szelvény vegetációját. Míg a DREN esetében a csúcs szignifikáns, a SED alkalmazása esetében nem éri el a szignifikancia szintet (5.24. B. ábra). Ez arra utal, hogy itt döntően a fajkészletben történt változások eredményezik a határt, a tömegességben kisebbek a változások.

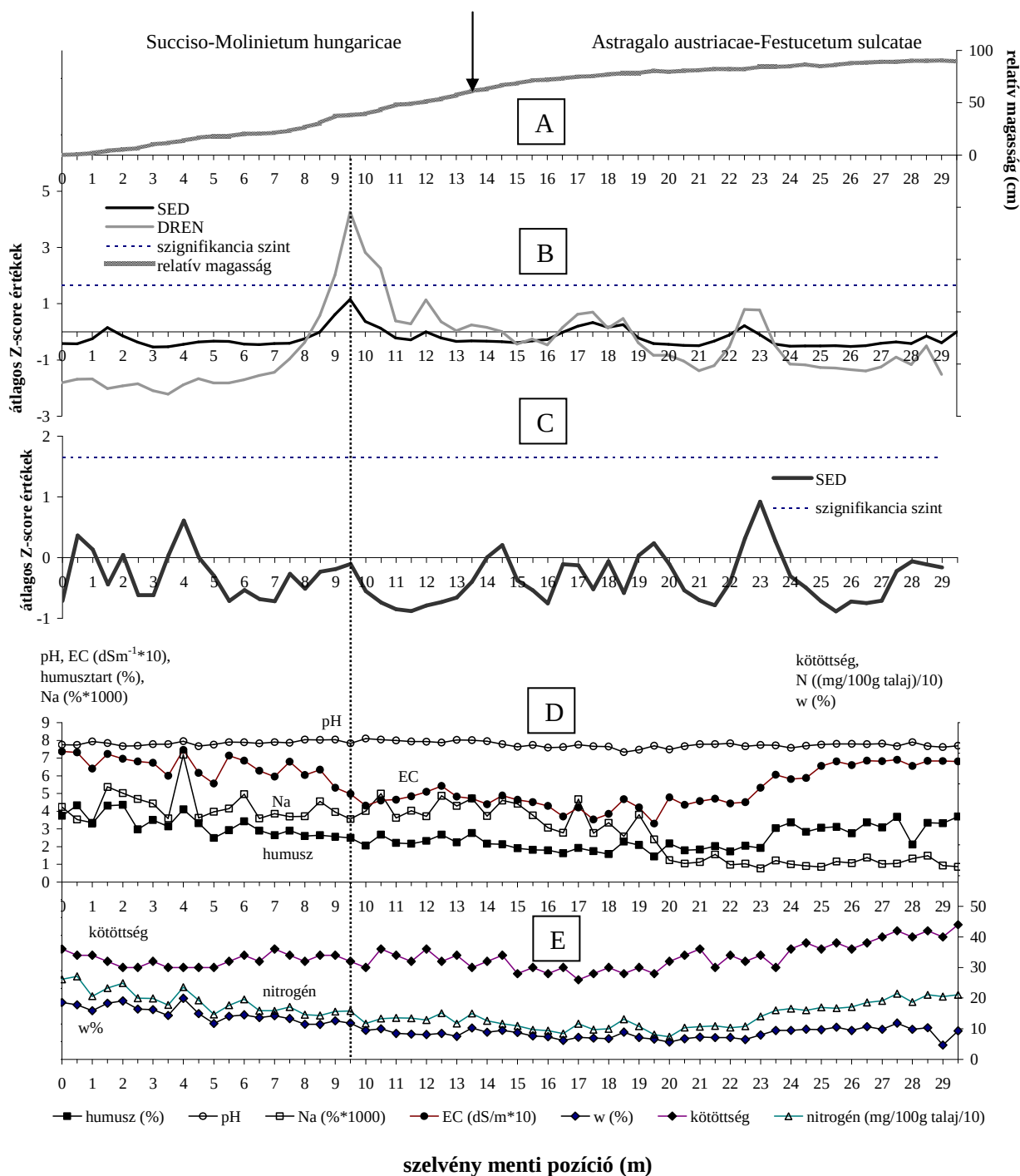
Az mozgó-ablakos elemzéssel megállapított vegetációs határ (9.5 m) négy méterrel eltér a vizuálisan detektált határtól a társulások foltjai között.

A talajparaméterek mozgó-ablakos elemzésekor nem találunk szignifikáns csúcsot, több alacsonyabb csúcs is megjelenik a profildiaagramon (5.24. D, E ábrák), de ezek nem esnek egybe sem a mozgó-ablakos elemzéssel detektált határral, sem a vizuális vegetációs határokkal. A relatív magasság enyhe emelkedésével párhuzamosan az egyes talajparaméterek értékei is folyamatosan változást mutatnak, a kisebb MSW csúcsok ott jelennek meg, ahol egy vagy több paraméter értékeiben egyidejűleg nagyobb változás történik.

Talajtulajdonságok

A talajmintákból mért nedvességtartalom (w%), pH, elektromos vezetőképesség (EC), oldható Na koncentráció, összes nitrogén-tartalom, humusztartalom és kötöttség értékeinek változását a szelvény mentén az 5.24. D. és E. ábráin mutatom be. A pH értéke enyhén lúgos (7.3-8.4 közötti) az egész szelvény mentén, lúgosabb (8 körüli értékek) a szelvény alacsonyabb részén. Az oldható Na koncentráció értéke a homokháton 0.001% körüli alacsony érték, majd folyamatosan növekszik a magasság növekedésével és 0.004-0.005% körül ingadozik a szelvény mélyebb részén. Az elektromos vezetőképesség értékei a homokháton és a mélyebb részben magasabbak (0.7 dSm⁻¹ körüli), homokhát oldalában pedig alacsonyabb értékeket vesz fel (0.3 dSm⁻¹ körüli). A humusztartalom magas a homokhát tetején (3% között ingadozik) majd lecsökken a homokhát oldalában – a 13-23 m szakaszon – majd innentől folyamatosan nő a relatív magasság csökkenésével és a szelvény legmélyebb és legnedvesebb részein éri el a legmagasabb értékeket (4.3 %). A nedvesség és az összes nitrogén-tartalom trendje a humusztartalomhoz hasonlóan alakul a szelvény mentén, a legmagasabb értékeket (18-19 % és 260 mg/100g) a szelvény legalacsonyabb és legmagasabb

részen, míg a legalacsonyabb értékeket (4-5% és 80-90 mg/100g) a homokhát oldalában (13-23 m) érik el.



5.24.bra. A: társulásfoltok térbeli eloszlása a szelvény mentén és a szelvény relatív magasság profilja. B: A vegetációs adatok MSW elemzéssel kapott átlagos Z-score profildíagramjai (SED és DREN függvényen). C: A talajparaméterek MSW elemzéssel kapott átlagos Z-score profildíagramja (SED függvényen). D: A talajparaméterek (pH, EC, oldható Na koncentráció, humusztartalom) változása a szelvény mentén. E: A talajparaméterek (kötöttség, N, w%) változása a szelvény mentén. Az optimális helykihasználás érdekében az ábrán egyes paraméterek (EC, Na koncentráció, N) értékét egy konstans értékével megszoroztam.

A kötöttség szempontjából a szelvény a mélyebb részben és a homokhát oldalában homokos vályog (0-15 és 19-26 m), egy kisebb szakaszon a homokhát oldalában homok (15-19 m), a homokhát tetején pedig vályog (26-28 m) és agyagos vályog (28-30 m). Ez a változatosság a talajtulajdonságok közötti korreláció szorosságát csökkenti (5.10. táblázat). A mért talajparaméterek közti páronkénti korrelációk nagyobb részben szignifikánsak voltak ($p=0.01$ és 0.05) (5.10.táblázat). A relatív magasság a legfontosabb meghatározó tényező a talajparaméterek szempontjából, ettől függ az összes többi változó, ezért van statisztikailag szignifikáns összefüggés ($p=0.01$) minden változó pár között. A magasságtól elsősorban a talaj nedvességtartalma függ, a homokhát talaja szárazabb, a mélyebb részen nedvesebb, a lejtőn pedig folyamatosan nő a nedvességtartalom a magasság csökkenésével, ezért van negatív korreláció köztük. A talaj nedvességtartalma befolyásolja a humusztartalmat, mivel a szelvény alacsonyabb és nedvesebb részein nagyobb a biomassza mennyisége, amiből nagyobb mennyiségű humusz keletkezik. A humusztartalmat és nedvességet ezenkívül a talaj kötöttsége is befolyásolja, a homokhát tetején a talaj kötöttebb (vályog, agyagos vályog), több nedvességet tud megtartani, következésképpen a biomassza és a humusztartalom mennyisége is nő a homokháton. A humusztartalom és az összes nitrogéntartalom közötti kapcsolat szoros, a nitrogéntartalom a humusztartalom része, a humusztartalomból kiszámolható.

A relatív magasságtól – mivel a talaj enyhén szikesedik is – a sófelhalmozódás mértéke (oldható Na koncentráció) is függ, növekszik a relatív magasság csökkenésével, ezért van negatív korreláció köztük. A pH a sótartalomtól – azaz a Na koncentrációtól – függ ebben a talajban, mely döntően Na-karbonátot tartalmaz. Az elektromos vezetőképesség általában a Na koncentrációtól függ, minél nagyobb a Na koncentrációja, annál nagyobb az azt jelző elektromos vezetőképesség. A szelvényben az elektromos vezetőképesség és Na koncentráció egy ideig valóban együtt változik, majd mikor a homokháton a Na koncentrációja lecsökkent, az elektromos vezetőképesség újra emelkedik a homokhát kötöttebb talajában. pH, az elektromos vezetőképesség és Na koncentráció negatívan korrelál a relatív magassággal.

A faktoranalízis eredményei azt mutatják, hogy a két szakaszon, melyet az MSW analízis eredményei alapján különítettem el, a korrelációs koefficiens értékei szignifikánsak ($p<0.01$ és 0.05) a mért talajparaméterek és a növénypopulációk borítás értékei alapján faktoranalízissel számított első faktorok között (5.11.táblázat).

5.10. táblázat A mért talajparaméterek között páronként számított Pearson-korrelációs koeficiensek értékei (n=60)

	pH	Na koncentráció	Összes N tartalom	EC	Rel. magasság	w%	Kötöttség
Humusz tartalom	0.067	0.136	0.937**	0.885**	-0.485**	0.784**	0.377**
pH	-	0.392**	0.112	0.130	-0.381**	0.253	0.117
Na		-	0.121	-0.002	-0.679**	0.478**	-0.535**
N			-	0.910**	-0.500**	0.805**	0.429**
EC				-	-0.409**	0.724**	0.515**
magasság					-	-0.838**	0.283*
w%						-	0.002
kötöttség							-

** Korreláció szignifikáns p= 0.01 szinten (2 oldalas).

* Korreláció szignifikáns p= 0.05 szinten (2 oldalas).

5.11. táblázat. Pearson korrelációs koeficiensek értékei a mért talajparaméterek és a növénypopulációk faktoranalízissel számított első faktorai között a szelvény két szakaszában.

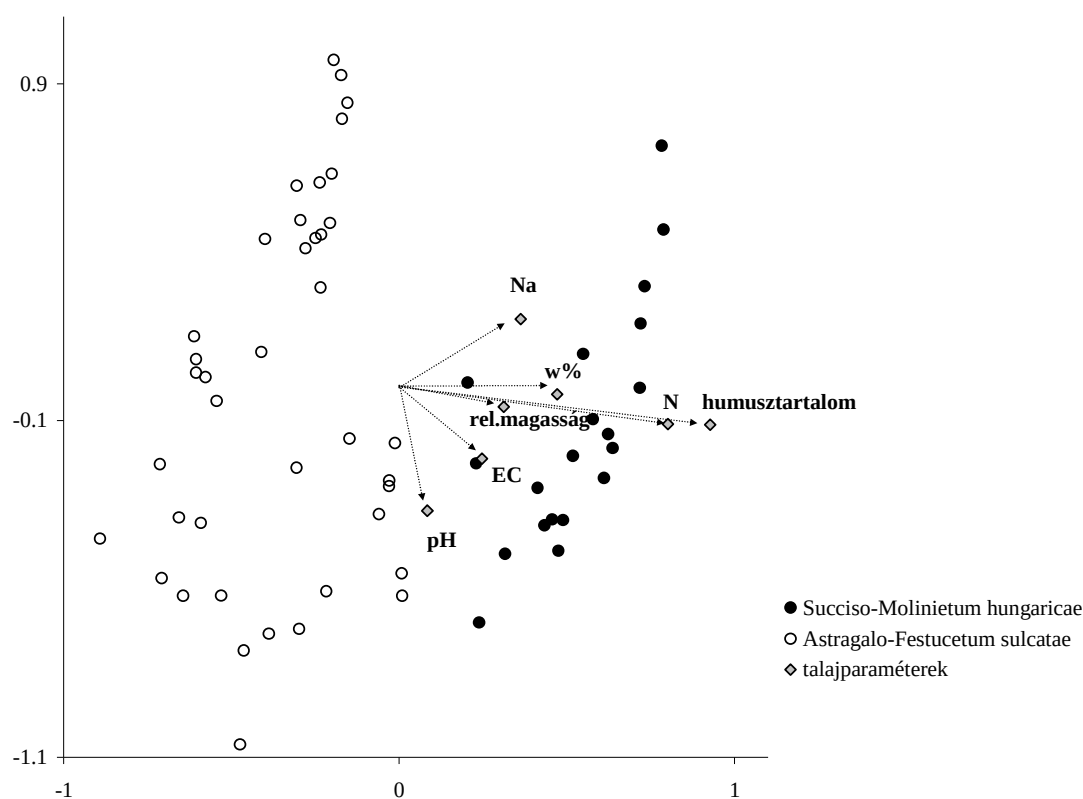
	1. szakasz (<i>Succiso-Molinietum</i>)	2. szakasz (<i>Astragalo-Festucetum rupicolae</i>)
Korrelációs koeficiens	-0.54	0.59
Szignifikancia szint (p)	0.05	0.01

Kanonikus korrespondencia elemzés

A pontfelhőben (5.25. ábra) a két vegetációfoltnak megfelelő két markáns csoportot nem lehet elkülöníteni, leginkább folyamatos átmenetet lehet látni, a patkó effektus jól kivehető, ami a gradiensre utal. A mozgó-ablakos elemzés alapján lehatároltam az ordinációs diagrammon a két vegetációfoltot. Az egyik folt a homokháton lévő homoki sztyeppré (Astragalo-Festucetum rupicolae) nagyobb belső inhomogenitással rendelkező foltját mutatja meg, a másik csoport a semlyék enyhén szikesedő kiszáradó lápréti, sokkal homogénebb állományára utal. A csoportokon belül a kvadrátok lazán kapcsolódnak egymáshoz, és a két csoport az ordinációs térben egy diffúz pont-csoporton keresztül kapcsolódik egymáshoz. Ez az átmeneti pontcsoport tartalmazza a mozgó-ablakos elemzés által detektált csúcsot is a valós térben.

Főleg a nedvességtartalom, a relatív magasság, a humusztartalom és az összes nitrogén-tartalom a felelős a pontok szóródásáért az első tengely mentén. Elsősorban a pH, másodsorban pedig elektromos vezetőképesség és Na koncentráció látszik felelősnek a

második tengely varianciájáért, bár ez utóbbi kettő kisebb mértékben az első tengelyt is befolyásolja.

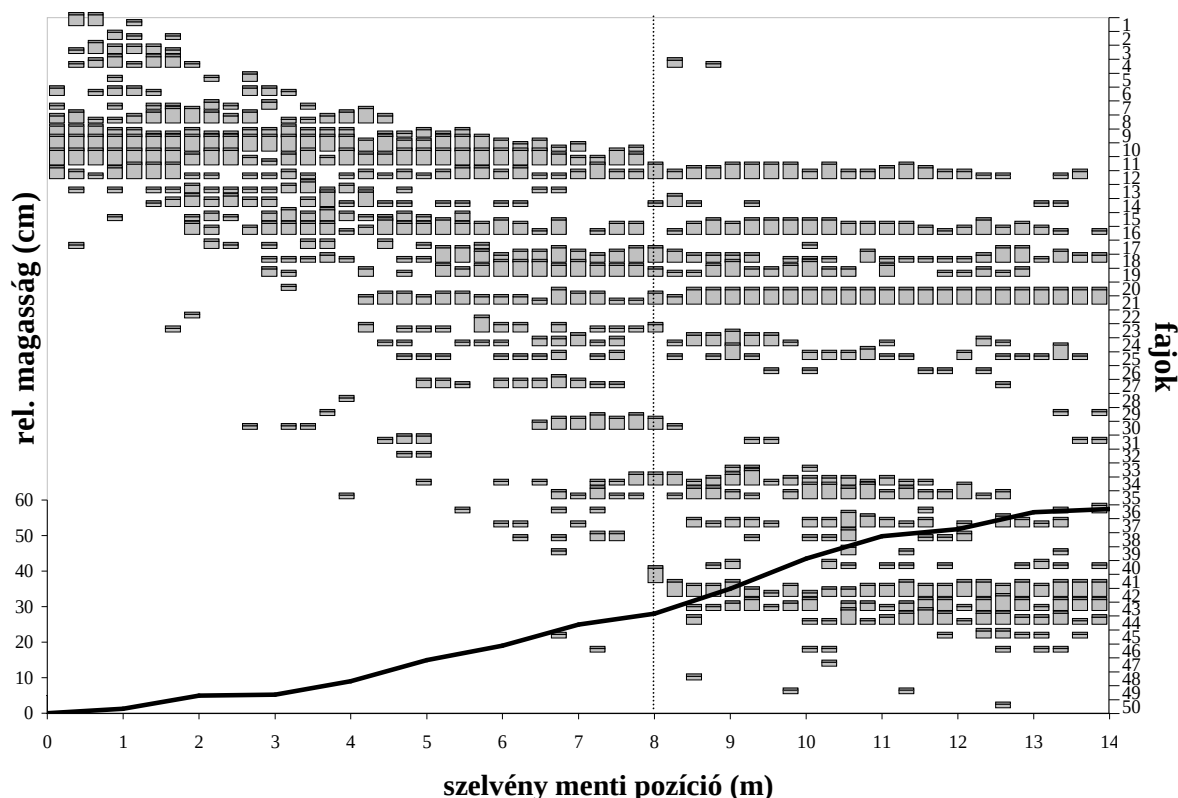


5.25. ábra. A tanaszi A szelvény 50 cm-es soraiból származó százalékos borítás értékek és talajparaméterek értékeinek CCA ordinációs biplot ábrája. A társulásfoltok jelölésének alapja az ábrán az MSW elemzés. A talajparamétereket $\diamond$ -ok jelölik.

5.4.2. A tanaszi „B”-szelvény

A populációk eloszlása a szelvény mentén

50 növénypopuláció fordult elő a szelvény mentén, a lokális frekvenciáik eloszlását az 5.26. ábra mutatja. A populációk nem alkotnak jól elkülöníthető csoportokat, a két társulás foltja nem válik el élesen egymástól a szelvény mentén. A két társulásfolt között a populációk térbeli elterjedése nagymértékben átfed a két folt között, és a domborzat enyhe változásával a fajcsere folyamatos.



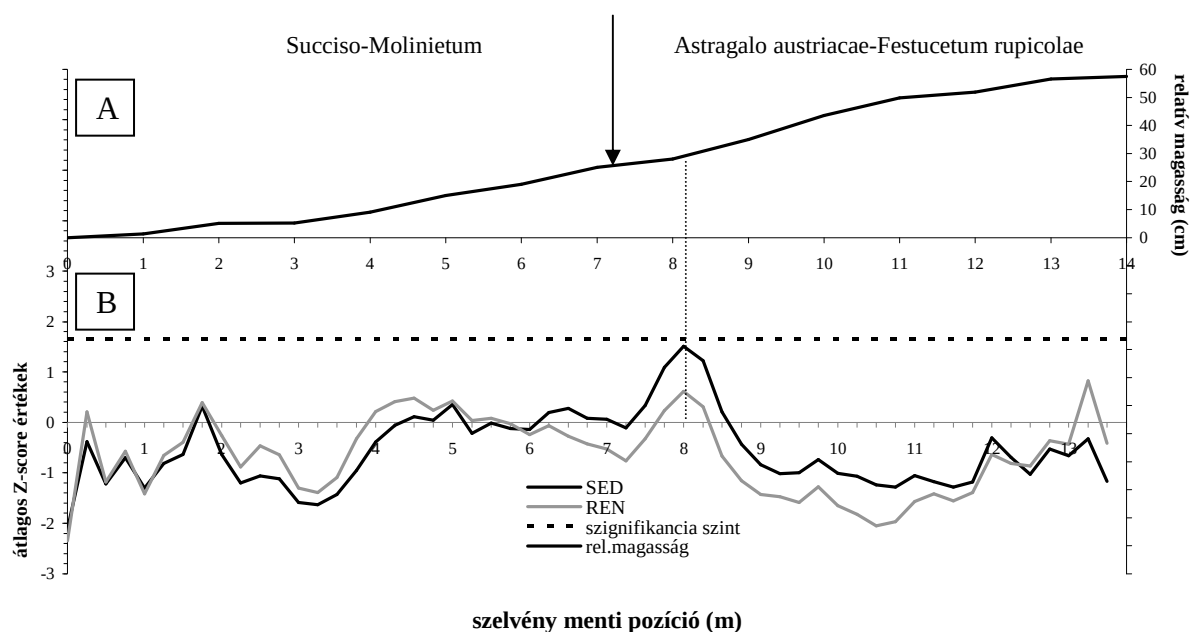
5.26. ábra A növénypopulációk lokális frekvenciáinak térbeli eloszlása a tanaszi B szelvény mentén. Az oszlopok magassága arányos a növényfajok százalékos borítás értékével. A szaggatott függőleges vonal a vegetációs határt jelöli az MSW analízis alapján. Az ábrán a domborzat relatív magassági profilját is ábrázolom A populációk fajneveit az ábra jobb oldalán számok jelölik:

1. *Phragmites australis*, 2. *Serratula tinctoria*, 3. *Festuca pseudovina*, 4. *Festuca arundinacea*, 5. *Scorzonera cana*, 6. *Molinia hungarica*, 7. *Achillea asplenifolia*, 8. *Galium verum*, 9. *Lotus corniculatus*, 10. *Carex distans*, 11. *Agrostis stolonifera*, 12. *Linum perenne*, 13. *Erigeron canadensis*, 14. *Elymus repens*, 15. *Poa angustifolia*, 16. *Festuca rupicola*, 17. *Rhinanthus angustifolius*, 18. *Achillea pannonica*, 19. *Polygala comosa*, 20. *Silene vulgaris*, 21. *Chrysopogon gryllus*, 22. *Centaurea pannonica*, 23. *Cynodon dactylon*, 24. *Koeleria cristata*, 25. *Cerastium semidecandrum*, 26. *Muscari comosum*, 27. *Hieracium auriculata*, 28. *Dactylis glomerata*, 29. *Tragopogon orientalis*, 30. *Carex flacca*, 31. *Medicago falcata*, 32. *Plantago lanceolata*, 33. *Arenaria serpyllifolia*, 34. *Orchis coriophora*, 35. *Knautia arvensis*, 36. *Muscari racemosum*, 37. *Veronica arvensis*, 38. *Poa bulbosa*, 39. *Medicago minima*, 40. *Dianthus giganteiformes. subsp. pontederiae*, 41. *Poa trivialis*, 42. *Carex liparicarpos*, 43. *Bromus inermis*, 44. *Euphorbia cyparissias*, 45. *Taraxacum sp.* 46. *Myosotis stricta*, 47. *Euphrasia tatarica*, 48. *Leontodon hispidus*, 49. *Anthyllis vulneraria*, 50. *Salvia pratensis*

Mozgó-ablakos elemzés

A vegetációs adatok mozgó-ablakos elemzése után egy éles csúcsot találunk (5.5 m) az átlagos Z-score profilon mind DREN, mind SED függvényen. A csúcs szelvény menti pozíciója a két függvény esetében megegyezik, és két szakaszra osztja a szelvény vegetációját. Míg a DREN esetében a csúcs szignifikáns, a SED esetében nem éri el a szignifikancia szintet (5.27. ábra). Ez arra utal, hogy itt döntően a fajkészletben történt változások eredményezik a határt, a tömegességben a kisebbek a változások.

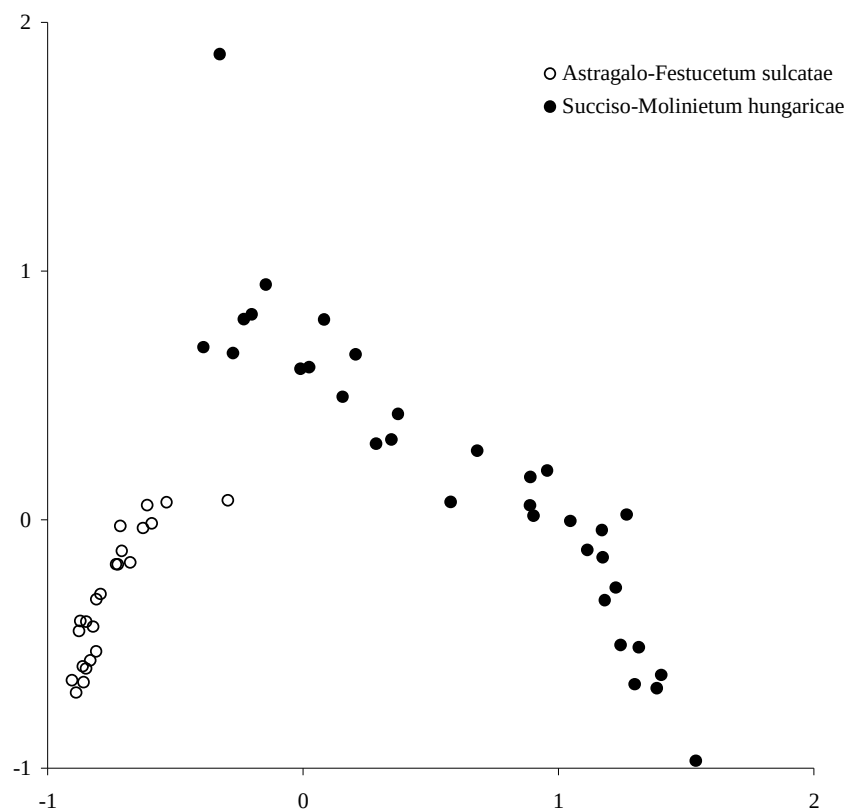
A mozgó-ablakos elemzéssel megállapított vegetációs határ (5.5 m) egy méterrel eltér a vizuálisan detektált határtól a társulások foltjai között.



5.27. ábra A: A társulásfoltok térbeli eloszlása a tanaszi B szelvény mentén és a szelvény relatív magasság profilja. B: A vegetációs adatok (SED és DREN függvényrel) MSW elemzéssel kapott átlagos Z-score profildíagramja.

Korrespondencia elemzés

A pontfelhőben (5.28. ábra) a két vegetációfoltnak megfelelő két csoport, mégha nem is nagyon élesen, de elkülönül egymástól. A teljes pontfelhő alakjában a patkó effektus jól kivehető, ami a gradiens szerű változásra utal. Az MSW alapján lehatároltam az ordinációs diagrammon a két vegetációfoltot. Az egyik folt a homokháton lévő homoki sztyepprét (*Astragalo-Festucetum rupicolae*) nagyobb belső homogenitással rendelkező, egységesebb foltját mutatja meg, a másik csoport a semlyék kiszáradó láprét sokkal heterogénebb állománya, benne a pontok elhelyezkedése irányított. A csoportokon belül a kvadrátok lazán kapcsolódnak egymáshoz és a két csoport az ordinációs térben elkülönül egymástól, átmeneti zónára utaló pontcsoportot nem látunk.



5. 28. ábra. A tanaszi B szelvény 50 cm-es soraiból származó átlagos százalékos borítás értékek CA ordinációs diagramja. A társulásfoltok jelölésének alapja az ábrán az MSW elemzés.

6. Diszkusszió

6.1. Térszíni grádiensek és az átmeneti zónák szerveződésének kapcsolata

A szikes gyepeken létesített szelvényekben kettőnél több társulásfolt fordul elő. A társulások között vannak szikes társulások közti folthatárok, és vannak szikes-nem szikes társulások közti határok. Mivel a két esetben az abiotikus paraméterek eltérő intenzitású, ezért ezeket az eseteket külön tárgyalom.

A miklapusztai szelvények esetében a szikes növénytársulások között szinte mindig éles határvonalakat jelez a mozgó-ablakos elemzés, de többször csak a DREN függvény éri el a szignifikáns szintet. Egy esetben a határ nem éles, a miklapusztai A szelvénynél a módszer jelez két határzónát a sziki sásrét és szikfok társulásfoltok között, amit vizuálisan is detektáltam. Itt a két társulás közti magasságkülönbség nagyon kicsi, de a szikér alján a sókoncentrációt a kis szintkülönbségek következtében fellépő különböző mértékű vízborítások erősen befolyásolják, és a talaj sótartalmának változása a növényzet összetételét is megváltoztatja. A két folt között a sótartalom változása nem olyan éles, ezért jöhet létre éles határ helyett határzóna.

A szikes–nem szikes társulások közti átmenetnél (szikfok–cickórós szikes puszta) egy különleges helyzet alakul ki. A mozgó-ablakos elemzés éles, magas szignifikáns csúcsot mutat mindhárom szelvényben a két folt között, ami éles határra utal. A vizuális megfigyelés alapján viszont a csúcsok helyén mindhárom szelvényben többször 1-2 méter széles ürmöspusztai társulásfoltot írtam le (Zalatnai és Körmöczy 2004, Zalatnai és mtsai. 2008b). Az ürmöspusztai folt a szikpadka oldalában jelenik meg, minél lankásabb volt a padkaoldal, az ürmös folt annál szélesebb volt a meredekebb padkaoldalban nem is jelent meg (5.2, 5.5, 5.8. ábrák). A populációk eloszlás-diagramjait megvizsgálva viszont azt tapasztaltam, hogy ezekben a foltokban a mindkét társulásra jellemző közös fajok jelennek meg, kivéve, hogy ezekben a kis foltokban a sziki üröm (*Artemisia santonicum*) is előfordult. Néhány társulásfoltban (5.4, 5.7. ábrák) a folt területén gyakorlatilag folyamatos fajcsere történik, de az egyetlen állandó faj az üröm, ezért is lehetséges, hogy a mozgó-ablakos elemzéssel az ürmös folt területére esik a határzóna. Ez felveti a kérdést, hogy valóban külön társulásfoltról van-e szó? Mivel az MSW elemzés a határt általában az ürmös folt közepén vagy a szikfok és az ürmös folt határán jelölte ki, és az ürmös folt és a cickórós szikes puszta foltja között

semmilyen határt nem jelzett, valamint a korrespondencia elemzés sem mutatott elkülönülő vegetációfoltot, arra kell következtetnem, hogy ez nem tekinthető külön társulás foltjának. A szikfok és a cickóros szikespuszta közötti kialakuló 1-2 méteres ürmös folt inkább ökotonnak tekinthető van der Maarel (1975, 1991) értelmezése alapján. Mert igaz rá, hogy a „két egymással érintkező, de különböző abiotikus környezeti tulajdonságokkal rendelkező vegetációtípus között meglévő határzónában az abiotikus tulajdonságok időben szezonálisan változhatnak (nedvesség, sókoncentráció változás). A két szomszédos vegetációtípusnak és a határzónának saját fajkészlete van. A határzóna vegetációja általában fajszegény, homogén, egyszerű struktúrájú, kevés növekedési formát tartalmaz, a határai élesek. Ezenkívül, jellemző az előfordulásuk sómocsaraknál, szikes vegetáció zonációjában, tó-, folyóparti zonációban stb. (van der Maarel (1975))”.

A csikópusztai szelvényeknél a mozgó-ablakos elemzés alapján a szikes társulások (szikes mocsár–szikfok, szikfok–ürmös puszta) közti határok éles határvonalak és egy esettől eltekintve (5.16.ábra) a határok szignifikánsak is. Néhány esetben a DREN függvény magasabb csúcsokat adott, mint a SED függvény, ami arra utal, hogy a kevés fajos társulásokban a fajcsere nagyobb jelentőségű, mint a tömegességben bekövetkező változások. A szikes-nem szikes átmenetben (ürmös puszta és löszpusztagyep között) szintén éles és szignifikáns határok jelentkeznek mindkét szelvényben, habár a B szelvény esetében a mozgó-ablakos csúcs kissé szélesebb alapú. A szikes-szikes és szikes-nem szikes társulásfoltok közti átmenetnél a csúcsok szignifikanciája elég erős (6.1.táblázat) vagyis mindkét esetben éles határvonalak jönnek létre a társulások között.

A tapasztalt jelenségek nem mondanak ellent az irodalomban már leírtakkal, a legtöbb esetben a szikes növénytársulások zonációja során a társulásfoltok között éles határokat írtak le a kutatók (Bodrogek és Györfy 1970, Bodrogek 1980, 1989, Kelemen 1997). Ezenkívül a határzónákkal foglalkozó irodalomnak sem mondanak ellent a kapott eredmények, mert ahol a háttérgradiens meredeksége elég nagy, ott éles határokat szoktak leírni (Fortin és Dale 2006). Szikes vegetáció esetén a magasságkülönbség meghatározó, hiszen már pár centiméteres különbségek is eltérő talajtani viszonyokat és ennek következtében eltérő növénytársulásokat eredményeznek (Bodrogek 1963, Molnár és Borhidi 2003).

A bugaci szelvényben a mozgó-ablakos elemzés azt mutatta, hogy a vegetáció két markánsan elkülönülő foltra oszlik - homoki legelő a buckatetőn és buckaközi láprét a buckaközben- és köztük a buckaoldalban egy széles határzóna alakul ki (kb. 5 m széles). Ez a határzóna mind az egyszeri felvételek esetén, mind a kilenc szezonális adatsor együttes

vizsgálata során megjelenik. A határvonal szélessége nagynak tekinthető a vizsgálati területen kialakult, mintegy 15-30 m átmérőjűek vegetációfoltokhoz viszonyítva.

Az összeolvadó mozgó-ablakos csúcsok nem éles határvonalat, hanem szélesebb határvonalat jeleznek (Körmöczy 2005). Mivel az összeolvadó csúcsok közötti szakaszon az átlagos Z-score értékek a kilenc felvétel átlagában a 0 értéknél mindenütt nagyobbak, ezért ezt a szakaszt nem tekinthetjük önálló asszociációnak. Bár a kiterjedése alapján akár az is lehetne, fajkészlet alapján nehéz lenne besorolni ismert társulástípusba. Az átlagolt Z-score értékeknél a SED függvény esetén három szignifikáns és egy nem szignifikáns összeolvadó csúcsot találunk. A nem szignifikáns csúcsunkat is beleszámítjuk a határvonal szélességébe, hiszen az átlagot tekintve ugyan kisebb értéket ért el, mint a szignifikancia szint, de szezonálisan többször is szignifikáns csúcsokat találunk a 20 m-es pontnál. A DREN függvénnyel adott mozgó-ablakos csúcsok nagyon hasonló eredményt mutatnak, a zóna szélessége is megegyezik, azonban itt egyik csúcs sem éri el a szignifikáns szintet. Ez azt jelzi, hogy a határvonal kialakításában a fajok tömegességének változása nagyobb jelentőségű, mint a foltok közti fajcsere.

A szelvényben kialakuló magasságkülönbség (1.5 m) nagy és a lejtő meredek, emiatt egy élesebb határt várhatnánk (Begon és mtsai. 1986 pp.597-601, Strayer és mtsai. 2003), mégis határvonalat detektáltam a mozgóablakos elemzéssel. Ez a két szomszédos, de eltérő abiotikus tulajdonságú társulásfolt között kialakuló határvonal pedig ökoklin tulajdonságokat mutat (van der Maarel 1990, Kent és mtsai 1997), mert a határvonalban az abiotikus tulajdonságok közti térbeli átmenet folyamatos, és a határvonal vegetációja heterogén, komplex struktúrájú és fajgazdag (van der Maarel 1976).

Homoki gyepeken végzett néhány vizsgálatban a határvonal meglétét szomszédos vegetációfoltok között néhányan már leírták. Kemény és mtsai. (2001) Fülöpháza környéki hasonló vegetációtípusokban végeztek gradiens vizsgálatokat homokbuckás területen klasszikus cönológiai módszerekkel. Néhány esetben leírnak vegetációfoltok közti határvonalat, a lejtő meredekségétől függően ők 10 m, 6 m és 2 m széles határvonalakat találtak. Minél meredekebb volt a lejtő, a határvonal is annál keskenyebb volt.

Körmöczy és Balogh 1990-ben a homoki legelő és buckaközi láprét között 2-3 méter széles határvonalat mutattak ki, a két szárazgyepi vegetációfolt, a homoki legelő és az évelő nyílt homokpusztagyep (*Festucetum vaginatae*) között pedig még ennél is szélesebbet. A mintavételi területük azonos volt a saját mintaterületemmel és ugyanazon vegetációtípusokban végeztek szelvényes vizsgálatot, noha a mintavételezés skálája durvább volt (1 m²) és nem mozgó-ablakos elemzést használtak az elemzéshez. A 17 évvel későbbi

saját eredményeim egy másik szelvényből a homoki legelő és buckaközi láprét között egy szélesebb – 5 m széles – határzónát mutatnak, melynek szélessége az 5 éves vizsgálat során is 3-5 m között fluktuál. Lehetséges, hogy a határzóna szélességében bekövetkező kismértékű változást az elmúlt 20 év alatt igazoltan lezajlott változásokkal lehet magyarázni: az adott területre hulló évi csapadék mennyiségének változásával (Kun 2001) és az aszályal (Molnár és mtsai 2003, pp. 147-148). Az elmúlt 20 évben a területen a buckaközi láprét fajkészlete kissé átalakult, szárazságtűrőbb fajok jelentek meg benne, hasonlóbbá vált a homoki legelőhöz (Körmöczy 1994). A két társulás a jelenlegi vizsgálatban fajkészletét tekintve hasonlóbbá vált egymáshoz (6.5. táblázat). A hasonlóbb fajkészletű és hasonló karakterű vegetációfoltok között pedig az átmenet szélesebb, mint a nagyon különböző fajkészletűek és meredek gradienssel rendelkezők között (Begon és mtsai 1986 pp. 600-601, Hobbs 1986, Körmöczy és Balogh 1990). Ez megerősíti azt a feltevést, hogy a mostani relatíve szélesebb határzóna az elmúlt két évtizedben a vegetációban lezajlott változások eredménye lehet. Mivel a topográfiai gradiens meredeksége változatlan maradt és csak a növények számára a talajból felvehető nedvesség mennyisége csökkent (Kun 2001), emiatt csak a fajkészletben bekövetkező változások okozhatják a határzóna szélesedését (Nielson 1993, Risser 1992, Rosenthal et al. 2005.).

A Tanaszi semlyéken vizsgált szelvényekben a mozgó-ablakos elemzéssel csak az A szelvényben kapunk szignifikáns határt a homoki sztyeppré és a kiszáradó képerjés láprét között, a másik szelvényben a mozgó-ablakos csúcs nem éri el a szignifikancia szintet. Annak ellenére, hogy a populációk térbeli eloszlása a buckaoldalban folyamatos, a mozgó-ablakos elemzés nem jelez határzónát, ahogyan azt a bugaci eredmények alapján vártam. Az mozgó-ablakos csúcsok alakja éles határra utal, hiszen szignifikáns kettős vagy többes csúcsot egyik esetben sem kapunk, bár a csúcsok alapja szélesebb, mint az összes többi szelvény esetében.

A Tanaszi szelvényekben a magasságkülönbség a szelvény mentén az A szelvényben 90, a B szelvényben 60 cm és a lejtő kevésbé meredek mint a bugaci szelvényben. A szignifikáns határ a nagyobb magasságkülönbséggel rendelkező szelvényben alakul ki, a kisebb különbséggel rendelkező szelvényben nem éri el a szignifikancia szintet. Ezenkívül a háttérgradiensek lefutása a szelvény mentén nem túlságosan meredek. Az irodalmi adatok szerint egy ilyen esetben szélesebb határzónát, ökoklint vagy legalábbis folyamatos változást kellene detektálni (van der Maarel 1976, 1991, Hobbs 1986). Ha a populációk térbeli eloszlását megnézzük, a buckaoldalban találunk egy szakaszt, melyen belül a fajcsere folyamatos, míg ezen a szakaszon kívül a fajösszetétel közel állandó a sztyeppréten és a lápréten is

6.2. A vizuálisan detektált vegetációs határok és a mozgó-ablakos elemzésel meghatározott határok egybeesésének mértéke

A szikes gyepek zonációjában a határok terepi detektálása nem volt nehéz, hiszen az egyes foltok egymástól vizuálisan jól elkülönülnek, a foltok fajösszetételében jelentős különbségek vannak, melyet vizuálisan elég jól lehetett detektálni.

A miklapusztai szelvényekben általában azt látjuk, hogy a szikér alján – ahol a legszikesebb a talaj – a vizuálisan meghatározott folthatárok valamint a mozgó-ablakos elemzéssel megállapított határok a vegetációban pontosabban egybeesnek (0-10 cm különbség), míg a padkaoldalban a kevésbé szikes részen az egybeesés nem olyan pontos (0-30 cm különbség). A padkaoldalban az előző kérdéskörben már leírt jelenség miatt a vizuális és mozgó-ablakos elemzés által jelzett vegetációs határok eltérésének oka az ürmös puszta foltjának megjelenése a szikpadka oldalában, melyet vegetációfoltként jelöltem, de a mozgó-ablakos elemzés nem érzékeli külön vegetációfoltnak, és a sokváltozós elemzésekben sem különülnek el külön foltként. Az ürmös folt fajkészlete teljesen ugyanaz, mint a cickóros szikes pusztáé, azzal a különbséggel, hogy az *Artemisia santonicum* is jelen van. Az ürmös puszta foltja a relatív térszíni magasság és a talajparaméterek változásának területére esik, szélessége a szikpadka meredekségétől függ.

A szikér alján a szikes–szikes társulás foltok határán (A és B szelvény) (a szikfok és sziki sásrét valamint a szikfok társulás két szubasszociációja között) a vizuális határokkal pontosabban egybeesik a mozgó ablakos határ, 0-20 cm-es eltérés fordul elő.

A mozgó-ablakoselemzéssel meghatározott társulásfolt határok és a mért talajparaméterek detektált szakaszainak határai csak egy esetben esnek tökéletesen egybe. A másik három esetben a talajszakaszok csúcsai mindig a vegetációs csúcsok előtt jelennek meg. Az eltérés 20, 30, 60 cm (6.1. táblázat). Ennek az az oka, hogy a vegetációs határ ott detektálható mind vizuálisan mind a mozgó-ablakos elemzéssel, ahol a talajparaméterek értékeinek minimuma vagy maximuma van, míg a talajparaméterek mozgó-ablakos elemzésekor ott keletkezik csúcs, ahol a változás mértéke a legnagyobb, vagyis ahol a legmeredekebbek a görbék. Így a növényzeti határok (amelyek szintén a fajcsere legmeredekebb szakaszán vannak) nem a talajparaméterek változásának szakaszára esnek, hanem arra a pontra, mikor a változás már létrejött. Vagyis itt a vegetáció késve követi a talajban lezajló változásokat. Abban az esetben van tökéletes egybeesés a határok (és csúcsok) között, amikor a legnagyobb a különbség a mért talajparaméterek gradiensének kiindulási és a végső értéke között (5.2, 5.5, és 5.7. ábra).

6.1 táblázat A folthatárok közti MSW csúcsok szignifikanciája (SED/DREN), az MSW csúcsok és a vizuális határok egybeesésének mértéke, a határok szélessége és a magasságkülönbségek a szelvényekben. (sz=szignifikáns, n.sz.=nem szignifikáns)

Szelvények	Társulások	A SED/DREN függvények szignifikanciája	Egybeesés a vizuális és MSW csúcs között	Egybeesés a vegetáció és talajparaméterek MSW csúcsa között	A határzóna szélessége MSW alapján	Maximális magasságkülönbség a szelvényben
Mikla A	Cickórós-szikfok	sz. / sz.	pontos	-	0	40 cm
	Szikfok-sziki sásrét	n.sz. / n.sz.	pontos	-	1.5 m	
	Sziki sásrét szikfok	n.sz. / sz.	20 cm eltérés	-	1 m	
	Szikfok-cickórós	sz. / sz.	20 cm eltérés	-	0	
Mikla B	Cickórós- sziki sásrét	sz. / sz.	30 cm eltérés	1 m eltérés	0	30 cm
	Sziki sásrét- szikfok	n.sz. / sz.	10 cm eltérés	10 cm eltérés	0	
	Szikfok-szikfok	n.sz. / sz.	10 cm eltérés	10 cm eltérés	0	
	Szikfok-cickórós	sz. / sz.	10 cm eltérés	pontos	0	
Mikla C	Cickórós-szikfok	sz. / sz.	20 cm eltérés	-	0	30 cm
	Szikfok-cickórós	sz. / sz.	20 cm eltérés	-	0	
Csikóspuszta A	Szikikákás-szikfok	n.sz. / sz.	pontos	nincs	0	70 cm
	Szikfok - ürmös puszta	sz. / sz.	pontos	pontos	0	
	Ürmös puszta-lössztyepp	sz. / sz.	pontos	50 cm eltérés	0	
Csikóspuszta B	Szikfok-vakszik	n.sz. /n.sz.	pontos	-	-	40 cm
	Vakszik-szikfok	sz. / sz.	pontos	-	0	
	Szikfok-ürmös	sz. / sz.	pontos	-	0	
	Ürmös-lössztyepp	n.sz. / sz.	pontos	-	0.5 m	
Bugac	Homoki legelő-buckaközi láprét	sz. / sz. n.sz. / n.sz.	2.5 m eltérés	2 m eltérés	5 m	150 cm
Tanaszi A	Homoki sztyepprét-kiszáradó láprét	sz. / n.sz.	4 m eltérés	nincs talaj MSW csúcs	0	90 cm
Tanaszi B	Homoki sztyepprét-kiszáradó láprét	n.sz. / n.sz.	1.5 m eltérés	-	-	60 cm

A vegetációs határok kialakulását erősen befolyásolja a talajparaméterek változása, ahogy azt a korrelációs értékek is jelzik (5.5 táblázat), melyek hasonlók más szikes vegetációban végzett vizsgálatokhoz (Tóth és mtsai 1995). A magasságnak meghatározó

szerepe van a talajtulajdonságok váltakozása és a növényzeti váltás szempontjából is. A szikér alján már kis magasságkülönbség esetén is gyorsan változik a növényzet összetétele. Ennek az oka, hogy a szikér aljában a magas sótartalom korlátozó hatását a kis szintkülönbségek következtében fellépő eltérő hosszúságú illetve vízállású vízborítások erősen befolyásolják. Ezért kimondható, hogy minél nagyobb a talaj sótartalma, annál erősebb a magasság szerepe a vegetációfoltok elkülönülésében is (Tóth és Rajkai 1994).

A **csikópusztai szelvények** esetében a vizuálisan megvont határok és a mozgó ablakos elemzés csúcsai pontosan egybeesnek. Ugyancsak pontos az egybeesés a talajtulajdonságokból származtatott csúcsok és vegetációs határok között. Nincs különbség a szikes–szikes (szikes mocsár–szikfok, szikfok–ürmös puszta) és nem szikes–szikes társulásfoltok közötti határoknál az egybeesés pontosságában. A vegetációs határokat ezekben a szelvényekben is erősen befolyásolja a talajparaméterek változása, ahogy azt a korrelációs értékek is mutatják (5.7. táblázat). A vegetációs határok ott találhatók, ahol a talajparaméterekben a legnagyobb a változás. A szikes vegetáció és a löszsziepi vegetáció határánál a talajparaméterek mozgó-ablakos csúcsa mintegy 0.5 méteres eltérést mutat vizuális vegetációs határtól és a vegetációs adatok mozgó-ablakos csúcsától.

A bugaci és tanaszi szelvényekben a két szomszédos társulásfolt közti határ vagy határvonal terepi detektálása nehéz volt. A szomszédos társulások fiziognómiájukban elég hasonlóak és a fajkészletükben – melyen a vizuális elkülönítés alapul – is van átfedés. A bugaci szelvény esetében ez az átfedés nagy, a tanaszi szelvényekben az átfedés nem olyan jelentős (6.5. táblázat). A foltok határán a buckaoldalokban lezajló kisebb-nagyobb szakaszon folyamatos fajcsere ezért megnehezíti a határok vizuális meghatározását, azok jelenléte nem nyilvánvaló.

A **bugaci szelvényben** a vizuális határ a mozgó-ablakos elemzéssel meghatározott határvonal közepén helyezkedik el, vagyis a határvonal két szélétől 2.5-2.5 méterre. Vizuálisan tehát a folyamatos fajcsere mutató szakasz közepén látjuk a határt.

A talajparaméterek mozgó-ablakos elemzésekor kapott csúcs helye pontosan az átmeneti zóna közepére esik hasonlóan a vizuális határhoz, ami azt jelenti, hogy a talajparaméterek változásának itt a legnagyobb a meredeksége. Vagyis az átmeneti zóna pontosan arra a szakaszra esik, ahol a talajparaméterek változása a legintenzívebb a buckaoldalban. A határvonalán belül a növényzet és a talajparaméterek közötti korreláció is nagyon erős (5.9. táblázat), ami arra utal, hogy itt a vegetáció mintázata sokkal erősebben edafikusan meghatározott (Tóth és mtsai 1995), mint a két szomszédos társulásfoltban. A határvonalában a talajparaméterek értékei a buckatetői és a buckaközi értékek közé esnek és

olyan környezeti feltételeket teremtenek, ahol a két társuláshoz tartozó fajok egymás mellett tudnak élni. Ez is megerősíti azt az állítást, hogy ez a határzóna ökoklin tulajdonságokat mutat (van der Maarel 1990).

A Tanaszi semlyék szelvényeiben a vizuálisan meghatározott társuláshatárok helye eléggé eltér a mozgó-ablakos elemzés által meghatározott határoktól (1.5-4 m). Az A szelvényben a talajparaméterek mozgó-ablakos elemzése nem ad szignifikáns csúcsokat, a paraméterek változása szinte folyamatos, de nem túl intenzív a buckaoldalban. A két szomszédos társulásfolton belül a vegetáció és talajparaméterek közötti korreláció bár szignifikáns, de nem túl erős, a homoki sztyeppreten erősebb. Ebben a szelvényben a vegetáció mintázatának meghatározásában a talajkötöttségben való változások is szerepet játszanak és a kötöttség hatása a homoki sztyeppi vegetációban erősebb, mint a láprétinél.

Összehasonlítva a négy mintavételi helyen vizsgált szelvényeket azt látjuk, hogy a bugaci és Tanaszi semlyékbeni szelvényeknél sokkal nagyobb eltérés volt a vizuálisan detektált határok és a mozgóablakos elemzéssel meghatározott határok között, mint a szikes zonációban. Ennek oka, hogy olyan vegetációban, ahol a háttérparaméterek folyamatos, nem túl meredek változása miatt a társulások határán folyamatos a fajcsere, és nem alakul ki éles határ, nagyon nehéz a terepi vizsgálatnál megállapítani a határvonalat vagy határzónát. Ezekben az esetekben ajánlott egy objektív módszer – mint például a mozgó-ablakos elemzés – a határok megállapítására.

Ezenkívül a terepi megfigyelőnek a határzóna jelenléte sem mindig észrevehető. Olyan esetben, ahol a fajok tömegességében nagyobb változások zajlanak le, mint a fajösszetételben (pl. bugaci szelvény), vagyis ha SED függvényen szignifikáns a határ, míg DREN függvényen nem az, a határ vizuális észlelése nagyobb nehézséget okoz. Ha a fajcsere intenzitása nagyobb a határon, mint a tömegességbeli változások, vagy ha hasonló intenzitásúak, akkor a terepi megfigyelőnek könnyebb a határvonal vagy határzóna pontos meghatározása. Utóbbi esetben akár egyetlen populáció gyors megjelenése és tömegessé válása is elegendő a határ biztonságos detektálásához.

6.3. Az abiotikus stressz erőssége és az abiotikus paraméterek meredekségének hatása a határok szignifikanciájára és szélességére

Az abiotikus stressz szempontjából összehasonlítottam azt a négy szelvényt, ahol a talajparamétereket is mértem. A vizsgált gyeptípusokban a vegetációra nézve a két legjelentősebb stressztényező a szárazság és a talaj sótartalma. A stressz erősségének mérésére a szárazságstressz esetében a talaj kötöttségét (szemcseméret osztályt) használjuk, mivel ez határozza meg a talaj víztartó képességét (Stefanovits és mtsai. 1999 pp.138-139). A talaj víztartó képessége a következő sorrendben növekszik: durva homok < homok < homokos vályog < vályog < agyagos vályog < agyag. Mivel nem minden esetben történt a szelvényekben kötöttség vizsgálata, ezért a hiányzó adatokat olyan tanulmányokból vettem, melyek ugyanazon a vizsgálati területen történtek (Körmöczy 1983, Jozefaciuk és mtsai 2006, Bíró 1990). Az eredményeket a 6.2. táblázat mutatja meg. A talaj sótartalmának jellemzésére az elektromos vezetőképességet használtam, mely a talaj összes só tartalmát mutatja meg. A szelvényben mért értékek átlagát, minimumát és maximumát hasonlítottam össze a négy szelvényben (6.3. táblázat).

6.2. táblázat. A vizsgált szelvények szemcseméret típusai

	Miklapusza	Csikópusza	Bugac	Tanaszi-semlyék
Szemcse-méret	homokos vályog, agyagos vályog	vályog, agyagos vályog	durva homok	homokos vályog 89%, vályog 6%, agyagos vályog 5%
Hivatkozás	Jozefaciuk és mtsai. 2006.	Bíró 1990	Körmöczy 1983	saját mérés

6.3. táblázat. A vizsgált szelvények elektromos vezetőképességeinek átlag, maximum és minimum értékei

EC (μScm^{-1})	Miklapusza	Csikópusza	Bugac	Tanaszi-semlyék
Átlag	1241	837	-	560
Maximum	2490	1579	-	746
Minimum	367	445		367

Végül egy összesítő táblázatban összegeztem az egyes szelvényekre ható abiotikus stressz erősségét. A legerősebben stresszelt vegetáció a miklapusztai, hiszen ott két tényező is erősen hat, itt a legmagasabb a talaj sótartalma és a talaj vízmegkötő képessége is csak közepes a

többihez viszonyítva. A sorban második lehet a csikópusztai szelvény, ahol a talaj maximális sótartalma alacsonyabb, mint Miklapusztán, de itt is magas értékeket ér el, és a talaj vízmegkötő képessége is nagyobb a miklapusztainál. A harmadik a bugaci szelvény, ahol csak a szárazságstressz érvényesül, ez viszont igen erős a többihez viszonyítva. A négy szelvény közül a legkevésbé stresszelt a Tanaszi semlyék vegetációja, ahol a talaj vízmegkötő képessége nagyobb, mint Bugacon, és a talaj sótartalma minimálisnak tekinthető.

6.4. táblázat. A szelvényekre ható abiotikus stresszhatások erőssége

	Miklapusztá	Csikópusztá	Bugac	Tanaszi-semlyék
Talaj víztartó képessége	gyenge/közepes	közepes	nagyon gyenge	gyenge
Sóstressz	legnagyobb	nagy	nincs	nyomokban

Ha ezeket az eredményeket összevetjük a már az előzőekben leírt határ típusokkal, azt mondhatjuk általánosságban, hogy minél erősebben stresszelt a vizsgált vegetáció, a határok annál keskenyebbek és élesebbek. A két szikes vegetációban – melyek a legerősebb stresszhatások alatt állnak – létesített szelvények esetében a határok nagy többsége éles és vonalszerű, még ha a mozgó-ablakos csúcsok erőssége nem is éri el mindig az 5%-os szignifikancia szintet. A két kevésbé erősen stresszelt esetben – Bugacon és a Tanaszi semlyéken – a határok meghatározása nem ilyen egyszerű. Bugacon, mely a Tanaszi semlyéknél erősebben stresszelt, egy kb. 5 méter széles átmeneti zónát mutatott ki a mozgó-ablakos elemzés, mely határzóna a vizsgálat 5 éve alatt végig kimutatható volt. A Tanaszi semlyéken, mely a négy szelvény közül a legkevésbé erős abiotikus stressz alatt állt, a mozgó-ablakos elemzés határvonalat mutatott, de a vizsgált két szelvény közül csak az egyikben éri el a csúcs az 5%-os szignifikancia szintet.

A határzónák szélességét, a mozgó-ablakos csúcsok szignifikanciáját és a növénypopulációk térbeli eloszlását nem csak az abiotikus stressz erőssége, hanem a ható és mért talajparaméterek meredeksége is befolyásolhatja a határzónában. Ennek elemzéséhez a négy szelvényben, ahol a talajparamétereket is mértem, megvizsgáltam minden egyes paraméter meredekségét a határok és határzóna területén. Ehhez mindig két társulásfolt között a mozgó-ablakos elemzéssel detektált határ két oldalán lévő két kvadrát között minden egyes talajparaméter változásának meredekségét számítottam. A két kvadráthoz tartozó paraméterértékek különbségének abszolút értékét elosztottam a köztük lévő távolsággal (m-ben számolva). Az eredményeket a 6.5 táblázat tartalmazza. A táblázatban a számított

meredekségeken kívül azt is feltüntettem, hogy az adott határ (MSW csúcs) szignifikanciája milyen erős.

Ezenkívül azt is kiszámítottam, hogy a vizsgált szomszédos vegetációfoltok között milyen arányban fordulnak elő a növényfajok csak az egyik vagy másik foltban, és mekkora azon fajoknak az aránya, melyek mindkét szomszédos vegetációfoltban előfordulnak.

6.5. táblázat A határt befolyásoló mért talajparaméterek meredeksége (1 m szelvényhosszra vonatkoztatott változása a paraméter mértékegységében) a határnál, a határok (MSW csúcsok) szignifikancia értékei és a növényfajok megoszlása a szomszédos vegetációfoltok között. A félkövérrel szedett értékek a szignifikáns csúcsokat ($p < 0.5$) mutatják.

	Miklapusztza				Csikópusztza			Bugac		Tanaszi- semlyék
Vizsgált paraméterek a határnál	Cickóros szikes pusztasági sásréti	Sziki sásréti-mézpázsos szikfok	Mézpázsos szikfok-cickóros	Szikfok-cickóros	Szikakás-Szikfok	Szikfok - ürmös pusztasági	Ürmös pusztasági lösztyep	Homoki legelő-buckaközi láprét	Homoki sztyeppréti képerjés kizsáradó láprét	
rel. magasság (cm)	26	1.6	6.2	17.8	1	4	0.5	12.74	7.60	
Humusztartalom (%)	9.52	2.11	3.75	5.28	2.70	8.88	2.54	0.46	0.86	
pH	4.4	0.3	1.8	2.9	6.5	0.3	6.2	0.03	0.54	
Összes nitrogén tartalom (mg/100g talaj)	-	-	-	-	-	-	-	23.9	81.8	
W (%)	-	-	-	-	1.35	8.16	5.73	0.9	4.8	
EC (µS/cm)	1960	4150	4550	3740	2860	6220	960	-	134	
Na(%)	0.54	0.72	0.95	0.92	0.98	0.00	0.59	-	5.4 *10 ⁻⁵	
Z-score érték SED	2.02	0.22	0.27	4.85	0.27	2.22	2.57	1.67	1.44	1.15
Hibavalószínűségi szint %	2.28	42	38	< 0.001	38	1.39	0.54	5	7.35	12.5
Z-score érték DREN	3.87	2.21	3.7	6.29	2.78	3.61	1.96	1.66	1.35	4.26
Hibavalószínűségi szint %	< 0.01	1.39	< 0.01	< 0.001	0.26	< 0.01	2.56	5	8.85	< 0.001
Csak az egyik vagy csak a másik folttípusban jelenlevő fajok aránya	80%	46%	77%	91%	44%	71%	83%	30%		71%
Mindkét szomszédos folttípusban jelenlevő fajok aránya	20%	54%	23%	9%	56%	29%	17%	38%		28%
A vegetációfoltban és a határ zónában együttesen is jelenlevő fajok aránya	-	-	-	-	-	-		30%		-

A miklapusztai zonációban azt látjuk, hogy a szelvény átlagos magasságkülönbsége kicsi (30 cm), de a két padkaoldal meredeksége nagy, nagyobb a bugaci szelvényénél. A szikes–nem szikes társulások határánál (cickórós szikes pusztá–szik sásrét és cickórós szikes pusztá–szikfok átmenet) nem csak a padkaoldal meredeksége nagy, hanem a legtöbb mért paraméter meredeksége is. A négy szelvény közül itt találjuk a legszignifikánsabb és legmagasabb mozgó-ablakos csúcsokat, ami azzal magyarázható, hogy a fajpopulációk eloszlása eléggé élesen elválik a foltok között, itt a legkisebb a közös fajok aránya. Tehát azt látjuk, hogy minél nagyobb a lejtő meredeksége és minél több paraméter meredeksége nagy, annál élesebben válnak el egymástól a populációk csoportjai, vagyis annál élesebb határvonalat kapunk, aminek a szignifikanciája is nagy. A szikes–szikes társulások közti határnál kicsi a magasságkülönbség, a köztük lévő lejtő meredeksége is kicsi és csak a sótartalmat mérő paraméterek meredeksége nagy, a többi kisebb, de még mindig nagyobbak, mint Bugacon és Tanaszi semlyéken. Emiatt bár a foltok közti határ vonalszerű, de a határ csak a DREN függvény esetében lesz szignifikáns, a SED esetében nem, mert nem nagy a tömegességben bekövetkező változás. A szomszédos foltok közti közös fajok aránya a fajszám ellenére viszonylag nagy.

A csikópusztai szelvény hasonlóan viselkedik a miklaihoz. A szikes társulásfoltok határánál a határ szignifikanciáját csökkenteti az, ha nem minden paraméter lefutása elég meredek a határvonalon. A szikikákás szikes mocsár és szikfok növényzet között leginkább a sótartalom meredeksége nagy, a többi paraméteré viszont nem nagy, a lejtő meredeksége sem az, emiatt a határ a SED függvény esetében nem szignifikáns, csak a DREN függvénnyel az. Ezenkívül itt a szomszédos foltok közötti közös fajok aránya is nagy. A szikfok és ürmös pusztá közti átmenetben minden paraméter meredeksége nagy, ezért a csúcs magassága és a határ szignifikanciája is nagy. A nem szikes–szikes átmenetnél (ürmös pusztá–lősztyepp) szintén nagy a paraméterek meredeksége, valamint a közös fajok arány is kicsi, emiatt a csúcs magas és szignifikanciája erős.

A bugaci szelvényben a magasságkülönbség a két társulásfolt között nagy (1.5 m), a lejtő meredeksége szintén erős, de a talajparaméter értékek változásának meredeksége az átmeneti zónában nem túlságosan erős. Az átmeneti zónát jelző mozgó-ablakos kettős csúcs szignifikanciája éppen eléri az 5%-os szintet, de a kettőből csak az egyik szignifikáns. Aminek az lehet a magyarázata, hogy ha megnézzük a fajok eloszlásának az arányát, a két folt között, beleértve az átmeneti zónát is, a közös fajok aránya itt a legnagyobb a négy szelvény közül. Vagyis a talajparaméterek változásának csekélyebb intenzitása a növényfajok szinte

folyamatos váltását hozza létre a buckaoldalban, ami nem éles határt eredményez, hanem zónát a mozgó-ablakos elemzés alapján, ahol viszont ez a folytonos fajcsere a csúcs magasságát csökkenti.

A Tanaszi szelvényben a buckaoldal meredeksége kisebb, mint a bugaci szelvényben, viszont a paraméter értékek meredeksége minden esetben nagyobb, míg a szikes zonációk szelvényeihez viszonyítva viszont kevésbé meredek. Azonban ellentétesen azzal, amit várnánk, a két folt közti közös fajok aránya sokkal kisebb, mint a bugaci szelvénynél, a fajok közti váltás csak egy kis szakaszon belül folyamatos. Ez azt eredményezi, hogy nem a bugaci szelvényhez hasonlóan viselkedik egy átmeneti zónát létrehozva, hanem határvonalat detektál itt a mozgó-ablakos elemzés. Azonban csak a DREN függvény esetében lesz szignifikáns határ, a SED esetében nem. Vagyis itt tömegességben nem nagy váltás történik, inkább a fajcsere a fontos.

Mindezen eredmények tükrében azt mondhatjuk, hogy a határ szélességét és szignifikanciáját befolyásoló tényezők – lejtő meredeksége, paraméterek meredeksége, stressz erőssége – közül a legfontosabb a háttérparaméter értékek meredeksége a határzónában. A határ éles és vonalszerű, ha a paraméterek meredeksége nagy. Minél több paraméter minél meredekebb a határzónában, a határ annál élesebb, keskenyebb és a határ szignifikanciája annál erősebb. Ha a paraméterek nem mindegyikének nagy a meredeksége a határnál, az a szignifikancia erősségét csökkenti, leginkább a SED függvény esetében, a DREN esetében nem, hiszen az a fajcserére érzékeny. Ha a lejtő ugyan meredek, de a paraméterek meredeksége viszonylag kicsi, ez a határzóna kialakulását eredményezheti és a szignifikancia erősségét csökkenti, hiszen ez a körülmény támogatja a fajok szinte folyamatos cseréjét az adott szakaszon, ami kialakítja a vegetáció mintázatában a határzónát. A kapott eredmények nem mondanak ellent az irodalomban eddig leírtaknak, inkább pontosítják azokat. Az abiotikus környezetnek a határok szélességére gyakorolt hatását általánosan fogalmazták meg többen is (Fortin és Dale 2006, Risser 1995, Fagan és mtsai. 2003) mely szerint az abiotikus környezetben bekövetkező éles váltások éles és keskeny határokat, míg a folyamatos változások az abiotikus környezetben szélesebb és diffúzabb határzónát eredményeznek a vegetációban. Az eredményeim nagyobb része megfelel ezeknek a megállapításoknak, de a Tanaszi semlyék szelvényei ennek ellentmondanak, hiszen folyamatos a változás a talajparaméterekben, és mégsem jön létre határzóna a vegetációban. A saját eredményeim, mely a talajparaméterek meredekségét is figyelembe veszi, megmagyarázzák, hogy a határzónában a paraméterek meredeksége nagyobb, mint a bugaci szelvényben, ezért jöhet létre határvonal a két társulás között. De mivel az összes paraméter nem egyformán meredek a

határon, ezért a mozgó-ablakos elemzés során nem mindkét függvénnyel kapunk szignifikáns csúcsot, ami arra utal, hogy a határ ugyan vonalszerű, de nem markáns és éles.

6.4. A határ vagy határzóna helyének és szélességnek állandósága a bugaci homoki legelő–buckaközi láprét illetve a csikópusztai szikes gyepfoltok és löszsztyepp között.

A határzónák időbeli dinamikáját két szelvényben vizsgáltam, a bugaciban és a csikópusztaiban. Az elsőt öt éven keresztül vizsgáltam, a másodikat két évig, mely során szezonális felvételek készültek.

A bugaci szelvényben a detektált határzónát az öt éves adatsorban végig megtaláljuk. A határzóna szélessége és élessége a szezonális adatsorokban változó, a szignifikáns kettős vagy hármas csúcsok száma és helye kismértékben változik. Ez azt is jelenti, hogy a határzóna szélessége és belső foltossága évszakosan változik, ahogy azt Körmöczy és Jusztin (2003) is már leírta a bugaci homoki gyepeken végzett vizsgálataikban. Az ötéves adatsorokat tekintve 15 és 20 méter között minden tavaszi és őszi felvételen megjelenik ez a többes összeolvadó csúcs, még ha nem is mindig érik el a csúcsok a szignifikancia szintet. Ez alapján a határzóna szélessége 3-5 méter között változik szezonálisan a szelvényben, ami nagyon hasonló Körmöczy és Jusztin (2003) eredményeihez, akik a vegetációs határok 2-5 méteres ingadozását tapasztalták különböző típusú homoki gyeptársulások között Bugacon.

A két függvény – SED és DREN – közül csak a SED éri el a szignifikancia szintet a legtöbb esetben, ami azt jelenti, hogy a határ szezonális mintázatának változásában nagyobb szerepe van a fajok tömegességében bekövetkezett változásoknak, mint a fajösszetételbeli változásnak. Ez alátámasztja Körmöczy és Balogh (1991) azon megállapítását, miszerint néhány növényfaj populációjának (pl. *Festuca pseudovina*) gyorsan (évről-évre) bekövetkező abundanciális változásai - mint válaszok bizonyos abiotikus vagy biotikus tényezők változásaira - okozzák a határzóna szélességének fluktuációját. Míg más fajok (pl. *Potentilla arenaria*) abundanciális változásai lassabbak, és a szukcesszió során van nagyobb szerepük.

A határzóna szerkezetének változásában nem sikerült trendet vagy ciklikusságot megállapítani sem évszakosan (tavasz és ősz között), sem az évek között, évről-évre máshogy változik a határ szélessége és a csúcsok szignifikanciája, hasonlóan Körmöczy és Jusztin (2003) megfigyeléseivel. Mivel a homoki gyepek szerkezetét befolyásoló legfontosabb limitáló tényező a talajból a növények számára hozzáférhető víz (Fekete és mtsai. 1979), feltételezhetően az aktuális időszak csapadék eloszlása befolyásolja (van der Maarel 1981)

nagymértékben a határzóna változásait, de az ezt kialakító okokat a dolgozatban nem elemeztem.

A **csikópusztai szelvény** esetében a mozgó-ablakos csúcsok helyének jelentős elmozdulását nem tapasztaltam, a csúcsok szignifikanciájának erőssége változik csak szezonálisan mindkét függvény esetében. A határvonalak helye a két éves vizsgálatban gyakorlatilag nem változik, azonban néhány adatsorban maximum 10 cm-es elmozdulás előfordul.

Az eredmények azt mutatják, hogy hasonlóan a biomok közti határzónák időbeli változásaihoz (Strayer és mtsai 2003, Fagan és mtsai 2003, Delcourt és Delcourt 1992), a növénytársulások közti határzónának is van egyfajta időbeli változása. A vizsgált két szelvény közül egyikben sem tapasztaltam a határ vagy határzóna térbeli elmozdulását egyik vagy másik társulásfolt irányába. Azonban a bugaci szelvényben, ahol egy széles határzóna alakult ki, a határzóna szélessége – még ha kis mértékben is – változik a tavasszal és ősszel ismételt felvételek között. Abban az esetben, ahol éles, keskeny határvonal húzódott a szomszédos társulásfoltok között, a határ elmozdulását nem tapasztaltam.

6.5. Konklúziók

A négy (Miklapusztá, Csikópusztá, Felső-Bugaci legelő, Tanaszi semlyék) edafikus gyeptársulásokkal borított mintaterületen mozgó ablakos módszerrel végzett határzóna vizsgálati eredményeim arra utalnak, hogy térszíni gradiens mentén kialakult, eltérő társulástípusba sorolt, de hasonló fiziognómiájú állományok között éles határvonal és szélesebb határzóna is létrejöhet.

A határ szélességét döntően az abiotikus háttérparaméterek meredeksége befolyásolja a szomszédos társulásfoltok határán. A határ éles, ha a legtöbb edafikus háttérparaméter meredeksége együttesen nagy a szomszédos foltok határán. Ha a térszíni gradiens meredek, de a paraméterek meredeksége viszonylag kicsi, az határzóna kialakulását eredményezheti és a határ szignifikanciájának erősségét is csökkenti, hiszen ez a körülmény támogatja a fajok szinte folyamatos cseréjét az adott szakaszon, ami kialakítja a vegetáció mintázatában a határzónát.

A terepi megfigyelőnek a határ vagy határzóna jelenléte nem mindig észrevehető. Olyan esetben, ahol a szomszédos társulásfoltok határán a fajok tömegességében nagyobb változások zajlanak le, mint a fajösszetételben, a határ vizuális észlelése nagyobb nehézséget

okoz. Ha a fajcsere intenzitása nagyobb a határon, mint a tömegességbeli változások, vagy ha hasonló intenzitásúak, akkor a terepi megfigyelőnek könnyebb a határvonal vagy határzóna pontos meghatározása. Utóbbi esetben akár egyetlen populáció gyors megjelenése és tömegessé válása is elegendő a határ biztonságos detektálásához.

A homoki gyeplápréti zonációban sokkal nagyobb eltérés volt a vizuálisan detektált határok és a mozgóablakos elemzéssel meghatározott határok között, mint a szikes zonációban. Ennek oka, hogy olyan vegetációban, ahol a háttérparaméterek folyamatos, nem túl meredek változása miatt a társulások határán folyamatos a fajcsere, és nem alakul ki éles határ, nagyon nehéz a terepi vizsgálatnál megállapítani a határvonalat vagy határzónát. Ezekben az esetekben lehet hasznos egy objektív módszer – mint például a mozgó-ablakos elemzés – a határok megállapítására.

Szomszédos társulásfoltok között kialakuló éles, keskeny határvonal esetén a határ jelentős szezonális elmozdulását egyik vagy másik társulásfolt felé nem tapasztaltam. Abban az esetben viszont mikor széles határzóna alakult ki a társulásfoltok között a határzóna szélessége – még ha kis mértékben is – változott évszakosan és évről-évre is, feltételezhetően az aktuális időszak csapadék eloszlásának függvényében.

A jelenlegi eredmények alapján a határzónák további kutatásának célja lehet a határzóna évszakai változásainak további vizsgálata és az azt létrehozó okok feltárása. Szükséges lenne további szelvények vizsgálata olyan szárazgyep és mezofil gyepek találkozásánál, ahol a háttérparaméterek nem meredek és határzóna jön létre, hogy a kapott eredményeket jobban alá tudjuk támasztani. További vizsgálatokat igényel annak feltárása, hogy a talaj szemcseméretének változása a vizsgált szelvény mentén hogyan befolyásolja a határzóna és a vegetáció mintázatát.

7. Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni témavezetőmnek, Dr. Körmöczy Lászlónak, munkám során nyújtott önzetlen segítségét, végtelen türelmét, támogatását és hasznos tanácsait. Egyaránt sokat segített a terepi munkák során és az adatok statisztikai kiértékelésében és értelmezésében is.

Dr. Tóth Tibornak köszönöm a rendelkezésemre bocsátott mérőműszereket a talajminták laboratóriumi elemzéséhez és azt, hogy hasznos tanácsokkal és ötletekkel szolgált a talajtani adatok kiértékeléséhez és értelmezéséhez.

Dr. Margóczy Katalinnak köszönöm, hogy a Tanaszi semlyéken készült szelvényének terepi adatait rendelkezésemre bocsátotta a határzónák elemzéséhez.

Dr. Horváth Andrásnak köszönöm, hogy segített a miklapusztai mintahely kiválasztásában és az általa készített vegetációtérképeket rendelkezésemre bocsátotta. Ezenkívül, hasznos szakmai tanácsokat kaptam tőle munkám kezdetekor, melyért hálás vagyok.

A terepi vegetációs felvételek készítésekor nyújtott segítségért hálás vagyok Krízsik Virágnak, Juszti Istvánnak, Makra Orsolyának, Tanács Évának, Angyal Dorottyanak. A talajminták felvételében Németh Csaba sokszor volt a segítségemre, a talajminták előkészítésében Czövek Gabriella segített sokat.

Dr. Gallé Lászlónak köszönöm a munkám során tőle kapott sok biztatást és támogatást valamint hogy lehetővé tette számomra, hogy az ösztöndíjam lejárta után is a tanszéken dolgozhassak tovább.

Köszönet illeti még az SZTE Ökológiai Tanszékének jelenlegi és egykori munkatársait, akik valamilyen módon segítették dolgozatom elkészítését.

A dolgozat elkészítéséhez a Deák Ferenc predoktori ösztöndíj (DFÖ 0137/2007.) nyújtott segítséget, a kutatásokat az NKFP-3B60008/2002 és NKFP6-00013/2005 számú pályázatok is támogatták.

8. Irodalomjegyzék

- Allen, C.D. és Breshears, D.D. 1998. Drought-induced shift of a forest-woodland ecotone: Rapid landscape response to climate variation. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 99:14839-14842.
- Allen, T.F.H és Starr, T.B. 1982. *Hierarchy. Perspectives for ecological complexity*. Chicago, University of Chicago Press. pp. 267.
- Aradi, E. 2007. *A Tanaszi semlyék vegetációja*. Kutatási jelentés a HU-RO-SCG-1/146 számú Interreg programhoz, SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged
- Austin, M. P. 2005. Vegetation and environment: discontinuities and continuities. In: E. van der Maarel (ed.) 2005. *Vegetation ecology*. Blackwell Publishing, p. 52-84.
- Bagi, I. 1991. Limitations and possibilities of the methodology of the Zürich-Montpellier phytosociology school in vegetation mapping. *Phytocoenosis 3, Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 2: 131-134.
- Ballabás, S. és Sós, B. 1964. *Csongrád megye rét- és legelőgazdálkodásának helyzete*. Csongrád megyei Rét- és Legelő Alap, Szeged.
- Begon, M., Harper, J.L. és Townsend, C.L. 1986. *Ecology. Individuals, population and communities*. Blackwell, Oxford, UK.
- Bíró, M. 1990. *Löszpusztagyep-foltok zonációviszonyainak és szikes degradációjának vizsgálata*. Diplomadolgozat. Szeged.
- Bodroγκözy, Gy. 1963. Ecology of the halophilic vegetation of the Pannonicum. II. Correlation between alkali ("szik") plant communities and genetic soil classification in the northern Hortobágy. *Acta Bot. Hung.* 11:1-51.
- Bodroγκözy, Gy. 1980. Szikes puszták és növénytakarójuk. *Békés Megyei Múzeumok Közleményei* 6:29-49.
- Bodroγκözy, Gy. 1989. A kiskunsági védett területek gyéptakatrójának környezetvédelmi gondjai. 1. Apajpuszta. *Biotechnológia és környezetvédelem ma és holnap*. 3:29-34.
- Bodroγκözy, Gy. és Györffy, B. 1970. Ecology of the halophilic vegetation of the Pannonicum VII. Zonation study along the Bega-backwaters in the Voivodina (Yugoslavia). *Acta Biol. Szeged* 16: (3-4):25-41.
- Boeye, D. és Verheyen, R.F. 1994. The relation between vegetation and soil chemistry gradients in ground water discharge fen. *J.Veg.Sci.* 5:553-560.

- Boren, J.C., Engle, D.M., Gregory, M.S., Masters, R.E., Bidwell, T.G., és Mast, V.A. 1997. Landscape structure and change in a hardwood forest-tallgrass prairie ecotone. *Journal of Range Management* 50 (3):244-249.
- Borhidi, A. 1993. Characteristics of the climate of the Danube-Tisza mid region. In: Szujkó-Lacza, J. és Kovács, D. (eds.) 1993 *The flora of the Kiskunság National Park*. Természettudományi Múzeum, Budapest. pp. 9-21.
- Borhidi, A. 2003. Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Brunt, J.W. és Conley, W. 1990. Behaviour of a multivariate algorithm for ecological edge detection. *Ecological Modelling* 49:179-203.
- Buzás, I. 1988. *Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1-2*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Weathers, K.C., Bell, S.S., Benning, T.L., Carreiro, M.M., és Dawson, T.E. 2003. An interdisciplinary and synthetic approach to ecological boundaries. *BioScience* 53:717-722.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Weathers, K.C., és Jones, C.G. 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. *Bioscience* 53 (8): 750-758.
- Callaway, R.M. 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia* (112):143-149.
- Choesin, D. és Boerner, R.E.J. 2002. Vegetation boundary detection: A comparison fo two approaches applied to field data. *Plant Ecology* 158:85-96.
- Churkina, G. és Svirezhev, Y. 1995. Dynamics and forms of ecotone of under the impact of climatic change: mathematical approach. *Journal of Biogeography* 22: (2-3) 565-569
- Clements, F.E. 1905. *Research methods in ecology*. University Publishing Company Lincoln, Nebraska p. 277.
- Collins, S.L., Glenn, S.M. és Roberts, D.W. 1993. The hierarchical continuum concept. *Journal of Vegetation Science* (4):149-156.
- Cornelius, J.M. és Reynolds, J.F. 1991. On determining the statistical significance of discontinuities within ordered ecological data. *Ecology* 72: 2057-2070.
- Cornelius, J.M., Kemp, P.R., Ludwig, J.A. és Cunningham. G.L. 1991. The distribution of vascular plant species and guilds in space and time along a desert gradient. *J. Veg. Sci.* 2:59-72
- Daubenmire, R. 1968. *Plant communities. A textbook of plant synecology*. Harper & Row, New York

- de Patta Pillar, V. és de Quadros F.L.F. 1997. Grassland-forest boundaries in southern Brasil. *Coenoses* 12 (2-3):119-126.
- Delcourt, P.A. és Delcourt, H.R. 1992. Ecotone dynamic in space and time In: Hansen, A.J. és di Castri, F. (eds.) 1992. *Landscape boundaries – consequences for biotic diversity and ecological flows*. pp.19-55.
- Fagan, W.F., Fortin, M.-J. és Soykan, C. 2003. Integrating edge detection and dynamic modeling in quantitative analysis of ecological boundaries. *Bioscience* 53 (8):730-738.
- Fekete, G., Molnár, Zs. és Horváth, F. 1997. Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp.92-93.
- Fekete, G., Précsényi, I., Molnár, E., és Nosek, J.1979. Szerkezet és működés egy természetes növénytársulásban. Eredmények, problémák és perspektívák a Tece-homokpusztagyep kutatásában. *MTA Biol.Oszt.Közl.* (22):311-322.
- Fortin, M-J. 1994.Edge detection algorithms for two-dimensional ecological data. *Ecology*, 75(4):956-965.
- Fortin, M-J. és Dale, M. 2006. Spatial partitioning of regions: patch and boundary. In: M-J. Fortin és M. Dale (eds.) 2006. *Spatial analysis: a guide for ecologist*. Cambridge University Press, p. 174-211.
- Fortin, M-J. és Drapeau, P. 1995. Delineation of ecological boundaries: comparison of approaches and significance tests. *Oikos*, 72(3):323-332.
- Fortin, M-J., Olson, R.J., Ferson, S., Iverson, L., Hunsaker, C., Edwards, G., Levine D., Butera, K. és Klemas, V. 2000. Issues related to the detection of boundaries. *Landscape ecology* 15:453-466.
- Gosz J.R. és Sharpe, P.J.H. 1989. Broad-scale concepts for interactions of climate, topography, and biota at biome transitions. *Landscape Ecology* 3: 229-243.
- Gosz, J. 1993. Ecotone hierarchies. *Ecological applications* 3 (3): 369-376.
- Greig-Smith, P. 1979. Pattern in vegetation. *J. Ecol.* 67: 755-779.
- Hansen, A.J., di Castri, F. és Naiman, R.J.1988. Ecotones: What and Why? In: di Castri, F., Hansen, A. J. and. Holland, M. M. (eds.) 1988. A new look at ecotones: emerging international projects on landscape boundaries. *The International Union of Biological Sciences News Magazine* Special Issue 17. International Union of Biological Sciences, Paris pp. 9-47.

- Harmati I. 2000. A vízrendezések hatása a Duna-völgy szikes talajaira. *Agrokémia és Talajtan* 49: 369-382.
- Harper K. A. és MacDonald. S. E. 2001. Structure and composition of riparian boreal forest: new methods for analyzing edge influence. *Ecology* 82 (3): 649-659.
- Hennenberg, K.J., Goetze, D., Kouamé L., Orthmann, B. és Porembski, S. 2005. Border and ecotone detection by vegetation composition along forest-savanna transects in Ivory Coast. *J. Veg. Sci.* 16: 301-310.
- Hobbs, E. R. 1986. Characterizing the boundary between California annual grassland and coastal sage scrub with differential profiles. *Plant Ecology* 65(2): 115-126.
- Holland, M. 1988. SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries. In: di Castri, F., Hansen, A. J. és. Holland, M. M. (eds.) 1988. A new look at ecotones: emerging international projects on landscape boundaries. *The International Union of Biological Sciences News Magazine Special Issue* 17. International Union of Biological Sciences, Paris pp. 47-106.
- Holland, M.M., Risser, P.G., és Naiman, R.J. (eds.) 1991. *Ecotones: the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*. Chapman and Hall, New York
- Horváth, A. 1997. A Kiskunsági Nemzeti Park Miklapusztai területének botanikai állapotfelmérése és vegetációtérképezése. Kutatási jelentés, Szeged
- Horváth, A. 1998. INFOTHEM program: new possibilities of spatial series analysis based on information theory methods.- *Tiscia*. 31:71-84.
- Howitt, D. és Cramer, D. 2002. A Guide to Computing Statistics with SPSS 11 for Windows. Prentice Hall
- Huxley, J.S. 1938. Clines: An auxiliary taxonomic principle. *Nature* 142:219-220.
- Iványosi Szabó, A. 1979. A Duna- Tisza köze éghajlatának néhány jellemzője. In: Tóth, K. (ed.) 1979. *Nemzeti Park a Kiskunságban*. NATURA, Budapest. pp.90-93.
- Johnston, C.A., J. Pastor, és G. Pinay. 1992. Quantitative methods for studying landscape boundaries. - In: A.J. Hansen és F. di Castri (eds) 1992. *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flow*. Springer, New York. pp. 107-125.
- Jozefaciuk, G., T. Tóth, és G. Szendrei. 2006. Surface and micropore properties of saline soil profiles. *Geoderma*. 135: 1-15.
- Juhász-Nagy, P. 1985. Bevezetés a szüdinamikába. In: Fekete, G. (szerk.) 1985. *A cönológiai szukcesszió kérdései*. Biol. Tanulm. 12:13-30.

- Jusztin, I. 2000. *Gyepközösségek határzónáinak vizsgálata*. Szakdolgozat. SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged.
- Kark, S. és van Rensburg, B. J.. 2006. Ecotones:marginal or central areas of transition? *Israel Journal of Ecology & Evolution* 52:29-53.
- Kelemen, J. 1997. Szikes gyepek. In: Kelemen, J. (szerk.) 1997. *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez*, Budapest:TermészetBúVÁR Alapítvány Kiadó, p. 129-165.
- Kemény, G. Penksza, K., és Nagy Z. 2001. Coenological data on temperate semidesert sandy grasslands in Hungary. *Acta Botanica Hungarica*. 43: 333-348.
- Kent, M. és Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis, A parctical approach*. Belhaven Press, London
- Kent, M., Gill, W. J., Weaver, R. E. és Armitage, R. P. 1997. Landscape and plant community boundaries in biogeography. *Progress in Physical Geography* 21 (3):315-353.
- Kent, M., R. A. Moyeed, C. L. Reid, R. Pakeman, és R. Weaver. 2006. Geostatistics, spatial rate of change analysis and boundary detection in plant ecology and biogeography. *Progress in Physical Geography* 30 (2):201-203.
- Kovács, F., Szatmári, J. és Rakonczai, J. (2006) Assesment of the special soil degradation (bench erosion) with GIS methods from the Great Hungarian Plain. - Proceedings of the 9th AGILE Conference of Geographic Information Science, Visegrád, Hungary pp.29-34.
- Körmöczi, L. 1983. Correlations between the zonation of sandy grasslands and the physico-chemical condition of their soil in Bugac. *Acta Biol. Szeged*. 29(1-4): 117-1270.
- Körmöczi, L. 1994. *Tér-idő mintázatok és mintázattranzformációk homokpusztai gyeptársulásokban*. Kandidátusi értekezés. JATE Ökológiai Tanszék.
- Körmöczi, L. 1996. Spatio-temporal patterns and pattern transformations in sand grassland communities. *Acta Biol. Szeged*. 41: 103-108.
- Körmöczi, L., és Jusztin, I. 2003. Homoki gyepközösségek határzónájának szezonális dinamikájáról. *CSEMETE Egyesület évkönyve*. pp.163-177.
- Körmöczi, L. 2005. On the sensitivity and significance test of vegetation boundary detection. *Community Ecology* 6(1): 75-81.
- Körmöczi, L. és Balogh, A. 1990. The analysis of pattern change in a Hungarian sandy grassland. In: F. Krahulec, A.D.Q. Agnew, S. Agnew and H.J. Willems (eds.) 1990 *Spatial processes in plant communities*. Academia, Prague. pp. 49-58.

- Kun, A. 2001. Analysis of precipitation year and their regional frequency distributions in the Danube-Tisza mid-region, Hungary. *Acta Botanica Hungarica*. 43 (1-2):175-187.
- Kun, A. és Molnár, Zs.1999. Nemzeti Biodivezítés Monitorozó Rendszer XI. Élőhely térképezés. Scientia Kiadó, Budapest. pp.15.
- Laurance, W.F., Didham, R.K. és Power, M.E. 2001. Ecological boundaries: a search for synthesis. *TRENDS in Ecology and Evolution* 16: 70-71.
- Legendre, L. és Legendre, P. (1998): *Numerical ecology*. pp. 693-696 Elsevier, Amsterdam
- Leopold, A. 1933. *Game management*. pp. 135. Schriber, New York, USA.
- Livingstone, B.E. 1903. The distribution of the upland societies of Kent county. *Michigan Bot. Gaz.* 35:36-55.
- Ludwig, J.A. and J.M. Cornelius. 1987. Locating discontinuities along ecological gradients. *Ecology* 68: 448-450.
- Magura, T. 2002. Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and Management* 157:23-37.
- Magura, T., Tóthmérész, B. és Bordán, Zs.2002. Carabids in an oak-hornbeam forest: testing the edge effect hypothesis. *Acta Biologica Debrecina* 24:55-72.
- Martín, M.J.R., De Pablo, C.L., és De Agar, P.M. 2006. landscape changes over time: comparison of land uses, boundaries and mosaics. *Landscape ecology*. 21:1075-1088.
- Molnár, Zs. 1992. A pitvarosi-puszták növénytakarója, különös tekintettel a löszpusztagyepre. *Bot. Közlemények* 79:19-27.
- Molnár, Zs., Sipos, F., Vidéki, R., Bíró, M. & Iványosi Szabó, A. 2003: *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. TermészetBÚVÁR Kiadó, Budapest.
- Molnár, Zs. és Borhidi, A. 2003. Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. *Phytocoenologia*, 33 (2-3):377-408.
- Muñoz-Reinoso, J.C. és Garcia Novo, F. 2005. Multiscale control of vegetation patterns:the case of Donana (SW Spain). *Landscape ecology* 20:51-61.
- Neilson, R. P. 1993. Transient Ecotone Response to Climatic Change: Some Conceptual and Modelling Approaches. *Ecological Applications*. 3(3): 385-395.
- Nishimura, T.B. és Kohyama, T. 2002. Formation and maintenance of community boundaries in a sub-alpine forest landscape in northern Japan. *Journal of Vegetation Science* 13:555-564.
- Nwadialo, B.E. és Hole, F.D. 1988. A statistical procedure for partitioning soil transects. *Soil Science* 145 (1):58-62.

- Odum, O.P. 1971. *Fundamentals of Ecology*. Saunders Company, Philadelphia, pp.157-158.
- Pécsi, M. (ed). 1967. *A dunai Alföld*. -Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Pécsi, M. (ed). 1969. *A tiszai Alföld*. -Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Peters, D.P.C., Gosz, J.R., Pockman, W.T., Small, E.E., Parmenter, R.R., Collins, S.L. és Muldavin, E. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape ecology* 21:19-33.
- Pickett, S.T.A. és White, P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, London pp. 4-5.
- Pickett, S.T.A. és Cadenasso, M.L. 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269:331-334.
- Podani, J. 1993. SYN-TAX 5.0: Computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics. *Abstr. Bot.* 17: 289-302.
- Puth, L.M., Wilson, K.A. 2001. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control. *Conserv. Biol.* 15: 21-30.
- Rakonczai, J. és Kovács, F. 2000. Possibilities provided by GIS in the evaluation of landscape changes on plain territories. - *ACTA Geographica Szegediensis*. 37:83-92.
- Risser, P.G. 1995. The status of the science examining ecotones. *Bioscience* 45 (5):318-326,
- Ritchie, J.C. 1986. Climate change and vegetation response. *Vegetatio*. 67: 65-74.
- Rosenthal, D.M., Ludwig, F. és Donovan, L.A. 2005. Plant responses to an edaphic gradient across an active sand dune/desert boundary in the Great Basin desert. *Int. J. Plant Sci.* 166(2): 247-255.
- Shipley, B. és Keddy, P.A. 1987. The individualistic and community-unit concepts as falsifiable hypotheses. *Plant Ecology* 69:47-55.
- Shelford, V. E. 1913. *Animal communities in temperate America*. The University of Chicago Press, Chicago, USA. pp.189.
- Simon, T. 2000. A magyarországi edényes flóra határozója (Harasztok-virágos növények). Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Southall, E. J. Dale, M. P. és Kent M. 2003. Spatial and temporal analysis of vegetation mosaics for conservation: poor fen communities in a Cornish valley mire. *Journal of Biogeography* 30 (9):1427–1443.
- Standovár, T. 1995. Növényzeti minták klasszifikációja. *Tilia* 1:145-157.
- Stanisci, A., Lavieri, D., Acosta, A. és Blasi, C. 2002. Structure and diversity trends at *Fagus* timberline in central Italy. *Community Ecology* 1(2):133-138.
- Stefanovits, P., Filep, Gy. és Fülekgy Gy.1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest

- Strayer, D.L., Power, M.E., Fagan, W.F.S., Pickett, T.A. és Belnap, J. 2003. A classification of ecological boundaries. *Bioscience* 53 (8): 723-729.
- Strömpl, G. 1931. A szik geomorfológiája. *Földrajzi Közlemények*. 4-5 pp. 62-74.
- Szitár, K. 2002. *Az Észak-Tanaszi-semlyék aktuális vegetációja*. Diplomadolgozat, Szeged.
- Ter Brak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
- Tóth, Cs. 2001. Síkvidéki mikroerózió szikes talajon Ágota-pusztán. (Hortobágyi Nemzeti Park). *Agrokémia és Talajtan*. 50: 397-408.
- Tóth, T., Matsumoto, S., Mao, R. és Yin, Y. 1995. Precision of predicting soil salinity based on vegetation categories of abandoned lands. - *Soil Science*. 160: 218-231.
- Tóth, T. és Szendrei, G. 2006. A hazai szikes talajok és a szikesedés valamint a sófelhalmozódási folyamatok rövid jellemzése. *Topographia Mineralogica Hungariae*. IX: 7-20.
- Tóth, T. és Rajkai, K. 1994. Soil and plant correlations in a solonchic grassland. *Soil Science* 157:4:253-262.
- van der Maarel, E. 1976. On the establishment of plant community boundaries. *Ber.Deutsch.Bot.Ges.Bd.* 89:417-443.
- van der Maarel, E. 1981. Fluctuation in a coastal dune grassland due to fluctuation in rainfall: experimental evidence. *Vegetatio*. 47:259-265.
- van der Maarel, E. 1990. Ecotones and ecoclines are different. *J. Veg. Sci.* 1:135-138.
- van der Maarel, E. 2005. Vegetation and environment - an overview. In: van der Maarel, E. (ed.) 2005. *Vegetation ecology*. Blackwell Publishing. p.17.
- van der Maarel, E. és Leertouwer, J. 1967. Variation in vegetation and species diversity along a local environmental gradient. *Acta Botanica Neerlandica* 16 (6):211-221.
- van Leeuwen, C.G. 1966. A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. *Wentia* 15:26-46.
- Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. *J.Ecol.* 35:1-22.
- Webster, R. 1973. Automatic soil-boundary location from transect data. *J. Internatl. Ass. Math. Geol.* 5:27-37.
- Webster, R. 1978. Optimally partitioning soil transects. *J. Soil Sci.* 29: 388-402.
- Weltzin, J.F., és McPherson, G.R. 1999. Facilitation of conspecific seedling recruitment and shifts in temperate savanna ecotones. *Ecological Monographs* 69: 513-534.
- Werger, M.J.A., Louppen, J.M.W. és Eppink, J.H.M. 1983. Species performances and vegetation boundaries along an environmental gradient. *Vegetatio* 52:141-150,

- Westhoff, V. 1947. *The vegetation of dunes and salt marshes on the Dutch islands of Terschelling, Vlieland and Texel*. Thesis, Utrecht
- Whittaker, R.H. 1975. *Communities and ecosystems*. McMillan, New York, pp. 112-127.
- Wiens, J.A., Crawford, C.S. és Gosz, J.R. 1985. Boundary dynamics: A conceptual framework for studying landscape ecosystem. *Oikos* 45: 421-427.
- Wierenga, P.J., Hendrickx, J.M.H., Nash, M.H., Ludwig J.A., Daugherty (1987): Variation of soil and vegetation with distance along a transect in the Chihuahuan Desert. *Journal of Arid Environments* 13:53-63.
- Zalatnai, M. és Körmöczi, L. 2004. Fine-scale pattern of the boundary zones in alkaline grassland communities. *Community Ecology* 5:235-246.
- Zalatnai, M., Körmöczi, L., és Tóth, T. 2008a. Soil-plant interrelations and vegetation boundaries along an elevation gradient in a hungarian sodic grassland. *Cereal Research Communications*. 36:231-234.
- Zalatnai, M., Körmöczi, L., és Tóth, T. 2008b. Community boundaries and edaphic factors in saline-sodic grassland communities along an elevation gradient. *Tiscia*. 36:7-15.
- Zólyomi, B. (1987): Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. *Acta Botanica Hungarica* 33(1-2):3-18.

Összefoglalás

A növénytársulások állományfoltjai közti határok és határzónák vegetációs mintázatának finom léptékű és részletes leírása hiányzik a növényökológiai kutatásokból. Míg sok elméleti és összefoglaló cikk születik a határzónák és ökotonok témakörében, addig a jelenség részletes vizsgálatával nagyon kevés tanulmányban találkozhatunk. Pedig a szomszédos növénytársulások közötti határzóna vizsgálata – a fajkompozíció térbeli variációja és az azt kialakító abiotikus és biotikus kényszerek tanulmányozása – fontos lehet, mert gyakran kapcsolatban áll természetvédelmi és környezetvédelmi kezelési problémákkal is, hiszen az átmeneti zóna a florisztikai és ökológiai változások helye. A természetvédelmi területeken fontos feladat a vegetáció táj- és társulásszintű monitorozása a természetvédelmi kezelések kialakításához, amit jelenleg vegetációtérképezéssel végeznek. A térképezés folyamán azonban a folthatárok megrajzolásakor fontos ismerni a határvonal vagy határzóna helyét és méretét a foltok között, melyek meghatározása többször gondot okoz. Különösen fontos ismerni a határzónák helyét és méretét olyan területeken, melyek fokozottan érintettek a klímaváltozás hatásaitól, hiszen irodalmi adatok igazolják, hogy a környezeti változások hatására az átmeneti zónák mérete és helye is megváltozhat.

A dél-alföldi homoki és szikes gyepközösségek a klímaváltozásnak különösen kitettek, az őket érintő bizonyos változásokról már az elmúlt húsz évből is van tudomásunk. A kiskunsági homoki gyepközösségeket leginkább az elmúlt két évtized aszályai és a talajvízszint folyamatos csökkenése befolyásolta, melynek következtében már mérhető változások történtek eddig is a vegetációfoltok méretében, alakjában és fajkészletében, valamint átmeneti cönológiai státuszú állományok is megjelentek. Mivel a vegetációfoltok is változnak, a köztük lévő határok és határzónák helye és szélessége is változhat. További változások hatására várható hogy a határzónák szélessége és helye is változni fog, de a homoki gyepvegetációban a vegetációs határokat még kevesen vizsgálták, változásait pedig eddig még nem írták le. A szikes gyepközösségek felé is nagyobb figyelem irányult az utóbbi években, mert főként a Kiskunságban a talaj sótartalma folyamatosan csökken, és ezzel összefüggésben a szikes vegetáció is folyamatosan változik. Távérzékeléssel és légifotók elemzésével geográfusok már vizsgálták a szikpadkák erózióját és határvonalainak elmozdulását, de vegetációökológiai szempontból is fontos lenne követni a vegetációs határok szezonális változását, és felfedni a kapcsolatok erősségét a határok és az edafikus paraméterek között.

A dolgozat célja, hogy alföldi szikes és homoki gyeptársulásokban mozgó-ablakos elemzéssel vizsgálja a határ vagy határzóna helyét és kiterjedését, valamint azt, hogy a határ/határhatárzóna kialakításában milyen edafikus háttérváltozók játszhatnak szerepet. A vizsgálathoz négy mintaterületet választottam ki, melyek abiotikusan stresszeltek, de az abiotikus stressz oka és mértéke különböző volt, tehát a mérhető abiotikus háttérparaméterek változásának intenzitása is különböző mértékű a mintaterületeken.

Eredményeim a következők voltak:

1. Az eredményeim arra utalnak, hogy térszíni gradiens mentén kialakult, eltérő társulástípusba sorolt, de hasonló fiziognómiájú állományok között éles határvonal és szélesebb határzóna is létrejöhet.

1.1. A bugaci szelvényben a mozgóablakos elemzés egy széles határzónát (kb. 5 m széles) jelez a homoki legelő (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudoviane* SOÓ (1940) és buckaközi láprét (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* MAGYAR ex SOÓ 1933) között. Ez a határzóna mind az egyszeri felvételek esetén, mind a kilenc szezonális adatsor együttes vizsgálata során megjelenik. A határzóna szélessége nagy a vizsgálati területen kialakult, mintegy 15-30 m átmérőjű vegetációfoltokhoz viszonyítva. A határzóna ökoklin tulajdonságokat mutat, mert a határzónában az abiotikus tulajdonságok közti térbeli átmenet folyamatos, és a határzóna vegetációja heterogén, komplex struktúrájú és fajgazdag.

1.2. A Tanaszi semlyéken vizsgált szelvényekben annak ellenére, hogy a populációk térbeli eloszlása a buckaoldalban folyamatos, a mozgó-ablakos elemzés éles határt jelez és nem határzónát, ahogyan azt a bugaci eredmények alapján várható lenne. A határ csak az egyik szelvény esetében –ahol a szelvény mentén nagyobb a magasságkülönbség– szignifikáns a homoki sztyepprét (*Astragalo austriacae-Festucetum rupicola* Soó 1957) és a kiszáradó képerjés láprét (*Succiso-Molinietum* (Komlódi 1958) Soó 1969) között. Az abiotikus háttérgrádiensek lefutása a szelvény mentén nem túlságosan meredek, az irodalmi adatok szerint egy ilyen esetben szélesebb határzónát, ökoklint vagy legalábbis folyamatos változást kellene detektálni.

1.3. A csikópusztai szelvényeknél a mozgóablakos elemzés szikes növénytársulások között éles határvonalakat detektált és egy esettől eltekintve a határok szignifikánsak is. Néhány esetben a DREN függvény magasabb csúcsokat adott, mint a SED függvény, ami arra utal, hogy a kevés fajos társulásokban a fajösszetételben lezajló változások nagyobb jelentőségűek, mint a tömegességben bekövetkező változások. A szikes-nem szikes társulások között szintén éles és szignifikáns határok jelentkeznek mindkét szelvényben.

1.4. A miklapusztai szelvények esetében a szikes–szikes növénytársulások között szinte mindig éles határvonalakat jelez az MSW elemzés, de többször csak a DREN függvény éri el a szignifikáns szintet. A szikes–nem szikes társulások érintkezésekor (szikfok: *Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae* Soó 1947–cickórós szikes pusztá (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* Soó 1933 corr. Borhidi 1996) a mozgó-ablakos elemzés éles, szignifikáns csúcsot mutat mindhárom szelvényben a két folt között. A vizuális megfigyelés alapján viszont a csúcsok helyén mindhárom szelvényben többször 1-2 méter széles ürmöspusztai (*Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae* Soó 1933 corr. Borhidi 1996) társulásfoltot írtam le. A szikpadka oldalában jelenik meg az ürmös folt, minél lankásabb volt a padkaoldal, az ürmös folt annál szélesebb volt. A populációk eloszlás-diagramjai azt mutatják, hogy ezekben a foltokban a mindkét társulásra jellemző közös fajok fordulnak elő, valamint rajtuk kívül az üröm is megjelenik. Néhány folt területén gyakorlatilag folyamatos fajcsere történik, az egyetlen állandó faj az üröm, ezért is lehetséges, hogy a mozgó-ablakos elemzéssel az ürmös folt területére esik a határvonal. Mivel a mozgó-ablakos elemzés a határt általában az ürmös folt közepén vagy a szikfok és az ürmös folt határán jelölte ki, és az ürmös folt és a cickórós szikes pusztá foltja között semmilyen határt nem jelzett, valamint a korrespondencia elemzés sem mutatott elkülönülő vegetációfoltot, arra kell következtetnem, hogy ez nem tekinthető külön társulás foltnak. A szikfok és a cickórós szikespusztá közötti kialakuló 1-2 méteres ürmös folt inkább ökotonnak tekinthető van der Maarel értelmezése alapján, mert keskeny, területén az abiotikus tulajdonságok időben szezonálisan változnak (nedvesség, sókoncentráció), fajszegény van egy-két saját faja és homogén, egyszerű struktúrájú. A szikes zonációban tapasztalt jelenségek egybecsengenek az irodalmi adatokkal, a legtöbb esetben a szikes növénytársulások zonációja során a társulásfoltok között éles határokat írtak le a kutatók.

2. A szomszédos növénytársulások között kialakuló határ vagy határvonal szélessége függ a vegetációra ható abiotikus stressztől. Minél erősebb a stresszhatás a vizsgált vegetációtípusban, a határok annál keskenyebbek és élesebbek lesznek. A határvonalak szélességét, a mozgó-ablakos csúcsok szignifikanciáját és a növénypopulációk térbeli eloszlását azonban a ható és mért talajparaméterek meredeksége a határvonalban az abiotikus stressznél is erősebben befolyásolja. A határ éles és vonalszerű, ha a paraméterek meredeksége nagy. Minél több paraméter minél meredekebb a határvonalban, a határ annál élesebb, keskenyebb és a határ szignifikanciája annál erősebb. Ha a paraméterek nem mindegyike erősen meredek, az a szignifikancia erősségét csökkenti, leginkább a SED

függvény esetében, a DREN esetében nem, hiszen az a fajcserére érzékeny. Ha a lejtő ugyan meredek, de a paraméterek meredeksége viszonylag kicsi, ez a határzóna kialakulását eredményezheti és a szignifikancia erősségét csökkenti, hiszen ez a körülmény támogatja a fajok szinte folyamatos cseréjét az adott szakaszon, ami kialakítja a vegetáció mintázatában a határzónát. A kapott eredmények nem mondanak ellent az irodalomban eddig leírtaknak, inkább pontosítják azokat. Az abiotikus környezetnek a határok szélességére gyakorolt hatását a legtöbben általánosan fogalmazták meg, mely szerint az abiotikus környezetben bekövetkező éles váltások éles és keskeny határokat, míg a folyamatos változások az abiotikus környezetben szélesebb és diffúzabb határzónát eredményeznek a vegetációban. Az eredményeim nagyobb része megfelel ezeknek a megállapításoknak, de a Tanaszi semlyék szelvényei ennek ellentmondanak, hiszen ott folyamatos a változás a talajparaméterekben, és mégsem jön létre határzóna a vegetációban. Az eredményeim, mely a talajparaméterek meredekségét is figyelembe veszi, megmagyarázzák, hogy a határzónában a paraméterek meredeksége nagyobb, mint a bugaci szelvényben, ezért jöhet létre határvonal a két társulás között. Mivel az összes talajparaméter nem volt egyformán meredek a határon, ezért a mozgóablakos elemzés során nem mindkét függvénnyel kapunk szignifikáns csúcsot, ami arra utal, hogy a határ ugyan vonalszerű, de nem markáns.

3. A terepi megfigyelőnek a határ vagy határzóna jelenléte nem mindig észrevehető. Olyan esetben, ahol a szomszédos társulásfoltok határán a fajok tömegességében nagyobb változások zajlanak le, mint a fajösszetételben, a határ vizuális észlelése nagyobb nehézséget okoz. Ha a fajcsere intenzitása nagyobb a határon, mint a tömegességbeli változások, vagy ha hasonló intenzitásúak, akkor a terepi megfigyelőnek könnyebb a határvonal vagy határzóna pontos meghatározása. Utóbbi esetben egyetlen populáció gyors megjelenése és tömegessé válása is elegendő a határ biztonságos detektálásához. A homoki gyep-lápréti zonációkban (bugaci és tanaszi szelvények) sokkal nagyobb eltérés volt a vizuálisan detektált határok és a mozgóablakos elemzéssel meghatározott határok között, mint a szikes zonációban. Ennek oka, hogy olyan vegetációban, ahol a háttérparaméterek folyamatos, nem túl meredek változása miatt a társulások határán folyamatos a fajcsere, és nem alakul ki éles határ, nagyon nehéz a terepi vizsgálatnál megállapítani a határvonalat vagy határzónát. Ezekben az esetekben ajánlott egy objektív módszer – mint például a mozgóablakos elemzés – a határok megállapítására.

4. Eredményeim azt mutatják, hogy - hasonlóan a biomok közti határvonalak helyének és szélességének időbeli változásaihoz- a növénytársulások közti határvonalak szélessége is mutat időbeli változást. A határok jelentős szezonális elmozdulását egyik vagy másik társuláshoz felé azonban sem a határvonalak sem az éles keskeny határvonalak esetén nem tapasztaltam

4.1. **A bugaci szelvényben** az ötéves adatsorban minden tavaszi és őszi felvételen megjelenik egy több csúcsból összeolvadó csúcs, mely a határvonalat jelzi. A határvonalat jelző kettős vagy hármas mozgó-ablakos csúcsok száma és helye szezonálisan kismértékben változik, még ha a csúcsok nem is mindig érik el a szignifikancia szintet. A kialakuló határvonalak szélessége és élése a szezonális adatsorokban változó, szélessége 3-5 méter között változik. A határvonalak szélességének szezonális változásában nagyobb szerepe volt a fajok tömegességében bekövetkezett változásoknak, mint a fajösszetételbeli változásnak. A határvonalak szerkezetének változásában trend vagy ciklikusság nem látszik sem évszakosan (tavasz és őszi között), sem az évek között, évről-évre máshogy változik a határvonalak szélessége és a csúcsok szignifikanciája. Mivel a homoki gyepek szerkezetét befolyásoló legfontosabb limitáló tényező a talajból a növények számára felvehető víz, feltételezhetően az aktuális időszak csapadék eloszlása befolyásolja nagymértékben a határvonalak változásait, de az ezt kiváltó okokat a dolgozatban nem elemeztem.

4.2. **A csikópusztai szelvény** esetében a mozgó-ablakos csúcsok helyének jelentős elmozdulását nem tapasztaltam, mindkét függvény esetében csak a csúcsok szignifikanciájának erőssége változik szezonálisan. A határvonalak helye a két éves vizsgálatban gyakorlatilag nem változik, azonban néhány adatsorban maximum 10 cm-es elmozdulás előfordul.

Summary

In the plant ecological literature there are no research results found on the detailed description of the vegetation pattern of the boundaries and boundary zones between the plant association patches. Although there are plenty of theoretical and review papers about the boundary zones and ecotones, the detailed description of the phenomenon can be found in very few papers only. However, the study of the neighbouring boundary zones, including the study of the spatial variation of species composition and the responsible abiotic and biotic constraints, can be important. The reason is that the boundary zone is the place of floristic and ecological changes. Consequently the study of boundary zones is important for nature and environmental protection issues. In protected areas the monitoring of vegetation, performed by vegetation mapping, is an important step towards the compilation of management plans at both the regional and association scale too. On the other hand, during vegetation mapping, when the mapper draws the boundaries of patches, it is important to know the location and size of boundary lines or zones between the patches, but the determination of these is not easy. The knowledge of the location and size of boundary zones is especially important in those areas which are affected by climate change, because past experience showed that due to environmental changes, the size and location of boundary zones may change.

The sandy and salt-affected grass associations of the southern region of the Great Hungarian Plain are much affected by climate change, and there are data available on these changes from the last twenty years. In the last two decades the drought and the continuously dropping level of the groundwater caused great changes in the Kiskunság sandy grass associations. Measureable changes have been shown in the size, shape and species composition of vegetation patches, and also transitional stands have appeared. Since the vegetation patches also change, the location and width of boundaries and boundary zones between them might also change. Due to further climatic changes, it can be expected that the width and the location of the boundary zones change, but so far there were no detailed studies on the vegetation boundaries in the sandy grass vegetation and their changes have not yet been described.

Recently much interest has been focused on the saline and sodic grasslands, because there is a tendency of decreasing soil salinity, mainly in the Kiskunság region and related to it the salt-affected vegetation is changing continuously. A range of techniques is being tested for monitoring the changes, such as satellite imagery and aerial photos for detecting shifting

boundaries of microerosional mounds. From a vegetation ecologist's point of view it is important to follow the seasonal changes in the vegetation boundaries and to reveal the strength of the relationships of the boundaries with edaphic parameters.

The objective of the dissertation is to study the location and extension of the boundaries and boundary zones in salt-affected and sandy grass associations with moving split window technique and to determine which edaphic background variables are responsible for the formation of the boundaries and boundary zones.

The results are as follows:

1. Along an elevation gradient, between stands belonging to different association types, but having similar physiognomy either sharp boundary line or wider boundary zone can be formed.

1.1. In the case of **Bugac** transect ca. 5 m wide boundary zone was formed between the "sandy pasture" (association of *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* SOÓ (1940)) and "dry Molinia sward" (association of *Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* MAGYAR ex SOÓ 1933). This boundary zone appears in one time vegetation sampling and also in the combined analysis of nine seasonal data series. The width of boundary zone is great compared to the 15-30 m average diameter of vegetation patches. The boundary zone shows the characteristics of ecoclin, because in the boundary zone there is a continuous transition of abiotic properties and the vegetation is heterogeneous, it has a complex structure and great number of species.

1.2. In spite of the expectations based on the Bugac transect, there was a sharp boundary and not a boundary zone shown by MSW analysis in the transect of **Tanaszi-meadow**, where the spatial distribution of populations in the dune slope is continuous. Only in the case of one transect was there a significant boundary, where the elevation difference is the largest, between the "Pannonic closed sand steppe" (association of *Astragalo austriacae-Festucetum sulcatae* Soó 1957) and the "calcareous purple moorgrass meadow" (association of *Succiso-Molinietum hungaricae* (Komlódi 1958) Soó 1969 corr. Borhidi). Lateral changes of abiotic background gradients along the transect were not very steep, and according to the technical literature in such situations a wider boundary zone, ecoclin or continuous change would be expected.

1.3. There were sharp boundaries, each significant with the exception of one, shown by the moving split window technique between the salt-affected plant associations of **Csikópuszta** transects. In a few cases the peaks of DREN distance function were higher than the peaks of

SED function. This shows that in case of the associations composed of few species, the changes in species composition are more important than the changes in abundance. There were sharp and significant boundaries between the salt-affected and non salt-affected associations in both transects.

1.4. Almost in each case there were sharp boundary lines between the salt-affected plant associations, shown by the MSW technique in the **Miklapuszta** transects. Mostly only the values of DREN distance function reached the significant level. At the contact of the salt-affected and non salt-affected association patches (between the “Pannonic alkali hollow community” with the association of *Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae* Soó 1947 and “grassy saline puszta” with the association of *Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* Soó1933 corr. Borhidi 1996) there were sharp, significant peaks shown by the MSW in all three transects. In contrast, there was a 1-2 m wide “saline puszta” (association of *Artemisia santonici-Festucetum pseudovinae* Soó 1933 corr. Borhidi 1996) patch described visually at the place of peaks in the field. The saline puszta patch appears in the slope of microerosional mound („szik padka”). The gentler the slope, the wider is the patch of saline puszta. The species distribution showed that there were species common for both associations in these patches, and additionally the *Artemisia santonicum* also appears. In the case of some patches there is continuous species turnover, the only constant species is *Artemisia santonicum*. It is the reason, why the boundary zone is located inside the saline puszta patch. The saline puszta patch could not be considered to be a separate association patch, because a) the MSW technique showed the boundary in the middle of saline puszta patch or at the boundary between the Pannonic alkali hollow community and saline puszta; b) the MSW technique did not show any boundary between the saline puszta and the grassy saline puszta; c) the CA analysis did not show a separate vegetation patch. The 1-2 m wide saline puszta patch formed between the Pannonic alkali hollow community and grassy saline puszta can be interpreted as an ecoton according to the concept of van der Maarel. The reason is that this patch is narrow, there are seasonal temporal changes in the abiotic properties (soil moisture, salt concentration), the number of species is low, it has only one or two characteristic species, and it is homogeneous with simple structure. The phenomena experienced in the salt-affected zonation are supported by the technical literature, since in most cases there were sharp boundaries described between the association patches of the zonation of salt-affected plant associations.

2. Width of the boundary or boundary zone formed between neighbouring plant associations depends on the abiotic stress. The greater the stress in the given vegetation type, the narrower and sharper are the boundaries. But there is a further factor which affects the width of boundary zones, the significance of MSW peaks and the spatial distribution of plant populations more than the abiotic stress: it is the steepness of the lateral change of the values of affecting and measured soil parameters. When the steepness of the lateral change is great, the boundary is sharp and linear. The higher is the number of the steeply changing parameters in the boundary zone and the steeper is the change in the values, the sharper, narrower and more significant is the resulting boundary. If not each parameter shows great steepness of lateral change, there is a less significant peak shown by MSW technique. This observation is typical for SED distance function, and not for DREN distance function, this latter being sensitive for species turnover. If the elevation slope is steep, but the steepness of the change of soil parameters is small, this situation can result in the formation of a boundary zone and can decrease the level of significance of the MSW peak. The reason is that the situation promotes the almost continuous turnover of species and that leads to the formation of a boundary zone. The results are not contradictory to the technical literature, but provide more accurate explanation for the phenomenon of boundary zone. The effect of abiotic environment on the width of boundaries was conceptualized by most researchers in general terms, like the sharp lateral changes of abiotic environment cause sharp and narrow boundaries, and in contrast the continuous changes of abiotic environment cause wider and more diffuse boundary zones of vegetation. The bulk of the results of the dissertation support this statement, but the findings in the case of Tanaszi-meadow contradict to this, since in spite of a continuous change of soil parameters no boundary zone was found. When considering the steepness of the lateral change of soil parameters there is a clear explanation. At the boundary zone the steepness of the parameters is greater in the case of Tanaszi-meadow than in the case of Bugac transect, and this is the reason for the formation of boundary line between the two plant associations. Since not each soil parameter showed the same steepness at the boundary, both distance functions failed to show significant peaks. This a proof of a linear, but not sharp boundary.

3. Field observers do not always perceive the presence of a boundary or boundary zone. When, at the boundary of neighbouring association patches, the changes are greater in the abundance of species than in the species composition, it is difficult to visually perceive the boundary. On the other hand, if at the boundary the intensity of species turnover is greater

than the changes in the abundance, or the two processes are of similar intensity, the possibility of easier accurate identification of the boundary line or boundary zone is given. In this latter case the appearance and spreading of one single population is enough for the safe detection of boundary. In the zonations of sandy grassland – marsh meadow (Bugac and Tanaszi-meadow transects) the lateral difference between visually detected and statistically proved (by the means of MSW technique) boundaries was much greater than in the case of salt-affected zonations. The reason for this is that in such vegetation, where there is a continuous turnover of species at the boundary of associations due to continuous, not very steep change of background parameters and a sharp boundary is not formed, the detection of boundary line or boundary zones is very difficult with field observation. In these situations an objective method, such as the moving split window technique is suggested for the detection of the boundaries.

4. Similarly to the temporal change of the location and width of boundaries between biomes, the results of the dissertation showed temporal changes of the width of boundary zones between the plant associations. Large seasonal shift of boundaries towards one or other vegetation patch was not found neither in the case of boundary zones or sharp boundary lines.

4.1. In the five year series of **Bugac** transect there is a series of small peaks merging into a large one, and it marks the boundary zone. The number and location of the double or triple peaks shown by moving split window technique, which mark the boundary zone does change seasonally. The peaks are not always significant. The width and sharpness of the boundary zone formed is fluctuating between 3 and 5 meters. The changes in the abundance of species was more important than the changes in the species composition for the resulting seasonal variation of the boundary pattern. There were no trend or cyclic changes found in the boundary zone structure when comparing changes between seasons (spring vs. autumn) or years. The changes in the width and significance of the boundaries is different for different years. Since the most important limiting factor for the plants living in the sandy grassland is the soil available water content, the rainfall distribution of the study periods is hypothesized to be the influencing factor of the changing boundary zone. This hypothesis was not tested in the dissertation.

4.2. There were no great temporal shifts in the position of MSW peaks in the **Csikópuszta** transect. Only the significance of the peaks computed with both distance functions changed seasonally. The location of the boundary lines did not change during the two year study, a maximum of 10 cm shift was found in the data.

Képmelléklet



1. kép Miklapusztai; a szikér melyen keresztül húzódott a három miklapusztai szelvény. Cickórós szikes pusztai, szikfok, sziki sásrét, ürmöspusztai zonációja.



2. kép A miklapusztai B szelvény a mintavételi kvadráttal.



3. kép. A csikópusztai A szelvény elhelyezkedése, lösztyepp, ürmöpuszta, szolonyec szikfok és szikikákás szikes mocsár zonációja (balról jobbra).



4. kép A csikópusztai B szelvény elhelyezkedése, szolonyec szikfok, ürmöpuszta és lösztyepp zonációja (balról jobbra).



5. kép A bugaci szelvény az állandó kvadrátokkal, homoki legelő és buckaközi láprét határa.



6. kép Tanaszi semlyék; kékperjés kiszáradó láprét és homoki sztyeprét határa, a két tanaszi szelvény mintavételi helye.