

Egyetemi doktori (PhD) értekezés tézisei

**LAND USE CHANGES DURING THE LAST 200 YEARS AND  
LAND USE EFFECTS ON HABITATS AND GROUND  
BEETLES**

**KULTÚRTÁJ VÁLTOZÁSA ÉS A KÖRNYEZETI  
VÁLTOZÓK HATÁSA A FUTÓBOGARAKRA**

Varga Katalin

Témavezetők

Dr. Tóthmérész Béla

egyetemi tanár

Dr. Dévai György

egyetemi tanár



**DEBRECENI EGYETEM**  
**Juhász Nagy Pál Doktori Iskola**  
**Debrecen, 2013**

# 1 Bevezetés

## 1.1 A hullámterek jelentősége és tájváltozása

A táj tükrözi a hosszú távú kölcsönhatásokat az emberek és a környezet között, különösen olyan országokban, ahol nagy történelmi változások zajlottak (Moreira et al. 2001; Gingrich et al. 2012). A tájban bekövetkezett változások nem csak a hosszú távú felszínborítási és földhasználati folyamatokat reflektálják, hanem számos más tényező eredményeit is. A legtöbb változás gyorsan következett be és a természeti környezet nem volt képes alkalmazkodni az új feltételekhez és mindez az élőhelyek fragmentációjához vezetett (Alados et al. 2004; Antrop 2004; Saunders et al. 1991). Vagyis a kultúrtáj változásának komoly ökológiai következményei voltak és vannak, úgy mint a fragmentáció és az élőhelyek elvesztése. A sikeres természetvédelmi intézkedésekhez alapvető fontosságú a kedvezőtlen folyamatok konkrét ismerete (Metzger et al. 2006; Costanza et al. 1997; de Groot et al. 2010). Eddig talán a víz által befolyásolt természeti rendszereket érte a legnagyobb kár. Korábban az árvizek kiterjedt ártereken vonultak le a Tisza és más nagyobb folyók mentén, azonban ez a terület idővel leszűkült és ma már csak a keskeny hullámterek töltik be ezt az árvíz levezető szerepet. Ezek a területek ligeterdővel, mocsárrétekkel és láprétekkel voltak borítottak, amelyeket folyók, patakok és erek valamint a feltöltődés különböző szakaszában lévő morotvák, lefolyástalan területek, mocsarak és lápok tettek változatossá. Mára az erdők területe lecsökkent, a mocsarakat, lápokot lecsapolták, de maradványaik továbbra is híven tükrözik egykori változatosságukat.

Az élőhelyek pusztulása, megváltoztatása és feldarabolása nagy fenyegetést jelent a biodiverzitásra. A hullámtereken és a mentett oldali területeken elhelyezkedő holtmedrek, illetve a más változatos típusú és megjelenésű hullámtéri vízterek láncolata zöldfolyosóként és magterületként fontos szerepet tölt be a fokozottan veszélyeztetett vizes élőhelyek megőrzésében és a biodiverzitás minél teljesebb

fennmaradásában. Továbbá a hullám- és árterek természetes élővilága napjainkra elsősorban a hullámtereken maradt fenn, ahol még érvényesül a folyók szabad vízjárása is. Az ármentesítés következtében a vízi és a szárazföldi élőhelyek közötti átmenetet biztosító úgynevezett vizes élőhelyek kiterjedése csökkent, illetve a hullámterekre mind jobban áttérjedő különböző típusú területhasználatok miatt az itt található élőhelyek felaprózódtak és egymástól elszigetelődtek (WWF 2002; Dollar et al. 2007; Lóczy et al. 2012). A természetes élőhelyek folytonossága napjainkra már ezeken a viszonylag szűk területeken sem kellő mértékben biztosított (Haslam 2008). Így ezek az élőhelytípusok tekinthetők leginkább veszélyeztetettnek. Éppen ezért lényeges tudnunk, hogy milyen állapotban őrződtek meg a hullámtéröblözetek és az ott még megtalálható vizes és szárazföldi élőhelyek. Ezen túlmenően a hullámtereknek és ártereknek nemcsak természetvédelmi, hanem igen nagy társadalmi és gazdasági jelentőségük is van. Gondoljunk csak a 2000-es évi nagy árvízre a Tiszán vagy más példát említve 2002-es árvízre az Elbán.

### *1.2 Távjelzés elemzése: Műholdfelvétel vagy légifelvétel és a technikai pontosság*

Napjainkban a távérzékelés technológiájának gyors fejlődésével a földfelszín felderítésének és elemzési lehetőségeinek tárháza kibővült, emellett ezen kutatási területtel foglalkozó kutatók is igyekeznek találni egy egyszerű objektív módszert, amellyel számszerűsíthetők a felszínborítási változások és azok hatásai a táj mintázatában (Van Dessel et al. 2009; Mi et al. 2011; Miettinen et al. 2012). Ma már nagy és folyamatosan frissülő térinformatikai adattárak állnak rendelkezésre, ahonnan információkat nyerhetünk mind a jelenlegi, mind az évtizedekkel ezelőtti állapotokról. Az archív felvételek igen fontosak a hosszú távú monitoring vizsgálatok esetén. Ezek a felvételek szolgálják a történeti ökológia alapját. Azonban nem nyújtanak olyan pontos és részletes információt a

felszínborításról mint a modern műholdas és légifelvételek (Moran et al. 1994; Rocchini et al. 2006; Le Polain de Waroux és Lambin 2012).

A légifotók előnye abban rejlik, hogy a földfelszín egy viszonylag kis területéről készülnek, így részletesebb képet adnak az adott területről (Alados et al. 2004; Chalmers és Fabricius 2007; Terzioglu et al. 2009), bár a légifelvételek a műholdas felvételekkel szemben csak bizonyos időpontokból érhetőek el. A hiányzó időszakok műholdfelvételekkel pótolhatók, amelyek ma már legalább olyan jó felbontásban elérhetőek mint a légifelvételek. Számos tanulmány foglalkozott a műhold- és légifelvételek összevetésével és pontosságuk vizsgálatával, miszerint mely adatforrás az amely segítségével pontosabb képet kaphatunk a földfelszínről és a növénytakaróról (Minick és Shain 1981; Mosbech és Hansen 1994; Hyypä et al. 2000; Palandro et al. 2003). A modern távérzékelési eszközök praktikus és gyors feldolgozást kínálnak (Xie et al. 2008; Ganguly et al. 2010). Például a Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) adatok, amelyek tulajdonképpen egy jó minőségű felületet modellt jelentenek és széles körben alkalmazhatóak a felszínborítási vizsgálatoknál (Gorokhovich és Voustianiouk 2006), a geomorfológiai elemzéseknél (Hancock et al. 2006; Siart et al. 2009) és a növényzet magasságának becslésére a tájban (Kellendorfer et al. 2004; Hofton et al. 2006). Az SRTM kiegészítés segíthet elkülöníteni a felszínborítási osztályokat. Ez az első Föld közeli űrfelvétel, amely a nagy felbontású háromdimenziós képet nyújt a vegetációsstruktúráról az egész Föld felszínre kiterjedően (Baker 1989; van Zyl 2001; Walker et al. 2007).

A távérzékelési adatok térképezési feldolgozása történhet kézi és automatizált (számítógépes program) elemzéssel. Az automatizált és félig automatizált térképezési technikák folyamatosan felváltják a klasszikus manuális képfeldolgozást a nagy felbontású digitális topográfiai adatok növekvő elérhetőségével (Anders et al. 2011). Továbbá néhány esetben a terepbejárás nem megvalósítható - például áthatolhatatlan vegetáció, hatalmas terület - ez nehezítheti a

felszínborítási elemzéseket, tanulmányokat, emellett költség hatékonyabbak lehetnek ezen fajta képfeldolgozási módok.

## 1.2 Futóbogarak a hullámtéren

Az aktív hullámterek kapcsolatot biztosítanak a különböző élőhelyek között, fontos menedéket és átjárót jelenthetnek az élőlények számára (Amoros és Petts 1993). Például a futóbogaraknak (Coleoptera: Carabidea), amely ökológiailag az egyik legérzékenyebb csoport. A futóbogarak jó indikátor fajok széleskörű elterjedésüknek, illetve a különböző viselkedési, morfológiai és fiziológiai adaptációs készségüknek köszönhetően (Luff és munkatársai: 1992, Bonn és Schröder 2001 Rainio és Niemelä 2003). Érzékenyek a hidrológiai viszonyokra, a zavarás intenzitására, az élőhely struktúrájára és kezelési formáira (Lövei és Sunderland 1996, Boscaini et al 2000, Dunn, 2005 Gerisch et al 2006, Koivula 2011). Ezért különösen alkalmasak az élőhely változások tanulmányozására különböző szinteken (Dufrene és Legendre 1997, Magura, Tóthmérész et al. 2004). Számos tanulmány foglalkozott azzal, hogy mely abiotikus és biotikus tényezők befolyásolják futóbogarak előfordulását (a talaj nedvességtartalma, a földhasználat, a talaj típusa, a talaj szervesanyag-tartalma, hőmérséklet) (Irmiler 2003, Pétiillon, Georges et al. 2008). Emellett az élőhelyek szerkezetének is nagy befolyása lehet a populáció dinamikájára és szárazföldi izeltlábuak trofikus szerveződésére, mivel ezek a fizikai struktúrák az élőhelyeken belül több mikrohabitatot hoznak létre és lehetővé teszik a ragadozók és prédáik ellentétes hátrányok és előnyök közötti együttélését (Price et al 1980; McCoy és Bell 1991; Siemann 1998, Siemann et al 1998, Antvogel és Bonn 2001). Mindazonáltal a futóbogár és vegetáció struktúra direkt kapcsolatáról hiányosak az ismereteink (Tews et al. 2004). Langelotto és Denno (2004) talált egyértelmű kapcsolatot több rovar csoport sűrűsége és a strukturális változások között. Más tanulmányok azt bizonyítják, hogy a futóbogarak jobban kötődnek élőhelyekhez és azok meghatározott szerkezetéhez mint egyes növényzeti fajösszetételhez

vagy egyes növényfajokhoz (pl. McFerran et al 1994; Jukes et al 2001; Brose 2003; Aviron et al 2005, McCoy és Bell 1991; Langellotto és Denno 2004). Például Gardner és munkatársai (1997) egyértelműen szétválasztottak magas és alacsony növényzetben előforduló a futóbogár együtteseket. Azonban más vizsgálatok találtak összefüggést a növényzet összetétele és rovar közösségek között, alátámasztva azt a nézetet, hogy a növényzet összetétele is szerepet játszhat futóbogarak fajösszetételének alakulásában (McCracken, 1994; Sanderson et al. 1995; Cherrill et al. 1997; Foord et al. 2003). Schaffers et al (2008) cikke viszont azt támasztja alá, hogy a növényzet fajösszetétele sokkal nagyobb hatással bír a futóbogár és hat másik ízeltlábú csoportra mint a vegetáció szerkezete és más környezeti feltételek együttesen. A vegetáció szerkezete és összetétele azonban nem független egymástól. A vegetációs szerkezetet különböző módon és szinten lehet értelmezni így a tanulmányok közötti összehasonlítás igen nehéz (Tews és mtsai 2004). Továbbá a vegetáció szerkezetét más élőhelyi tényezők is befolyásolhatják.

## 2 Célkitűzés

Az I. vizsgálat során arra voltunk kíváncsiak, hogy nyerhetünk-e jobb, pontosabb eredményt a műhold- és légifelvételek feldolgozása során kiegészítő adatforrások felhasználásával. Továbbá tesztelni kívántuk az automatizált elemzésből nyerhető eredmények megbízhatóságát olyan esetekre nézve, amikor sűrű, áthatolhatatlan a növényzet vagy a terület mérete miatt a terepmunka (terepi ellenőrzés) nem lehetséges. Emellett hogyan lehet az automatizált vegetáció térképezés pontosságát növelni a műhold- és légifelvételek esetében. Mely kiegészítő adatok nyújthatnak hasznos, plusz információkat az automatizált elemzéshez. A vizsgálati terület szempontjából további kérdés volt, hogy a felszín SRTM felületborítási képe mennyire segíti a térképezési munkát egy síkterület esetében, illetve jelentkezik-e a feldolgozás során

különbségek a vegetációs időszakok során. Mindemellett vizsgáltuk, hogy két időben közeli légifotó egyesítésével jobb eredmények nyerhetőek-e a felszíni vegetációról.

A II. vizsgálat során a történelmi földhasználat és felszínborítás változásának felderítése volt a cél 1784-2005 között a Felső-Tisza két hullámtéröblőzetében. A cél a gyepek, mocsarak és a fás területek kiterjedésének és terület változásának vizsgálata volt. Készíteni egy olyan osztály és tájszintű elemzést, amely segít megérteni a tájszerkezetben történt változásokat 1784 és 2005 között. Mindemellett megvizsgáltuk a fragmentáció mértékét és a fennmaradt kis kiterjedésű természetközeli élőhelyek egymáshoz való távolságát. Továbbá be kívántuk mutatni, mennyire eltérően változhat 200 év során két szomszédos hullámtéröblőzet.

III. vizsgálatban a futóbogarak, a vegetáció struktúrájának, továbbá más biotikus és abiotikus környezeti változók kapcsolatára és annak mértékére voltunk kíváncsiak, vagyis mely tényezők mutatnak nagyobb korrelációt a futóbogarak elterjedésével egy kezelt (legeltetett, kaszált) hullámtéren.

### 3 Anyag és módszer

#### 3.1 Mintaterületek

##### *3.1.1 Mintaterület a műhold- és légifelvételek pontosság vizsgálatánál és a tájtörténet elemzésnél*

Az elsődleges mintaterületünk a Felső-Tisza ár és hullámtér szakaszán, Gulács, Jánd és Olcsvaapáti közigazgatási körzetében található. Natura 2000-es és országos jelentőségű védett terület, a Szatmár-Beregi Tájvédelmi Körzet része (48°4'58"N, 22°24'6"E). A hullámtér arculatát egyrészt a Tisza évenkénti elöntése, átöblítése, másrészt antropogén tényezők is nagymértékben alakítják. A

kultúrtáj változását a területen lévő két szomszédos hullámtéröblözetben követtük nyomon (Foltos-kert, Boroszló-kert).

### *3.1.2. Mintaterület a környezeti változók futóbogarakra gyakorolt hatásának vizsgálatában*

Az adatok begyűjtése az Elba hullámterén három helyszínen történt a RIVA projekt keretében (1999) Sachsen tartományában, Németországban. "Wörlitz" és "Steckby" közel Dessau-hoz és a harmadik vizsgálati terület "Sandau" mellett található. A Közép-Elba ezen tája egy 100 km-es szakaszon az UNESCO Bioszféra Rezervátum része, illetve Natura 2000-es területeket foglal magába (Henle et al 2006). A mintavételi helyeket (60db, Wörlitz: 12, Steckby: 36, Sandau: 12) véletlenszerűen jelölték ki mind három mintaterületen, ügyelve arra, hogy közel azonos hidrológiai viszonyokkal rendelkezők kerüljenek mindegyikbe (Henle et al. 2006, Scholz et al. 2009). A gerinctelenek, a növényzet, hidrológiai és talaj paraméterek kerültek felvételezésre (Henle et al. 2006, Dziock et al. 2006). A disszertációm részeként bemutatott vizsgálatban a RIVA projekt ezen adatait elemeztük.

## 3.2 Anyag és módszer

### *3.2.1. Műhold- és légifelvételek a pontosság elemzéshez*

Ehhez a vizsgálathoz a területről készült LANDSAT7 ETM+ (Enhanced Thematic Mapper) 28,5 méter felbontású műhold felvételeket (2000 június és augusztusi időszakból), illetve műholdfelvételekhez adható digitális, magassági adatokat tartalmazó felületi modelleket (SRTM=Shuttle Radar Topography Mission) használtuk fel (van Zyl 2001, Farr et al. 2007, Bolch et al. 2005). Ezzel párhuzamosan a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) 2004 és 2005 évi légifelvételét használtuk a légifotók pontosságának vizsgálatához. A légifotókat felosztottuk a vizuális spektrális tartományban RGB csatornákra és ezeket alkalmaztuk az automatizált elemzésnél. Így a két légifelvétel kombinált

felhasználásával már 6 csatornával (2 x RGB) rendelkezünk. A légifotók 0,5 méteres felbontása zajos eredményeket adott, ennek javítása érdekében a legközelebbi szomszéd módszert alkalmaztuk és az így kapott 2 méteres felbontást használtuk a továbbiakban. Felügyelt osztályozási módszerek a training területek valós adatain alapultak. Több módon teszteltük a 6 sávú kompozitot: külön-külön, majd 2004-es, 2005-ös felvétel csatornai együtt módosítás nélkül, illetve 2004-es, 2005-ös együtt csatornák összeszorozásával (páronkénti szorzás) végül a 2004-es és 2005-ös csatornai együtt meghatározott értékekkel (lineáris nyújtás 1%-os telítettséggel).

### *3.2.1.1 A légifelvételek manuális interpretációja*

Élőhelytérkép készítettem a terület 2005-ös állapotáról, hogy egy átfogó képet kapjunk a régió vegetációjáról. A vegetáció osztályozása az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) (Fekete et al. 1997) felhasználásával készült. Az élőhelytípusok rögzítése többnyire 20x20 m-es egységekben történt. E tematikus térkép alapját a légifotó adta. A egyes foltokban található növények elnevezésénél Simon (2000) munkáját vettük alapul. Mindent összevetve, a kategóriák számát öt könnyen kezelhető kategóriára kellett csökkenteni, amelyek egyaránt felismerhetőek voltak az automatizált besorolás során a műhold- és légifelvételeken (rét, víz, erdős terület, szántó, és a mocsár). A manuálisan vektorizált térképek az ArcGIS 9.3 szoftverrel készültek. A vektorizált élőhelytérkép a pontosabb, nagyobb felbontású 2005-ös légifotóra készült. Az egyszerűsített vektorizált térképekből (MVM) előállítottunk egy random pontokból álló réteget, amely tartalmazta a felszínborítási kategóriákat. Majd ezt a térképet alkalmaztuk referenciaként a pontosság számításokhoz. A random pontok rétegét az IDRISI Taiga program segítségével állítottuk elő.

### *3.2.1.2 Automatizált képosztályozás*

E munkafázisban IDRISI Taiga program segítségével a felvételek spektrális sávjainak elemzését hajtottuk végre felügyelt (maximum likelihood) módszerek segítségével (külön minden időpontra). A műholdfelvételek pontosság vizsgálatához 200 random pontot jelöltünk ki, a különböző felszínborítási osztályokon belül azonos valószínűséggel. Majd összevetettük az egyes űrfelvételekből és felületi modell kombinációkból származó eredményeket egy kereszttabulációs mátrix segítségével. A viszonyítási alapot a pontosság megállapításánál a terepbejárások segítségével készített vektoros térképek adatai adták. A kereszttabulációs mátrix segítségével megállapítottuk a mulasztási hibát [PA], a járulékos hibát [UA] (Lunetta et al. 1991), az egyezés jellemzésére a Kappa index-et (átfogóan és az összes kategóriára), illetve a Chi-négyzetet és Cramer féle V-t az egyes felszínborítási típusok eloszlásának jellemzésére.

A légifelvételek esetében szükség volt egy ellenőrző rétegre, amely ugyanazt a felszínborítást mutatta a két felvételen (Lowe 2004). A viszonyítási alapot a pontosság megállapításánál itt is a terepbejárások segítségével készített vektoros térképek adatai adták. A kereszttabulációs kép újra lett osztályozva Boolean kép formába, amely csak azon pixeleket tartalmazta, amelyek megegyeztek mindkét évben. Az eredeti 1000 pont így 609-re csökkent, kiestek a nem egyező pixelek illetve amelyek kívül voltak a vizsgálati területen (a továbbiakban ezt használtuk maszk réteggént). A pontosság vizsgálata során a maszk kép értékeit frissítettük a vektoros felszínborítási térkép adataival. A légifelvételek osztályozási értékei szintén kereszttabulációs mátrixban lettek ábrázolva, ahol hasonlóan a műholdfelvételekhez a mulasztási hibát [PA], járulékos hibát [UA] és a Kappa Index-et adtuk meg az egyezés mértékének jellemzésére.

### *3.2.2 A tájváltozás elemzéséhez használt térképek és légifotók*

A két vizsgálati területről négy topográfiai térkép (1784, 1858, 1884 és 1985-től) állt rendelkezésre, továbbá kilenc légifotó (1944, 1956, 1966, 1975, 1988, 1995, 1997, 2000, 2002, 2004, 2005) a Boroszló-kerti-hullámtéröblözetről és négy légifotó (1944, 1995, 2000, 2005) a Foltos-kerti-hullámtéröblözetről. A vizsgálatainkhoz a Honvédelmi Minisztérium Térképészeti Közhasznú Társaság térképeit (első katonai felmérések) és légifelvételeit, továbbá a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszék rendelkezésre álló légifelvételeit (1944, 1956), Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) digitalizált ortofotóit és 1985-ös topográfiai térképét, illetve a Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Intézet Nonprofit Kft. (VITUKI) légifelvételét (1995) használtuk. Nem minden térkép és légifelvétel rendelkezett földrajzi koordináta rendszerrel vagy ezek a rendszerek nem voltak azonosak, így első lépésben ezeket azonos koordináta rendszerbe kellett konvertálni ("Hungarian Datum 1972 - Unified National Projection System" (EOV)) ezt az IDRISI Kilimanjaro program segítségével végeztük el.

#### *3.2.2.1 A felszínborítás osztályozása*

A táj és tájhasználat változásának elemzése a terepbejárás mellett, egy manuális fotó interpretáción alapult. A fent említett topográfiai térképek és légifelvételek manuálisan digitalizálásra kerültek és az így kapott vektoros formátumok adták a további elemzések alapját. Ezek a polygon térképek az ArcView 3.2 és ArcGIS 9.3.1. program segítségével készültek. Sajnos, a korai évekből származó a légifelvételek minősége nem teszi lehetővé az egyes élőhely osztályok és részletesebb felszínborítási típusok beazonosítását mint ahogyan a topográfiai térképek sem. Viszont a táj és tájhasználat változás vizsgálatához elegendő információt tartalmaznak. Ezért a vektoros idő és térbeli adatmodellek elemzéséhez egy saját kategória rendszert kellett megalkotni, amelynek kategóriái könnyen beazonosíthatóak ezeken a régi felvételeken és térképeken is. Ez az

egyszerűsített kategória rendszer 12 felszínborítási kategóriát tartalmazott: (1) holtmeder, (2) szántóföld, (3) gát, (4) a gazdasági ültetvény, (5) legelő, (6) mocsár, (7) rét, (8) gyümölcsös, (9) egyéb, (10) folyó, (11) irtás és (12) erdős terület.

A táj fragmentáltság változásának elemzésénél a FRAGSTAT szoftvert alkalmaztuk (McGarrigal and Marks 1995). Két a táj fragmentálódását jellemző értéket vizsgáltunk: effektív lyukbőséget (MESH) és a táj tagoltságának mértékét (DIVISION). Emellett az azonos kategóriába tartozó foltok egymáshoz való távolságának elemzésénél (legközelebbi szomszéd távolsága (NNDist)) az ArcView 3.2 és ArcGIS vLATE kiterjesztései kerültek alkalmazásra. Ezen eredmények főként a természetes és természetközeli élőhelyek esetében voltak fontosak (holtmedrek, legelő, mocsár, rét).

### *3.2.3 Adatok környezeti változók futóbogarakra gyakorolt hatásának vizsgálatához*

A tanulmány ezen részében felhasznált adatok a RIVA projekt adatbázisából származnak (1999). Ezeket az adatokat egy Németországi ösztöndíj (Deutsche Stiftung Bundes Umwelt ösztöndíja) keretén belül elemeztük.

#### *3.2.3.1 Futóbogarak gyűjtése*

Hatvan mintavételi hely volt kijelölve három vizsgálati területen (Wörlitz: 12, Steckby: 36, Sandau: 12). Futóbogarak csapdái 7%-os ecetsav-oldatot és detergens tartalmaztak a felületi feszültség csökkentésére. A csapdákat kéthetente helyezték ki április végétől 1999 októberéig, emellett mérték a környezeti változókat. Az adult egyedek fajsztinon lettek meghatározva.

#### *3.2.3.2 Vegetációra vonatkozó adatok*

Minden mintavételi pontban felvételezésre kerültek a felelhető edényes növények, azok százalékos borítása 10x10 méteres négyzetekben Braun-Blanquet módszerrel (1964). A fajok

azonosítását Klapp és Opitz von Boberfeld (1990), Wisskirchen és Haeupler (1998) és Rothmaler et al. (1999) munkája alapján végezték. Két vegetációs időszakból származó adatokat használtunk fel az elemzéseinkhez: 1999 tavaszi (május-június) és őszi (szeptember-október). A vegetáció sűrűségét a növényzet között különböző magasságban mérhető fényerősséggel határozták meg. Ezzel jellemezhető a vegetáció függőleges terepi felépítése is. A mérés menete a következő volt: egy 1 m<sup>2</sup> fehér táblát óvatosan a vegetációba helyezve, ezen kétféle érzékelővel a fényerősség mérése különböző magasságokban (licor LAI 189 Quantum / Radiometer / fotométer SA-Sensor, LI-COR Inc.). A relatív intenzitás (%) értékei az érzékelők adataiból lettek számolva, így kiküszöbölhetőek a felhőtakaró változásából adódó eltérések amelyek befolyásolják az abszolút értéket. A megvilágítás intenzitását mikromol és lux/Klux-ban mérték. A relatív fényerősséget standardizáltuk a 80% alatti adatok kiválasztásával, e fölött a vegetáció sűrűsége már elhanyagolható és nincs nagy árnyékképződés. A tavaszi és őszi adatokból származó különbség (produktivity) kiszámításánál azok a relatív fényerősség adatok lettek kiválasztva, amely magasságban (cm) az érték elérte a maximumot. Továbbá a növényzet finom léptékű struktúrájának számításához két értéket használtunk a BIOFLOR adatbázisból (Klotz mtsai. 2002). Az egyik a levélalakra vonatkozott (13 kategória), míg a másik a levél élettartamára (4 kategória). Ezek számszerűsítéséhez két képletet alkottunk, amelyek segítségével az egy-egy növény fajhoz tartozó értéket a vegetáció egészére vonatkoztathattuk.

### *3.2.3.3 Környezeti változók*

A következő környezeti változókat használtuk az elemzéshez: talajvízszint a vegetációs időszakban (m), pH (H<sub>2</sub>O) és a talaj átlagos agyagtartalma (%), a kezelési típusok, az emberi zavarás szintje és élőhelytípusok.

#### 3.2.3.4 Statisztikai elemzés

Kanonikus korrespondencia analízist (CCA, ter Braak 1986, 1987) használtuk a környezeti változók és a futóbogarak közötti kapcsolat vizsgálatára. Sok magyarázó változó egymással is korrelációt mutatott, az ebből adódó hiba lehetőséget próbáltuk csökkenteni. Spearman rank korrelációt számoltunk az összes lehetséges párra a 20 numerikus növényzeti és a környezeti változóból. Azon változókat, amelyek nagy korrelációt ( $\rho > 0,8$ ) mutattak más változóval a csoportból, kivettük az elemzésből, így 16 magyarázó változóval számoltunk tovább. A tavaszi és őszi adatokat szétválasztottuk az esetleges évszakos összefüggés felismerésére. A kanonikus korrespondencia analízist Canoco 4.14 (ter Braak 1987) segítségével végeztük. A biotikus és abiotikus változókat három csoportba osztottuk a magyarázó értékük vizsgálatához. Az 1. csoportba tartoztak a vegetációs szerkezetet leírók (növényzet sűrűség, magasság, borítás, levél alak, levél élettartam), amely további két csoportra volt osztható: vegetáció szerkezete (levél alak, levél élettartam és a borítás) és a sűrűsége (denzitás, denzitás 3cm-en). A 2. csoport tartalmazta a környezeti változókat (talaj átlagos agyagtartalma, a talaj pH-értéke, átlagos talajvízszint), a 3. csoportba a földhasználati változók (kezelés, zavarás, élőhelytípus) kerültek. Az egyes változó csoportok és futóbogár összetétel közötti kapcsolat jellemzésére variation partitioning analízist alkalmaztunk. A variation partitioning analízis kettő vagy három vagy négy funkcionális csoporttal végez a redundancia analízist (RDA, Oksanen et al 2010). R (R DevelopmentCore Csapat 2011) vegan csomagjával (Oksanen et al. 2010) végeztünk ezt az elemzést.

## 4 Eredmények és megvitatásuk

### 4.1 Műhold- és légifelvétel pontosságának elemzése

#### 4.1.1 Műholdfelvételek automatizált térképezése

A műholdfelvételek osztályozási értékelése (vagy pontossági értékelése) kis különbségeket mutatott a páronkénti összehasonlításnál. A teljes pontosság (TA) az újra osztályozott képek és az MVM között 76 és 77% volt a műholdfelvételekhez hasonlítva. Az MVM és a nyár végi űrfelvétel (2000.08.22.) SRTM felszínmodellel együtt (mint plusz információs csatornával) kiértékelve a legalacsonyabb pontosságot kaptuk az összehasonlítás során. Továbbá, a műholdfelvételek összehasonlítása során az SRTM-mel való kiegészítéssel és a nélküli formában 94,4%-os eredményt kaptunk a nyár eleji (2000.06.03) felvételek esetén. Az összehasonlítva a nyár eleji és végi műholdfelvételt SRTM-mel és anélkül nem adott eltérő eredményeket. Azonban részleteiben egyetlen osztály pontosságát tekintve a mátrix párok esetében kiderült, hogy az SRTM nagyobb pontosságot mutatott a 2000.06.03 űrfelvétel az MVM-mel való összehasonlítás során a különböző felszínborítási típusok beazonosításakor. Az egyezés magasabb volt a 2000.06.03+SRTM, 2000.06.03 páronkénti összehasonlítása esetén mint 2000.8.22+SRTM és 2000.08.22. között. Továbbá, az elemzés nagyobb hasonlóságot mutatott 2000.03.06+SRTM és 2000.08.22+SRTM között mint 2000.06.03. és 2000.08.22. között.

Öt kategóriát (rét, víz, fás terület, szántó, és a mocsár) azonosítottunk változó sikerrel az automatikus térképezés technikával. Az egyes felszínborítási osztályok pontosságát vizsgálva a legmagasabb a szántóföldé és vízé volt a MVM vs. újra osztályozott kép esetén és két újra osztályozott kép esetén a nyár eleji és végi időpontokat összehasonlítva. A felszínborítási osztályok azonosításánál jobb eredményt kaptunk az MVM vs. 2000.03.06 + SRTM pár esetében és az MVM vs 2000.03.06 újra osztályozott kép esetében. A téves besorolások értéke átlagosan 10% alatt és a körül mozgott. Magas volt a téves besorolási érték a mocsarak és fás területek esetében (30-

40%) valamint a mocsarak és víz esetében (17-28%) az MVM és újra osztályozott kép összehasonlítása során. Továbbá magas értéket (38-40%) kaptunk a rét - szántó föld párok esetén a MVM és nyár végi újraosztályozott képek (SRTM-mel, anélkül) összehasonlítása során.

#### *4.1.2 Légifotók automatizált térképezése*

A különbség a két légifelvétel között minimális volt: a Fuzzy Kappa (Van Vliet et al. 2011) 0,92 volt 10 méter sugarú puffert használva (ami körülbelül megegyezik a felvételek georeferálási hibájával), így a hasonlóság elég volt a képek párhuzamos alkalmazásához. Ha csak a Tiszát, a holtmedreket, szántókat és a zöld fás területek különítettük el, egy elfogadható besorolást kaptunk a folyó, szántó és fás területek esetén. A fás terület, volt a legjobban elkülönülő típus, jól térképezhető, de a különbség tétel egy gyümölcsös és egy erdős terület között limitált volt színük miatt (textúrájuk különbözött, amit viszont pixel alapú osztályozásnál nem tudtunk figyelembe venni). A holtmedrek automatizált módszerekkel nem voltak jól elkülöníthetők. Mindegyik klasszifikáció, ahol két adatforrást egyidejűleg használtuk jobb eredményt nyújtott mint az önállóak esetében, viszont a nyers adatok manipulálásával (pl. szorzás) az eredmény nem javult.

#### *4.1.3 Műhold- és légifelvételek pontosság vizsgálatának diszkussziója*

Ezen tanulmány segítségével megállapíthattuk, hogy az optimális skála paraméter meghatározása a kulcs a sikeres automatizált és félig automatizált térképezéshez. A víz által befolyásolt területek automatizált módszerrel való feldolgozása során a vegetációs foltok azonosítása nehéz lehet a víz spektrális befolyása miatt. Az kis pontosság azzal a ténnyel is magyarázható, hogy a mintaterület túl kicsi volt és emellett a növényzeti megjelenés vezetett a téves besorolásokhoz (pl. egyes esetekben a mocsár és rét párok spektrális

átfedése a fás területtel). A légifotókon a holtmedrek vízfelszínének zöldes árnyalata miatt - amely biológiai és növényzeti okokra vezethető vissza - automatizált módszerekkel való elkülönítése nem volt eredményes, mivel e kategória összekeveredett a szintén zöld növényzettel. Az erdős területek esetén az SRTM hasznosnak bizonyult a felszínborítás osztályok különválasztásában a hullám és ártéri területen egyaránt, de a többi kategória esetében nem járult hozzá az azonosítás pontosságához. A két időpontból származó műholdfelvétel kompozitok elemzése azt mutatta, hogy mindkét időszakból releváns információkat nyerhetünk felszínborításról. Összességében a nyár eleji újraosztályozás mondható pontosabbnak, de a különbség a két időpont között nem volt számottevő. Abban az esetben mikor a felvételek SRTM kiegészítéssel rendelkeztek a különbségek már jelentősebbek voltak, ha a különböző időpontokban nézzük a felszínborítás típusokat. Közismert, hogy a manuálisan vektorizált légifelvételek, műholdfelvételek sokkal részletesebb felosztást tesznek lehetővé mint bármely automatizált számítógépes módszer (Harvey és Hill 2001). Ugyanakkor pontosabb információt nyerhetünk vegetáció típusáról vagy a felszínborításról egy műholdas térkép automatizált elemzése során mint egy hagyományos légifelvétel automatizált elemzése esetében. Emellett azonban megállapítottuk, hogy a növényzeti és felszínborítási eredmények besorolása javítható két időben közeli légifotó kombinációjával, még akkor is, ha nem volt sikeres minden kategóriában az automatikus képelemzés a légifelvétel esetében.

## 4.2 Tájváltozás elemzés 200 évre visszamenőleg

### 4.2.1 Vegetáció borítás és típus a mintaterületen 2005-ben

A mintaterületen 29 élőhely-kategóriát tudunk beazonosítani, amelyeken belül felvételezésre kerültek az egyes élőhely foltok növényfajai is. A mocsarakban és holtmedrekben összesen hat élőhelytípust lehetett megtalálni: A békalencsés, rucaörömös, tócsagazos úszóhínár (A1), rencés, kolokános lebegőhínár (A2),

illetve süllőhíjaras, tündérrózsás, vízitökös, tündérfátylas, sulymos rögzült hínár (A3) alkotta a mocsár növényzetet, emellett néhány foltban tavak zárt nádasai, gyékényesei (B1), tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mételykórós mocsarak (B2) és továbbá csetkákás, vízi hídörös stb. mocsarak és nádasok (B3) kategóriába tartozó élőhellyel mozaikoltak. A nyílt vízfelszint két kategóriába lehetett besorolni: folyóvíz (U8) illetve állóvíz (U9) kategóriákba. A természetközeli vizekhez közel találhattunk néhány az emberi tevékenység által létrejött kiszáradó, jellegtelen és másodlagos mocsarak és sásosok (O1) kategóriába tartozó élőhelyet. A nyitott, magasabb térszíneken az alföldi mocsárrétek (D4) és patakparti és lápi magaskórósok (D5) voltak jellemzőek. Emellett a megtalálhatóak voltak az ártéri ruderalis és félruderalis gyomnövényzet (O3, O4), természetközeli mezsgyék, rézsúk és gátak (O10) és a természetközeli gyepek parlagon (O11) kategóriák. Az erdős és bokros területeket nyolc kategóriába soroltuk: bokorfüzesek (J3), fűz-nyár ligetek (J4), tölgy- kőrös-szil ligetek (J6), tájidegen fajokkal elegyes erdők részben túlélt/betelepült cserje- és gyepszinttel (R2), akácok (S1), nemes nyárasok (S2), nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések (S6), illetve a facsoportok, erdősávok és fasorok (S7). Spontán cserjésedő-erdősülő területeket (P2) is lehetett találni. Ezek mellett az alábbi gazdasági és intenzív emberi tevékenység nyomait őrző területek fordultak elő a mintaterületen: egyéves és évelő szántóföldi kultúrák (T1 illetve T2), nagy szőlők és gyümölcsösök (T7), kis üzemi gyümölcsösök és szőlők (T8), felhagyott szőlők és gyümölcsösök (O12), illetve taposott gyomnövényzet (O13). Elemezve a területen megtalálható élőhelyek természetességi arányát, Boroszló-kertben a természetközeli élőhelyek aránya 39%, az agrár és degradált területké 43%, a másodlagos élőhelyeké 14% és a gazdasági erdőké 4% volt. Ezzel szemben Foltos-kertben a természetközeli élőhelyek 38%-ot, az agrár és degradált élőhelyek csupán 6%-ot, a másodlagos élőhelyek 33%-ot amíg a gazdasági erdők itt csak 23%-ot képviseltek.

#### *4.2.2 Tájváltozás a Boroszló-kerti-hullámtéröblözetben*

Ligeterdöket, réteket és mocsarakat láthattunk volna a 18. században ebben a régióban. Az első, második és harmadik katonai térképeken nem találtunk sem szántóföldet sem gyümölcsöst. A második katonai felmérésen két mocsarat és egy nagyobb holtmedret találtunk a területen. A holtmeder ezekben az években alakulhatott ki és csak a 19. század második felében veszítette el a kapcsolatát a folyóval a folyószabályozási munkálatok miatt. 1944-ben a terület több mint 58%-át (199 ha) kiterjedt a ligeterdő borította. Ennek drasztikus csökkenése 1966 és 1975 között történhetett. A hullámtéröblözet erdővel való borítottsága 1975-ben volt a legalacsonyabb - 69 hektár (21%). Az erdős terület jelentős csökkenésével párhuzamban nőtt a szántóföldek és gyümölcsösök részaránya. A nagyobb gyümölcsösök 1985 körül jelentek meg. A gazdasági ültetvények (akác és nyár) ismételen 1997-ben megjelentek meg (1%, 3 ha) 1944 után. A mocsarak területe 1784, 1858 után 2 és 4% (6-13 ha) között ingadozott. A gyepek területe a 18. században volt a legnagyobb (ca.140 ha, 39%), 1884 után jelentősen csökkent (1-5%, 5-16 ha).

A táj szerkezetre vonatkozó adatok azt mutatták, hogy a minimális földhasználati típus hat, az átlag pedig kilenc körül volt. A lyukbőség (MESH) adatok és a tájosztottságának mértéke (DIVISION) is ugyanazt a tendenciát mutatta, miszerint a hullámtéröblözet 1956 után vált nagyobb mértékben tagoltá. A legközelebbi szomszédok távolságának értékeiből megállapítható volt, hogy a gyepek, mocsarak és füves területek közötti távolság jelentősen megváltozott. A legközelebbi szomszéd értéke a gyepek között 2005-ben (NNDist: 7,3 m) volt a legrövidebb, míg 1988-ban (NNDist: 139 m) volt mérhető a leghosszabb távolság. Ezen gyepek területe csökkent a harmadik katonai térképezés után és később 0,02-1,12 ha között ingadozott. A mocsarak élőhelytípusa először a második katonai térképen (1858) tűnt fel és a legnagyobb távolság is ekkor volt közöttük (1147 m). Ezt követően a távolság jelentősen csökkent

a mocsár foltok között. Az egyéb üde füves területek esetében a legközelebbi szomszéd távolsága 1944 volt a legnagyobb (1136 m), ez 1966 után lecsökkent és erősen ingadozott későbbiekben.

#### *4.2.3 Tájváltozás a Foltos-kerti-hullámtéröblözetben*

Nem találtunk szántót és gyümölcsöst az első három katonai térképen. Erdőket, gyepeket és mocsarakat lehetett találni a folyó mentén ebben az időben. A hullámtéröblözet holtmedre a harmadik katonai térképen még nem látható. 1944-ben a hullámtéröblözet már több mint 34% -a (80 ha) szántóföld, ami később 4%-ra (11 ha) csökkent, a terület ligeterdő borítása 26%-os (63 ha) volt ebben az évben. A ligeterdő, legalacsonyabb borítását a 19. században és 2000-ben (22-27%, 44-64 ha) mértük. Gyümölcsösök nem voltak jellemzőek ebben a hullámtéröblözetben. 1944-ben csupán 8% (12 ha) gyümölcsöst (szilva) találtunk, amelynek területe 0,07%-ra csökkent (0,17 ha) 2005-ig. A Foltos-kertben a gazdasági ültetvények (akác és nyár) bírtak nagy jelentőséggel 1995-től és maradtak jellemző (35%, 81 ha) felszínborítási típusok egészen 2005-ig. Mocsaras területeket főleg a holtmeder két végében (0,2-1%, 0,5-3 ha) találtunk. A legnagyobb kiterjedése a füves területeknek a 19. században volt (48%, nagyobb mint 80 ha), 1884 után területük jelentősen csökkent és 2000-ben volt a legkisebb, 2% (4 ha).

A táj szerkezetére vonatkozó adatok azt mutatták, hogy a minimális felszínborítási típus a területen 4, az átlag pedig 7 fölött volt. E terület esetében a lyukbőség (MESH) és a tájosztottságának mértéke (DIVISION) a területet 1944-ben és 2000-ben mutatta a legjobban fragmentálnak. A fragmentáltság hasonló volt a az első és a második katonai térképen illetve 1985-ben. E hullámtéröblözetben a legközelebbi szomszédok távolsága az időfolyamán jelentősen megváltozott a füves területek, mocsarak és rétek esetében. A legközelebbi szomszéd távolsága a füves területek között az első katonai térképen (109 m) volt a legnagyobb és 2005-ben volt a legrövidebb (9 m). A mocsárfoltok esetében a legrövidebb 1944 és

2005-ben volt (8,7 m, 5,5 m). Csak ezekben az években (1944-ben és 2005) találtunk két üde füves területet, amelyek távolsága hasonlóan nagy volt a két évben (1100 m, 1030 m).

#### *4.2.4 A kultúrtáj változás elemzésének diszkussziója*

Eredményeink azt mutatták, hogy a Felső-Tisza-vidéken korábban főként hagyományos mezőgazdasági formák fordultak elő: kaszálók, gyümölcsösök és néhány agrárterület. Azonban a vidék földhasználata sokat változott az elmúlt 200 évben. A Boroszló-kerti-hullámtéröblözetben az erdős területek drasztikus csökkenése volt tapasztalható 1966 és 1975 között. A jelentős erdő-zsugorodást az 1960-as évekbeli mezőgazdasági politika okozta, a fokozott mezőgazdasági földhasználat és az erdők tarvágása a termelési terület növelése érdekében. 1966 után 1997-ben telepítettek újra gazdasági ültetvényeket, de ez nem volt olyan nagy kiterjedésű mint a Foltos-kerti-hullámtéröblözet esetében. Foltos-kertben szántók és gyümölcsösök folyamatos csökkenése volt megfigyelhető és helyüket a gazdasági ültetvények vették át. Az emberi tevékenység és az árvizek játszottak nagy szerepet a táj változásainak bekövetkeztében. A 2005. évi élőhelytérképeken szembetűnő különbség látható a szomszédos hullámtéröblözetek élőhelyfoltjainak számát és elhelyezkedését illetően. Ez a két hullámtéröblözet eltérő hasznosításából adódik. A vizsgálat egy általános tendenciát és dinamikát próbált bemutatni a földhasználatról több mint 200 évre visszamenőleg. A történelmi információkat a 18. és a 19. századból nem lehet mint a referenciát alkalmazni a jövőre nézve, azonban fel lehetne használni a terület jelenlegi ökológiai állapotának értékelésére és ezáltal meghatározni egy optimális kezelést a jövőre nézve.

### 4.3 A környezeti változók futóbogarakra gyakorolt hatásának vizsgálata hullámtéri gyepekben

#### 4.3.1 Statisztikai elemzések eredményei

A változó szelekció után már csak bent maradt változókat elemeztünk a kanonikus korrespondencia analízissel. A CCA nyolc változó befolyását mutatta a futóbogarak fajösszetételére: átlagos talajvízszint, kezelés, talaj pH, élőhelytípusok és őszi növényzetborítás, a növényzet sűrűsége, növényzet sűrűsége talajszinten és a növényzet magasság tavasszal. Ezek a változók 57,75%-ban magyarázták futóbogár összetétel variációját. Az első négy tengely együttesen 39,43%-át magyarázta a változatosságnak. Ebből az első tengely 18,67%-ot és a második tengely pedig 9%-ot magyarázott. A CCA első tengelye főleg nedvesebb-szárazabb feltételek és a földhasználati tevékenységekkel való összefüggéseket mutatta. Ezen változók egy ellentétes gradienst mutattak vegetáció sűrűséggel 3 cm-en. Az első tengely mentén találtuk a nedvesebb területeken előforduló fajokat például *Bembidion dentellum*, *Bembidion biguttatum*, *Agonum micans* és *Agonum emarginatum*, ezzel ellentétesen irányban helyezkedtek a szárazabb területekhez kapcsolódó fajok mint a *Poecilus melanarius*, *P. versicolor*. E tengely mentén helyezkedtek el továbbá azok a fajok, amelyek számára előnyös volt a sűrűbb növényzet 3 cm-en és a nagyobb növényzet borítási érték ősszel (*P. melanarius*, *P. versicolor*). A CCA második tengelye mentén a talaj pH, a tavaszi növényzet sűrűség rendeződött és ezzel ellentétes irányban a levélélettartam. *Pseudoophonus rufipes*, *P. melanarius*, *Bembidion guttula*, *Poecilus cupreus* számára a magasabb pH volt előnyösebb és a nagy tavaszi növényzet sűrűség. Ezekkel ellentétesen helyeződtek a *B. dentellum*, *P. versicolor* vagy *Bembidion gilvipes* fajok. A CCA eredmények arra utaltak, hogy a élőhelytípusok között jelentős faj-összetételbeli különbség van. Mezofil gyepek jól elkülönültek az ingadozó vízszintű és a nedves területektől. Az eredmények a szezonálisban elhanyagolható különbségeket mutattak (változók tavasszal és

összel). Variáció particioning analízist végeztünk a három csoportba sorolt magyarázó változókra külön-külön és együtt (növényzet, abiotikus környezet, amely magába foglalja a víz, a talaj, és a földhasználati változókat). Földhasználat jelentősebb magasabb magyarázó erővel bírt (17%) mint a vegetáció struktúra és a környezeti változók. A vegetációs struktúra változói 3%-át magyarázták a fajösszetételnek, míg a környezeti változók (set 2) csupán 1%-ot magyaráztak. Azonban, a vegetáció struktúra változói és a földhasználati változók egyesítve (set 3) a variancia 9%-át magyarázták. A három változó készlet kombinációja 8%-ban magyarázta a fajösszetételt ez esetben a marginális hatás 49% volt. Az egyes változók kombinációján belül – a területkezelés és élőhelytípus erősebb hatást mutatott a futóbogár fajok összetételére mint a zavarás és vegetáció struktúra, amelyek összesen 10% magyarázó erővel bírtak. A növényzet tömörsége mellett a vegetáció struktúrának volt jelentősebb hatása futóbogarakra. A vegetáció struktúrában belül a borításnak és a levél élettartamnak hasonló hatása volt a futóbogarak, amíg a levélalak kisebb százalékában bírt magyarázó erővel. A növényzet tömörségét jellemző változók közül a növényzet sűrűsége volt a legerősebb hatással a futóbogár fajok összetételére, amíg a növényzet magassága csupán 5%-ban magyarázta a futóbogár előfordulást, de ezt kombinálva a növényzet sűrűségével már 7%-ot kaptunk.

#### *4.3.2 A futóbogarak és környezeti változók kapcsolatával foglalkozó tanulmány diszkussziója*

8 olyan tényezőt találtunk, amelyek nagymértékben befolyásolják a futóbogár fajok összetételét az Elba hullámterén, emellett a variáció particioning analízis lehetővé tette, hogy egy sorrendet is felállítsunk a magyarázó tényezők között hatásuknak megfelelően. Ezek a csökkenő hatás sorrendjében a következők voltak: földhasználati változók, környezeti változók és vegetáció struktúra változói. A környezeti változók és a vegetáció struktúra elhanyagolhatóbb hatást

mutatott mint a táji változók, habár a CCA során mint fontos magyarázó tényezők jelentek meg. Némely szempontból azonban erős korrelációt találtunk a vegetáció struktúra és a futóbogarak előfordulása között. A variáció particionáláson alapuló elemzés azt mutatta, hogy a külön-külön a növényzet sűrűsége nagyobb magyarázó erővel bírt mint a levél élettartam és a levélalak, viszont kombinációjuk relatív nagy értéket mutatott. Ezek az eredmények azt sugallják, hogy a vegetáció struktúra (levél alak és élettartam) egy fontos faktor csak nehezen elkülöníthető a vegetáció denzitásától. A növényzet fizikai komplexitása (sűrűség, magasság) direktebb hatással lehet a futóbogarakra mint az egyes növények levél alakja, élettartama. Tény, hogy a növényzet struktúra hatása mikor külön-külön vizsgáltuk a változókat gyengének bizonyult, viszont más változókkal együtt már fontos magyarázó változónak számított, így (interaktív vagy szinergikus) akár a másodlagosan a legfontosabb befolyásoló tényező is lehet. Továbbá a növényzet sűrűsége épp olyan jelentős hatással bírt mint a magasság, ami egy fontos megállapítás, tekintve, hogy számos tanulmány a növényzet magasságát használja a vegetáció struktúra jellemzőjeként, mivel néhány faj inkább a nyílt és szárazabb felszíneket kedveli, míg mások az árnyas, növényzet dús felszín preferálják (pl. Gardner 1997, Jukes mtsai 2001). A növényzet sűrűsége volt a legfontosabb meghatározó változó a vegetáció struktúra csoportjában a futóbogár fajösszetételére, mind tavasszal mind ősszel. Mindez alátámasztja hipotézisünket, miszerint a sűrű, strukturáltabb növényzet valószínűleg több microsite-tot biztosít a vadászathoz, a peterakásra való felkészüléshez vagy az áttelelő a futóbogarak számára (Epsteins és Kulman 1990; Brose 2003).

Tanulmányunk betekintést nyújt a magyarázó változók csoportjainak relatív fontosságába illetve a közöttük és a futóbogarak között megfigyelhető összefüggésekbe. Eredményeink azt sugallták, hogy a tájhasználatnak és az abiotikus környezeti változóknak volt a legnagyobb szerepe a futóbogár fajösszetétel alakulásában az Elba hullámterén, mindemellett nem szabad figyelmen kívül hagynunk a

vegetáció struktúráját sem. Továbbá kiderült, hogy talaj-jellemzők lehet kevésbé fontosak a futóbogarak összetétele szempontjából a hullámtéri gyepeken mind a területkezelés, hidrológiai jellemzők és a vegetáció szerkezet.

## 5 Következtetések a három tanulmány alapján

Az adatok és módszerek kiválasztását általában különböző faktorok határozzák meg: a térképezés objektuma, a képek költsége, éghajlati és technikai kérdések a kép interpretációval kapcsolatosan, környezeti változók, (Paine és Kiser 2012-Schott 2007; Xie et al. 2008). Vizsgálataink során azt találtuk, hogy a növényzeti borítás sikeres detektálása fotókról a kép előzetes feldolgozás és a besorolási eljárásoknak sikerétől függ, tekintet nélkül az alkalmazott technikára. A sensorok különböző térbeli, időbeli, spektrális és radiometriai tulajdonságokkal rendelkeznek. A megfelelő fotó és módszer kiválasztása fontos eleme a növényzet és a felszínborítás térképezésének. A hosszú távú kutatások esetén különösen, amikor például archív felvételeket kell vizsgálni vegetáció borításról való információ nyeréshez vagy azokban az esetekben, amikor a terepi munka nem lehetséges és automatizált térképezést kell alkalmaznunk. Ilyen esetben hasznos lehet kiegészítő adatok használata (pl. térkép, terepi megfigyelések), de egy további légifelvétel is javíthatja az osztályozás pontosságát. Eredményeink azt sugallták, hogy a megfelelően feldolgozott régi térképek hasznosak a felszínborítás változásnak feltárásában. Annak ellenére is, hogy a történeti térképekről megállapítható felszínborítási típusok, nem teszik lehetővé a pontos következtetéseket a különböző típusú gyepekről vagy növénytársulásokról. A hullámterek történelemben visszanyúló tájváltozással foglalkozó elemzései hasznosak lehetnek a nagy európai folyók menti területek jövőbeni ökológiai értékelésében. A hullámterek monitorozása és felmérése segítségre lehet az európai szintű nagy projektek célkitűzéseinek elérésében mint például az Európai Víz Keretirányelv, a Natura 2000

és a Ramsari Egyezmény. Emellett segíthet rekonstruálni a folyamatokat, továbbá a hullámterek élőhelyeit érő hatások dokumentálása segítheti rehabilitációs tervek, jobb földhasználati forgatókönyvek és tájtervezetek megvalósulását.

A hullámterek környezeti változóinak relatív szerepét vizsgálva az ott élő futóbogár faunára a földhasználat bizonyult a legfontosabbnak, ezt követék a hidrológiai faktorok, valamint a vegetáció struktúra. A hidrológiai faktorok viszonylag nagy szerepe nem meglepő, tekintve a rendszeres áradásokat és ehhez kapcsolódó talajvízszint ingadozásokat a folyóhoz közeli alluviális ökoszisztémákban. Továbbá elemzéseink új nézőpontból mutatják be a vegetáció struktúra és futóbogarak esetleges mechanisztikus kapcsolatát, miszerint a vegetáció sűrűség és a növényfajok levelei által képzett élőhely közvetlenül és közvetetten befolyásolhatja futóbogarak előfordulását. Tanulmányaim azt bizonyítják, hogy mennyire fontos a táj változásainak és a terület kezelésének vizsgálatával foglalkoznunk, hiszen ezek meghatározóak az ott élő fauna számára. Az eredmények fő természetvédelmi vonatkozása, hogy a hullámtereken biztosítani kell az egyes táj elemek közötti kapcsolatot táji szinten, illetve arra is összpontosítani kell vegetáció kis léptékű struktúrájának diversitását növeljük és fontoljuk meg hogy az időlegesen fennálló különböző szerkezeti elemek hatékony védelme lehet a hullámtéri biodiverzitási hotpotoknak.

## Köszönetnyilvánítás

Ez a tanulmány részben az NKFP-3B/0019/2002 projekt: "Hydro-ökológia a Tisza és a Felső-Tisza-vidéki", és a Jedlik Ányos Program - NKFP 6-00013/2005, "Kölcsönhatása természetes és mesterséges ökoszisztémák" című projekt támogatásával került megvalósításra. A kutatást támogatta továbbá a Debreceni Egyetem a képzési műhelyének elnyert pályázata (TÁMOP - 4.2.2 / B - 10/1 - 2010 - 0024, TÁMOP 4.2.1./B-09/1 / KONV-2010-0007 számú szerződés). Továbbá a tanulmány harmadik részét a Német Szövetségi

Környezetvédelmi Alapítvány Ösztöndíj programja (DBU) támogatta.

Mindemellett hálával tartozunk Szabó Szilárdnak és Szabó Gergelynek szakmai javaslataikért, illetve Tóth János és Enyedi Róbert a terepmunka során nyújtott segítségéért.

Köszönet illeti Klaus Henle, Frank Dziock, Michael Gerisch, Mathias Scholz, Veronica Angostelli az ösztöndíj ideje alatt nyújtott segítségükért. Köszönet illeti a Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH (UFZ)-t, Leipzig és Technische Universität Berlin (TUB) -t az ösztöndíj ideje alatt a jó munka körülmények biztosításáért.

## 1 Introduction

### 1.1 Importance of floodplain and land use changes on this area

Landscape reflects the long-term interactions between people and their environment (Moreira et al. 2001; Gingrich et al. 2012), especially in a country where great historic changes have occurred. These changes in land cover and land use have taken place over long periods of time as a result of many factors but also because of changes in human population. Most of these changes have occurred so quickly that the natural environment has not been able to adapt to the new conditions and as a result habitat fragmentation has increased dramatically over the last century (Alados et al. 2004; Antrop 2004; Saunders et al. 1991). Since cultural landscape changes have serious ecological consequences such as fragmentation and loss of habitats, specific knowledge about the background of disadvantageous processes is fundamental for the success of nature conservation (Metzger et al. 2006; Costanza et al. 1997; de Groot et al. 2010). Nevertheless, the water-influenced natural systems have suffered the most through anthropogenic effects. Earlier floods passed through wide flood-basins along the Tisza and other rivers, but these were reduced due to river regulation works and nowadays

the area is flooded only between the dams on the present floodplains every year, or more frequently. The natural habitats have been able to survive primarily on these reduced floodplains due to the permanent flooding of the river. For example traditional land use activities such as forests, orchard and meadows have shaped the Hungarian floodplain landscape for centuries. The area of natural habitats has considerably decreased and become fragmented on floodplains not only as a result of floodplain protection works and drainage of marshes, but also cultivation (WWF 2002; Dollar et al. 2007; Lóczy et al. 2012). However, the floodplain area is of great importance because it provides a transition between aquatic habitats and terrestrial biotopes. They create ecological corridors for animals and plants between different types of regions. The existence of threatened wetland habitats explains the unique status and outstanding importance of floodplains. However, the continuity of natural habitats in these relatively small areas is not adequately guaranteed (Haslam 2008). For this reason floodplains have become the most endangered areas.

### *1.2 Satellite images or aerial photographs and accuracy of technique*

Nowadays, the rapid development of land surface detection and analysis techniques motivate researchers to find a simple objective method to quantify the changes of land cover and the effects of changes on the pattern and structure of landscapes (Van Dessel et al. 2009; Mi et al. 2011; Miettinen et al. 2012). Remote sensing technology extends possible data archives from the present time to decades in the past and the data archives are continuously updated. Archive images are important for long-term time series research, and in historical ecology, but they do not offer accurate and detailed information as compared to the results obtained through modern images (Moran et al. 1994; Rocchini et al. 2006; le Polain de Waroux and Lambin 2012). Another useful option is the application of aerial photographs coupled with a relatively small area of the ground which typically gives a detailed picture of the earth's surface

(Alados et al. 2004; Chalmers and Fabricius 2007; Terzioglu et al. 2009). Although, aerial photographs are only available for a few periods or only once a year, satellite imagery can solve this problem in most cases, and already many large resolution satellite images are available. Several studies have focused on comparisons of satellite images and aerial photographs and their accuracy, since ability to monitor land surface or vegetation cover accurately is important (Minick and Shain 1981; Mosbech and Hansen 1994; Hyypä et al. 2000; Palandro et al. 2003). Modern remote sensing imagery offers a practical and economical means to study land and vegetation cover changes (Xie et al. 2008; Ganguly et al. 2010). For example the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) data is a high quality surface model which is widely utilized in many studies, in geography (Gorokhovich and Voustianiouk 2006), in geomorphology (Hancock et al. 2006; Siart et al. 2009) and to estimate vegetation height across the landscape (Kellendorfer et al. 2004; Hofton et al. 2006). Improvements using SRTM could help to separate the land cover classes; taken together some aspects can modify the absolute accuracy of SRTM (Gorokhovich and Voustianiouk 2006, Higgins et al. 2012). It is the first near-global space borne mission which provides high resolution estimates of three-dimensional forest structure across the Earth's land surface (Baker 1989; van Zyl 2001; Walker et al. 2007). Mapping of these remotely sensed data is based on image classification which may be achieved by either manual or automated, computer-aided analysis. The automated and semi-automated mapping techniques are gradually replacing classical techniques due to the increasing availability of high resolution digital topographic data (Anders et al. 2011).

## 1.2 Ground beetles on floodplain

Active floodplains are among such relatively unaltered habitats that are important as refuge landscapes for native biota (Amoros and Petts 1993). For example the ground beetles (Coleoptera: Carabidea)

are one of the ecologically most sensitive groups to hydrological conditions, disturbance intensity, habitat structure and management (Lövei and Sunderland 1996, Boscaini et al 2000, Dunn 2005, Gerisch et al 2006, Koivula 2011). They are especially suitable for studying the effect of habitat modifications at different scales and the influence of landscape structures (Dufrene and Legendre 1997, Magura et al. 2004). Also, the composition of carabid assemblages indicates their strong specialization to a wide range of habitats, as well as their various behavioural, morphological and physiological adaptations (Luff et al 1992, Bonn and Schroder 2001; Rainio and Niemelä 2003). In many studies were published that several abiotic and biotic factors affect the composition of ground beetles, for example: soil moisture, land use, soil type and soil organic matter, temperature etc. (Irmiler 2003, Pétilion et al. 2008). In addition, the structural complexity of habitats could have a large influence on population dynamics and trophic organization of terrestrial arthropods because the physical structures in the habitat create more microhabitats and allow the coexistence and persistence of predators and their prey (Price et al 1980; McCoy and Bell 1991; Siemann 1998, Siemann et al 1998, Antvogel and Bonn 2001). Nevertheless, our knowledge is poor about direct, mechanistic relationships between vegetation structure and composition of carabid assemblages (Tews et al. 2004). Langellotto and Denno (2004) found clear density responses of several insect groups to structural changes. Furthermore, some studies found evidence that carabids are more strongly associated with habitat and vegetation structure than with vegetation composition or with any plant species (e.g. McFerran et al 1994; Jukes et al 2001; Brose 2003; Aviron et al 2005, McCoy and Bell 1991; Langellotto and Denno 2004). For example, Gardner et al (1997) found a clear separation of carabid assemblages between tall and short vegetation. However, other studies have established some kind of association between vegetation composition and insect assemblages, supporting the view that vegetation composition may also play a role in shaping carabid assemblages (McCracken 1994;

Sanderson et al 1995; Cherrill et al 1997; Foord et al 2003). A more recent study by Schaffers et al (2008), using an analytical technique to consider the entire plant community, found that plant species composition had a much larger effect on carabid beetles and six other arthropod groups than vegetation structure and environmental conditions combined. Vegetation structure and composition are not independent because the identity of plant species is linked to the physical properties of the plants. The relative roles of vegetation structure and composition vary by the spatial scale of the study. Vegetation structure may be measured and interpreted in various ways, making the comparisons among the studies difficult (Tews et al 2004). Vegetation structure may also interact with other habitat factors.

## 2 Aims of study

I.) To extract improved results from satellite images and aerial photographs using ancillary data sources about a floodplain area and to test the reliability of satellite images in the automated analysis in cases when dense and impenetrable vegetation does not allow information to be extracted from the vegetation if the fieldwork is not possible. Test, how the accuracy of automated vegetation mapping could be increased in both cases. Study that the automated methods on remote sensing data sources (with and without SRTM) which can give an accurate and useful opportunity for the analysis. Test whether the SRTM could help us to interpret better the vegetation on a flat area and whether there could be give differences between the beginning and end of summers. Investigate whether seasonality or a short time period has an effect on the results of the automated analysis of vegetation cover on satellite images. Furthermore, test whether better results could be gained for vegetation and land cover classification by merging two aerial photographs.

II.) This part of my research was to examine the historical land use, land cover changes in landscape context from 1784-2005 on floodplain area of the Upper-Tisza-Region in Hungary using repeated aerial photographs and topographical maps. Analyse the extension of wooded area and the changes the grasslands and wetlands on floodplains. Make a class and landscape level analysis to explore and understand the development of landscape structure on this area between 1784 and 2005. Study how large was the fragmentation and how far are the small semi natural habitats to each other. Furthermore, demonstrate that similar floodplain areas are developed along a very different pathway during the last 200 years depending on the human influence.

III.) Test the correlations between carabid assemblages and some environmental factors; furthermore find out which factor has a stronger effect on carabid composition. Study the carabid assemblages related to the architectural structure of individual plants (vegetation structure)r and in what amount. Study plant density and light availability whether correlated to habitat choice of different species of carabids. Compare the predictive value of relevant environmental factors on ground beetle assemblages in a floodplain area managed by mowing and grazing. Test which biotic or abiotic environmental factors were more relevant on carabid assemblages in managed floodplain area.

## 3 Data and Methods

### 3.1 Study areas

#### *3.1.1 Study area of satellite- and aerial photos accuracy analyses and land use change analyses*

The study area was a floodplain area on the Upper-Tisza-Region in North-Eastern Hungary near to the border where the Tisza River enters the country. The study area was a part of the active, adjacent

floodplain areas on the Upper-Tisza-Region in north-east Hungary. Annual floods of the Tisza and anthropogenic effects are of great importance on this floodplain area. A part of these floodplains has conservation priority and also part of Natura-2000 site within the Hortobágy National Park (48°4'58"N, 22°24'6"E). To the land use change monitoring, two neighbouring, expanded sections of this floodplain area were evaluated (Foltos-kert, Boroszló-kert).

### *3.1.2. Study area of study of environmental factors predictive power for ground beetle assemblages*

Three sites were selected in the frame of the RIVA project, in Natura 2000 protected areas in the floodplain of Elbe River in Saxony Anhalt, Germany (Henle et al 2006). The study areas located "Wörlitz" and "Steckby" near Dessau and the third near "Sandau", 100 km downstream in the UNESCO Biosphere Reserve "Middle Elbe/Elbe River Landscape". The sampling plots were selected with a stratified random design in each study site to represent hydrological conditions (Henle et al. 2006, Scholz et al. 2009). The vegetation types included flood-channels, depressions and ditches, wet and dry grassland close the river, and dry grassland distant from the river (Henle et al 2006). A total of 60 sampling plots were established in the three study areas (Wörlitz: 12, Steckby: 36, Sandau: 12) and have been monitored for invertebrates, vegetation and a range of hydrological and soil parameters (Henle et al. 2006). All field data that we have used in this study came from the RIVA project.

## 3.2 Data and methods

### *3.2.1. Satellite images and aerial photographs to accuracy analyses*

The first type of data set was LANDSAT7 Enhanced Thematic Mapper (ETM+) images which were used from two dates, June and

August of 2000 (NASA Landsat Program). The spatial resolution of LANDSAT7 ETM+ was 28.5 meters. A colour composite (RGB) was generated from bands 4 (near-infrared), 5 and 7 (mid-infrared ranges of the electromagnetic spectrum). The SRTM surface model was added to satellite images (van Zyl 2001, Farr et al. 2007, Bolch et al. 2005). Furthermore, two aerial photographs from 2004 and 2005 were used from the National Hungarian Mapping Agency. The 0.63 m resolution resulted noisy and unusable results; to improve (i.e. to remove/decrease noise from) the resolution resampling was implemented using the nearest neighbour method. Thus a resolution of 2 meters was used. Aerial photos in the visual spectral range were separated into RGB channels and used for automatic evaluation. On this way, with the use of the two orthophotos we had six ( $2 \times \text{RGB}$ ) channels to use in the automatic evaluation. Supervised classification methods were based on training sites and provide real information categories. Several possibilities using the six bands was tested: only the bands from 2004, only the bands from 2005, and from 2004 and 2005 together without modification, 2004 and 2005 together but with bands multiplied (a pair wise multiplication of each band), 2004 and 2005 together with stretched values (linear stretch with 1% saturation).

### *3.2.1.1 Manual interpretation of aerial photographs*

A habitat map of the study area was created in 2005 to present the vegetation cover and type of these regions of Hungary. Vegetation was classified using the Hungarian General National Habitat Classification System (Á-NÉR) (Fekete et al. 1997) and the nomenclature of Simon (Simon 2000) was used for identify the vascular plants in each habitat. The habitat types were estimated in units of  $20 \times 20 \text{m}$ ; the similar adjacent patches were merged. Aerial photos were used as reference information for these most accurate thematic map variants. Nevertheless, the categories number of the Hungarian General National Habitat Classification System was

reduced into five easier-to-handle classes which were recognizable in this area with automated classification (meadow, water, wooded area, croplands, and marshes). Aerial photos were used as reference information for these most accurate thematic map variants. The simplified manual vectorized maps (MVM) of 2000, 2004 and 2005 were converted into a stratified random point map with the values of the land use codes and used them as the reference in the accuracy assessment. The manual vectorized maps of current vegetation in the different years were created with ArcGIS 9.3.

### *3.2.1.2 Automated image classification*

IDRISI Taiga software was used for land cover classification and for comparison of the accuracy of assessment. In case of satellite images, spectral bands were analysed with maximum likelihood classifiers (separately in each date). The accuracy assessment of satellite images was estimated using 200 points chosen with the stratified random method to represent different land cover classes of the area with the same probability. The distribution of random points had the same spatial proportion among the land cover classes. The accuracy of classification results from the satellite images were compared by using the cross tabulation matrix in all compared pairs. The cross tabulation matrix was applied to calculate the error of omission [PA], the error of commission [UA] (Lunetta et al. 1991) and the Kappa Index of Agreement (overall and per categories), and Chi-square and Cramer's V to estimate the spatial distribution of different vegetation and land cover classes.

For aerial photographs two different images were used and needed a control layer that showed the same land cover information in both years (Lowe 2004). A stratified random sampling was defined and was overlapped with the land cover maps based on aerial photos and field observations. A cross tabulation image was reclassified to a Boolean image showing only the pixels where the land cover coincides in both years. The original 1000 points were decreased to 609 due to differences and the fact that those were omitted that were

outside the study area. In accuracy assessments was updated the values of the mask image with one of the hand-digitized land cover maps. The classification results of aerial photos were also controlled by using the confusion matrices (error of omission [PA], error of commission [UA] (Lunetta et al. 1991)) and Kappa Index of Agreement).

### *3.2.2 Maps and aerial photos to analyse land use changes*

The change of the landscape over time was described by four topographical maps (1784, 1858, 1884 and 1985). Beside the topographical maps nine aerial photographs from the floodplain of Boroszló-kert (1944, 1956, 1966, 1975, 1988, 1995, 1997, 2000, 2002, 2004, 2005) and four aerial photographs from the floodplain of Foltos-kert (1944, 1995, 2000, 2005) were used to study the land use changes in the area. The first, second and third military maps were provided by the Military History Museum Maps Gallery. A topographic map from 1985 was provided by the National Hungarian Mapping Agency. The digital ortophotos from 1966, 1975, 1988, 1997, 2000, 2002, 2004 and 2005 were obtained from the National Hungarian Mapping Agency, and those from 1944 and 1956 were obtained from the Department of Hydrobiology and from 1995 from the Environment and Water Resources Research Institute Ltd. (VITUKI Rt.). After the projection of all maps in the national map projection (“Hungarian Datum 1972 - Unified National Projection System” (EOV)) with IDRISI Kilimanjaro, vegetation cover was digitized from the projected maps and aerial photographs.

#### *3.2.2.1 Characterization of land cover*

The analysis of land use changes based on an intensive field work beside of manual photo interpretation. All thematic maps and aerial photographs were transferred into vector format where the information is defined by polygons. All layers were prepared with ArcView 3.2, ArcGIS 9.3.1. Polygon maps of land use changes were

created one after another by intersecting the various temporal layers according to categories of change, beginning with the oldest layer. The spatio-temporal data model enables us to quickly generate land cover statistics for any given time step. This is necessary to obtain a general insight into the most decisive land cover/use changes in the study area. Land cover was classified into 12 groups to historical analyses which could be easily recognized in each time period on the maps and aerial photographs. The simplified habitat categories which were used for the evaluation of land cover were (1) backwater, (2) cropland, (3) dam, (4) economic plantation (5) grassland, (6) marsh, (7) meadow, (8) orchard, (9) other, (10) river, (11) wood clearing and (12) woodland.

Land cover composition data were also analysed using FRAGSTAT software (McGarrigal and Marks 1995). We used the Effective Mesh Size (MESH) and Degree of landscape division (DIVISION) to characterize the fragmentation of the study area. Furthermore, with the Distance Matrix script of ArcView 3.2 and vLATE extension of ArcGIS we calculated the Nearest-Neighbor Distance (NNDist).

### *3.2.3 Data to analysis of environmental factors predictive power for ground beetles assemblages*

Data sets that was used to this part of study has been collected in the RIVA project in 1999. This data were analysed during my DBU scholarship (Deutsche Bundes Stiftung Umwelt) in Germany.

#### *3.2.3.1 Ground beetle sampling*

Sixty sampling plots were established in the three study areas (Wörlitz: 12, Steckby: 36, Sandau: 12). Carabids were sampled using pitfall traps filled with a 7% solution of acetic acid and detergent to reduce surface tension. Traps were exposed bi-weekly from the end of April until the end of October 1999 and also the environmental variables were measured on each plot in 1999. All adult ground beetles were identified to species-level.

### *3.2.3.2 Plant and vegetation measurements*

On each sampling plot the number and cover (in %) of vascular plant species was recorded in 10x10m levers according to Braun-Blanquet (1964). Species identification was based on Klapp and Opitz von Boberfeld (1990), Wisskirchen and Haeupler (1998), and Rothmaler et al (1999). Vegetation and plant data were used both from spring (begin of May until begin of June) and autumn (begin of September until begin of October) 1999 for our analyses. Information on the estimated density of the vegetation by measuring light intensity at different heights above the ground was used to characterize the vertical structure of the vegetation. Measurement was carried out by carefully inserting a vertical 1m<sup>2</sup> white board into the standing crop and measured illumination intensity with two types of sensors: a radial sensor and a pole sensor (LICOR LAI 189 Quantum/Radiometer/Photometer with SA-Sensor, LI-COR Inc.). Then the relative intensity of illumination (%) was calculated from these two values to eliminate potential biases caused by varying cloud cover that can influence the absolute value. The intensity of illumination was measured in micromol and lux/klux, respectively. Relative light intensity was standardized by choosing the data under 80% because above this height the vegetation density is already negligible and light is not shaded by the vegetation. To obtain a fine-scale characterization of vegetation architecture as vegetation density, we used two leaf traits of the vascular plant species recorded (leaf shape - 13 leaf traits and leaf longevity which provides a temporal aspect for physical complexity - 4 categories). Both leaf data sets were obtained from the BIOFLOR database (Klotz et al. 2002). Two indices, created by us were applied to measure the correlation between carabids and leaf traits.

### *3.2.3.3 Environmental variables*

The following environmental variables were used for analysis: groundwater level (mean, max.), duration of inundation, maximum inundation height during the vegetation period (in m), pH (H<sub>2</sub>O) and mean clay, sand content of the soil (%), management type (categorical), human disturbance level and habitat type.

### *3.2.3.4 Statistical analysis*

Canonical correspondence analysis (CCA, ter Braak 1986, 1987) was used to explore the relationships between ground beetle species composition and environmental variables. Many of the predictor variables were suspected to show correlations and we reduced such redundancy in the dataset in two ways. Spearman's rank correlations were calculated between all possible pairs of the 16 numerical environmental variables to identify large correlations and we eliminated variables that showed large ( $\rho > 0.8$ ) correlations with any other variables in the same variable group. Data from spring and autumn were separated to explain composition of species by the different sampling seasons. Canonical correspondence analysis was carried out using Canoco 4.14 (ter Braak 1987). Variables were assigned to one of three groups of biotic and abiotic factors to explain carabid species composition. Set 1 consisted of variables describing vegetation structure (vegetation density, height, cover, leaf shape, leaf longevity). Vegetation structure set was dissolved into two main groups: vegetation architecture and vegetation density. Vegetation architecture included leaf shape, leaf longevity and vegetation cover, whereas vegetation compactness included total vegetation density and vegetation density at 3 cm. Set 2 included environmental variables (soil mean clay content, soil pH, mean groundwater level), and set 3 included land use variables (management, disturbance, habitat type). Variation partitioning was applied on the ground beetle data based on both, the predictor set and the single response variables (Peres-neto et al. 2006). The function

partitions the variation in the table of the response variable with respect to two, three or four tables of explanatory variables using redundancy analysis (RDA, Oksanen et al 2010). Vegan package (Oksanen et al. 2010) of R (R DevelopmentCore Team 2011) was used to perform the variation partitioning analysis.

## 4 Results and discussion

### 4.1 Analysis of satellite images and aerial photographs accuracy

#### *4.1.1 Automated classification of satellite images*

The evaluation of the classification (or accuracy assessment) of satellite images showed small differences between the comparing pairs. The total accuracy (TA) for reclassified images and MVM was between 76 and 77% compared to the satellite images. The lowest accuracy gave the comparison of MVM and satellite image from 22.08.2000 with SRTM. In addition, when results of satellite maps with SRTM and without SRTM were compared a larger accuracy of 94.36% was obtained at the beginning of the summer (03.06.2000). The comparison of two date point agreements with and without SRTM did not give differences. However, details of single class accuracy for all compared pairs showed that the SRTM presented higher accuracy by a comparison of MVM and reclassified images from 03.06.2000 in various land cover classes. The matching of interpretations was higher at 03.06.2000+SRTM, 03.06.2000 comparing pairs than between 22.08.2000+SRTM and 22.08.2000. The interpretation showed greater similarity at 03.06.2000+SRTM vs. 22.08.2000+SRTM than between 03.06.2000 and 22.08.2000.

Five categories (meadow, water, wooded area, croplands, and marshes) were identified with varying success through the automated mapping technique. With the single land cover class accuracies the highest accuracy was for cropland and water by MVM vs. reclassified images and when comparing the two reclassified images from different dates in the same year and season. The lowest accuracy belonged to marsh and meadow. The identification of land

cover classes was better when using the image classification pair of MVM vs. 03.06.2000+SRTM and MVM vs. 03.06.2000 reclassified image. The misclassifications were predominantly under or around 10 percent. Higher misclassified values occurred in pairs of marsh and wooded area around 30-40% as well as in marsh and water identification (17-28%) at MVM and in comparing pairs of reclassified images. A high value (38-40%) in meadows – cropland pairs was obtained in the case of MVM and 22.08.2000+SRTM and without a SRTM comparing pair.

#### *4.1.2 Automated classification of aerial photographs*

The difference between the two aerial photographs was minimal: Fuzzy Kappa (Van Vliet et al. 2011) was 0.92 using a 10 meter neighbourhood radius (which is about the same as the mistake of georeferencing images), so the similarity was enough for their parallel application.

If we distinguish only the River Tisza, the backwater, the arable lands and the green wooded area, we obtained an acceptable classification in the case of the river (Tisza), arable lands and wooded area. Wooded area, as the most distinct vegetation type, could be observed, but the difference between an orchard and a wooded area was limited to their similar colour. Their texture was different, but that we could not use by pixel-based classification. Backwaters could not be good differentiated by automated methods. All methods where the two data sources was used together provided better results than the stand-alone tests, but the result was not improved when the raw data was manipulated (e.g. multiplication).

#### *4.1.3 Discussion of satellite image and aerial photographs accuracy analysis*

In the current paper was demonstrated that an optimal scale parameter definition was the key to successful automated and semi-

automated mapping. The automated identification of vegetation patches can be difficult due to their heterogeneity and the sporadic influence of water that can cause spectral interchanges. Low accuracy could be explained by the fact that the areas were too small and the vegetation appearance led to their misclassifications (e.g. in some cases marsh and meadows pair with wooded area). For example backwaters also had green tones because of the biological processes of the water surface and as a consequence they cannot be good differentiated by automated methods. SRTM was useful in separating the land cover classes on the floodplain area in case of wooded area, but for the other categories did not contribute to the identification accuracy. Furthermore, the analysis of satellite image composition from different dates during the vegetation season showed that both dates give reliable information regarding land cover. Altogether, classification at the beginning of summer could be more accurate, but the differences between the seasons were not considerable. In the case of SRTM the differences were more considerable if it was looked at the land cover types at different dates during the summer. It is well known that the manually vectorized aerial photographs, satellite images allow for a much more detailed classification than any automated computer classification (Harvey and Hill 2001). However, we were able to get more accurate information of vegetation type or land cover with an automated analysis of satellite images than with an automated analysis of aerial photographs. Although we established that the results of the classification could be improved by using a combination of two time close aerial photographs to map vegetation covers even if automatic image classification of the aerial photo was not successful in all categories.

## 4.2 Land use change analysis during the last 200 years

### 4.2.1 Vegetation cover and type on the study area in 2005

In the study area were 29 habitat categories, in which was also recorded the vegetation, in the research period. In marshes and backwaters there were six categories recorded which was: standing water vegetation with *Trapa natans*, *Lemna spp.*, *Salvinia natans* and *Ceratophyllum spp.* (A1), floating vegetation of *Utricularia spp.* and *Stratiotes sp.* (A2), submers or emerge rooted pioneer plant communities with *Potamogeton spp.* and *Nymphoides sp.* (A3), *Thypha angustifolia*, *T. latifolia* and *Schoenoplectus lacustris* made up the marshy vegetation with some *Phragmites australis* (B1), large assemblages of *Glyceria maxima* and *Sparganium erectum* (B2) and moreover, the water-fringing helophyte assemblages (B3). The open water surface could be classified into: running water (U8) and standing water (U9). Near the semi-natural water could be find uncharacteristic marshes (O1) caused by human activity. The open but higher terrain was characterized as mesotrophic meadows (D4) and tall herb meadows (D5). In addition, the categories of ruderal and semi-ruderal vegetation on floodplain and marshes (O3, O4) also occurred in the area as semi-natural vegetation on dikes (O10) and semi-natural grasslands on fallow (O11). Forested and shrubby areas were separated into eight categories: riverine willow scrub (J3), riverine willow-poplar woodland (J4), riverine oak-elm-ash woodland (J6), forest with non-native wood, shrubby grassland level (R2), locust tree plantations (S1), poplar plantations (S2), non-native forests and shrubs (S6), and tree lines, hedges and small woodlots (S7). Spontaneously afforested lands (P2) could be also found and the following economic areas or areas with intensive human activities: arable land (T1, T2 (forage plantation)), large orchards (T7), small orchards (T8), abandoned orchards (O12), and dirt road vegetation (O13). We calculated the ratios of naturalness of different habitats in 2005. The naturalness ratios of the different habitats In Boroszló-kert were the follow: close-to-nature habitats 39%,

agricultural and degraded habitats represent 43%, secondary habitats 14% and economic plantation 4%. These ratios were different in Foltos-kert: close-to-nature habitats 38%, agricultural and degraded habitats 6%, secondary habitats 33% and economic forests 23%.

#### *4.2.2.1 Land use changes in Boroszló-kert*

Gallery forests, grasslands and marshes were common in this region in the 18<sup>th</sup> century. In the first, second and third military maps were found no arable land and nor orchards. There were two marsh areas in the second military map and a larger backwater evolved in these years. This backwater already had no contact with the river by the second part of the 19<sup>th</sup> century due to river regulation works, except at high water. In 1944 more than 58% (199 ha) of the area was already covered with gallery forest. Drastic decreases in gallery forest can be identified between 1966 and 1975. The area of woodland was the lowest - 69 ha (21%) - in 1975. Parallel with the decrease of considerable sections of forest, the extension of arable land and orchards increased. Orchards occurred about 1985 on the area. Economic plantations (black locust and poplar) were again planted in the area in 1997 (1%, 3 ha) after 1944. The area of marshes after 1784, 1858 fluctuated between 2 and 4% (6-13 ha). The grasslands area was also the largest (ca.140 ha, 39%) in the 18<sup>th</sup> century; after 1884 it decreased considerably (1-5%, 5-16 ha).

The landscape structure data for Boroszló-kert shows that the minimum number of land use types was six and the average was above nine. The value of Effective Mesh Size (MESH) showed that this floodplain area was more fragmented after 1956. The degree of landscape division (DIVISION) showed the same trend as the mesh size. From results of Nearest-Neighbour Distance it could be established that the distance between grasslands, marshes and meadows changed considerably. The shortest distances between nearest neighbour grasslands occurred in 2005 (NNDist: 7.3 m) and the longest distance was recorded in 1988 (NNDist: 139 m). The

areas of these grassland patches decreased after the third military map and fluctuated from 0.02 to 1.12 ha. The marsh habitat type first appeared on the second military map (1858). We observed the longest distance between two marsh patches at this time (NNDist: 1147 m). Following that, the distance of this patch type decreased considerably. In case of meadows, the largest value (NNDist: 1136 m) of the nearest neighbour distance was recorded in 1944 and it decreased after 1966.

#### *4.2.2.2 Land use changes in Foltos-kert*

There were no arable lands and orchards on the first three military maps. Woodlands, grasslands and marshes could be found along the river on the area. The backwater had not appeared on the third military map yet. In 1944 more than 34% (80 ha) of the active floodplain was already agricultural land but this later decreased to 4% (11 ha). At this time 26% (63 ha) of the area was covered with gallery forest, the wooded area had the lowest coverage at this time, in the 19th century and in 2000 (27%, 64 ha). Orchards (plum) were not characteristic on this part of the floodplain area. We found 8% (12 ha) from that in 1944 which decreased to 0.07% (0.17 ha) by 2005. On the other hand economic plantations (black locust and poplar) developed considerably by 1995 and remained characteristic of the appearance of Foltos-kert (35%, 81 ha) until 2005. Marshy areas were mainly found at both ends of the backwater (0.2-1%, 0.5-3 ha). The largest area of grassland was registered in the 19th century; after 1884 this decreased considerably, the greatest extent was 48% (larger than 80 ha) and the lowest was 2% (4 ha) in 2000.

The landscape structure data shows that the minimum number of land use types was four and the average was above seven in this part of our study area. In this case the value of Effective Mesh Size and DIVISION showed that the area was maximally fragmented in 1944 and 2000. Fragmentation was similar on the first and second military maps and in 1985. In the case of this floodplain area, we could also

establish from the Nearest-Neighbour Distance results that the distance changed considerably between grasslands, marshes and meadows. The Nearest-Neighbour Distance of the grassland was the longest (NNDist: 109 m) on the first military map and it was the shortest (NNDist: 9 m) in 2005. The distance between marsh patches was the shortest in 1944 and also in 2005, NNDist: 8.7 m and 5.5 m. Furthermore, only in these years (in 1944 and 2005) could we find two meadow patches whose distances were similar (NNDist: 1100 m and 1030 m).

#### *4.2.4 Discussion of land use change analysis*

Our results show that the Upper-Tisza region was mainly exploited under traditional agricultural systems with meadows, orchards and some cereal cultivation. Moreover, the characteristic land use of this countryside has changed greatly during the last 200 years. In Boroszló-kert a drastic decrease in wooded areas was identified between 1966 and 1975. Considerable forest shrinkage was caused by intensified agricultural land use and the agricultural policy of the 1960's, which favoured clear-cutting of forest to increase cultivation areas. In 1997 economic plantations were created once again on this part of the floodplain for the first time since 1966 but this was not such a large-scale development compared to Foltos-kert. In Foltos-kert, croplands and orchards decreased across the time period under consideration and Foltos-kert comprised the majority of economic plantations on this part of the active floodplain. Our study showed that human activities and floods played a great role in the changes, because in drier years the agricultural areas were larger and in wet years the semi natural habitats were closer. Analysing the habitat maps of 2005 we found that the ratios of naturalness of habitats were different in the two neighbouring central region of the study area, it came from economic using of the areas. Our study has demonstrated general trends in land use over 200 years and how the dynamics of land use have changed the floodplain landscape. The

historical information from the 18th and the 19th century cannot be taken as a reference for the future; however, it could be used to evaluate the area's current ecological state, and thus to determine an optimal management of the regions in the future.

#### 4.3 Predictor power of environmental factors for ground beetle assemblages in floodplain grasslands

##### 4.3.1 Results of statistical analysis

After variable selection we analysed the remaining predictor variables with canonical correspondence analysis. The CCA suggested that eight variables affected the composition of carabid species: mean groundwater level, management, pH, habitat types, and vegetation cover in the autumn and vegetation density, density at ground level and height in the spring. These variables explained 57.75% of the variance of ground beetle composition.

The first four axes together explained 39.43% of the variation. The first axis explained 18.67% of the variation and the second axis explained 9% of the variation of carabid composition. The first CCA axis differentiated mainly wetter conditions from drier conditions and stronger land use context from lower land use context. In addition, these show an opposite gradient of vegetation density at 3 cm. Along this axis associated species with wetter areas, e.g. *Bembidion dentellum*, *Bembidion biguttatum*, *Agonum micans* and *Agonum emarginatum* were opposite to species associated with drier areas such as *P. melanarius*, *Poecilus versicolor*. This axis represented species that preferred dense vegetation at 3 cm and large vegetation cover in autumn (*Poecilus melanarius*, *P. versicolor*). The second CCA axis differentiated the higher from the lower soil pH and also differentiated the stronger from lower vegetation density in spring, which had an opposite gradient with leaf longevity. *Pseudoophonus rufipes*, *P. melanarius*, *Bembidion guttula*, *Poecilus cupreus* preferred the higher pH and stronger vegetation density in

spring. Species opposite to these were *B. dentellum*, *P. versicolor* or *Bembidion gilvipes*. The CCA results suggested that habitat types differed considerably in species composition. Mesophilous grasslands separated well from the areas with fluctuating water levels and from wet areas. The results of seasonal dissociation (variables in spring and autumn) showed negligible differences from the CCA of the total variable set.

We carried out variation partitioning analysis separately and in combination of the three sets of predictor variables (vegetation, abiotic environment including water and soil, and land use). Land use had a considerably higher percent (17%) of explanatory power than vegetation structure and environmental variables. The set of vegetation structure variables alone explained only 3% of the variation in species composition, while the environmental variables alone (set 2) explained only 1%. However, when the variables of vegetation structure were combined with land use variables (set 3), then they explained 9% of the variation. The combination of the three variable sets explained 8% of the variation in species composition. The marginal effect was in combination of the three variable sets 49%. In combination of the single variables - management and habitat type had a stronger effect on carabid species composition than disturbance and vegetation structure. The vegetation architecture besides the vegetation compactness had a stronger effect on carabids. Within vegetation architecture, vegetation cover and leaf longevity had similar effects on ground beetles, whereas leaf shape explained a smaller percentage of the variation. Moreover, within vegetation compactness, vegetation density had the strongest effect on ground beetle species composition, whereas vegetation height explained only 5% alone and 7% in combination with vegetation density.

#### *4.3.2 Discussion of analysis of environmental factors effect on ground beetles in floodplain*

We identified eight factors that greatly influence the species composition of carabid assemblages in Elbe floodplains and variation partitioning allowed us to establish a hierarchy of explanatory variables based on their influence. In order of decreasing importance, these were land use variables, environmental variables and vegetation structure variables. The environmental variables and vegetation structure showed more negligible effects than landscape variables, although they were identified by CCA as explanatory factors of carabid species composition. Strong correlations were detected between several aspects of vegetation structure and species composition of carabid assemblages. Variation partitioning analysis showed that the explanatory power of vegetation density was higher than explanatory power of leaf longevity and leaf shape, but their combination already showed a relatively higher percent. These results suggested that vegetation architecture (leaf shape and longevity) is an important factor when its effect is not separated from vegetation density. The physical complexity of the vegetation (density, height) may thus more directly affect carabid species composition than may the longevity and shape of the leaves of the constituent plant species. The finding that the explanatory power of vegetation architecture was low separately but high when it was combined with other sets of predictor variables, indicates that vegetation architecture may have important secondary (interactive or synergistic) effects in combination with other variables. Vegetation density was as important as the height of vegetation, which was a relevant finding considering that many studies used vegetation height as a proxy for vegetation structure, because some species prefer the open and drier ground conditions while others are more strongly associated with shady, vegetated ground conditions (e.g. Gardner 1997, Jukes et al 2001). More over the vegetation density was the most important determinant of carabid beetle species composition

from the vegetation structure variable set and it was relevant in the spring and also autumn. These results support the hypothesis that dense vegetation may provide more microsites available for hunting, for the preparation for the egg-laying or for the overwintering of carabid beetles (Epsteins and Kulman 1990; Brose 2003).

Our study provides an insight into the relative importance of different sets of predictor variables and their interrelationships with carabid beetles. Our results suggest that land use and abiotic environmental variables have a main role shaping carabid assemblages on the studied Elbe floodplain, but we do not ignore either the vegetation structure. Furthermore, it showed that soil properties may be less important for ground beetle composition in floodplain grassland than management type, hydrology and vegetation structure.

## 5 Conclusions of studies

The selections of data and methods are generally determined by different factors: the mapping objective, the cost of images, climate conditions and technical issues regarding image interpretation, environmental factors (Paine and Kiser 2012; Schott 2007; Xie et al. 2008). It was found that the success of vegetation cover detection from imagery depends on the success of the image pre-processing and the classification procedures, regardless of the techniques used. Sensors have different spatial, temporal, spectral and radiometric characteristics. The selection of appropriate images and method is an important element for vegetation and land cover mapping and in long-term time series research which needs to analyse archive images and to extract information from vegetation, in cases where field work is not possible. The use of ancillary data may be helpful (e.g. maps, field observations) and more than one aerial photograph could also improve the classification accuracy.

Our findings suggest that correctly rectified old maps can be useful in revealing the direction of land-cover changes. Although historical

maps can clearly determine land use types this does not enable accurate conclusions about different types of grasslands or plant associations. The land use changed considerably on our study area in Upper-Tisza Region during the last 200 years. However land cover of Boroszló-kert and Foltos-kert developed different ways over the years. Boroszló-kert was used for agricultural and Foltos-kert for economic plantation (forestry). The fragmentation increased more in Boroszló-kert as Foltos-kert. Historical studies of floodplains could be useful for the ecological assessment of these areas for large European rivers. Monitoring and survey of floodplains may help to achieve the objectives of European-wide large projects such as the European Water Framework Directive, Natura 2000, and the Ramsar Convention. Furthermore, it could help to reconstruct processes, rehabilitation plans and better land-use scenarios or landscape planning by documenting of effects on habitat of floodplain.

Furthermore, investigating the relative effect of environmental factors on floodplain carabid assemblages land use was proved as the most important one, followed by abiotic environmental variables (hydrological conditions) and by vegetation structure. The relatively large role of hydrological conditions is not surprising considering the regular flooding and the related fluctuations of the groundwater level close to the river in alluvial ecosystems. Our study provides novel insights into the mechanistic level of the relationships between vegetation structure and carabid species composition by demonstrating that the density of vegetation and the longevity and shape of leaves of plant species constituting the habitat can directly influence carabid species composition. The main conservation implication of these results is that the floodplain areas need to promote a connected network of permanent landscape elements at the landscape scale. Nevertheless it should also focus on increasing the fine-scale diversity of vegetation structure and consider the temporal availability of different structural elements to efficiently protect floodplain biodiversity hotspots. Our studies provide that investigation of land use, land cover changes and

management have great importance, since they are determinant for the local fauna.

## Acknowledgments

This study was partly supported by the NKFP-3B/0019/2002 project, entitled "Hydro-ecology of River Tisza and the Upper-Tisza Region" and by the project Ányos Jedlik Program – NKFP 6-00013/2005, entitled "Interaction of natural and induced ecosystems". Research was also supported by a grant to the University of Debrecen giving scientific support to training workshops (Contract No. TÁMOP – 4.2.2/B – 10/ - 1 – 2010 – 0024, TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007). Third part of the study was supported by the Scholarship Programme of the German Federal Environmental Foundation (DBU).

We are also thankful to Szilárd Szabó and Gergely Szabó for their proposals during the computer work. We are indebted to János Tóth and Róbert Enyedi for their help during the field work. We are grateful to Klaus Henle, Frank Dziock, Michael Gerisch, Mathias Scholz, Veronica Angostelli for their proposals during my scholarship. Many thanks to Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH (UFZ), Leipzig and to Technische Universität Berlin (TUB) for the good working conditions during my scholarship.

## References

- Alados CL, Pueyo Y, Barrantes O, Escos J, Giner L, Robles AB (2004) Variations in landscape patterns and vegetation cover between 1957 and 1994 in a semiarid Mediterranean ecosystem. *Landscape Ecol* 19(5):543-559
- Amoros C, Petts GE (1993) Hydrosystemes fluviaux. Collection d'Ecologie 24
- Anders NS, Seijmonsbergen AC, Bouten W (2011) Segmentation optimization and stratified object-based analysis for semi-automated geomorphological mapping. *Remote Sens Environ* 115(12):2976-2985
- Antrop M (2004) Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape Urban Plan* 67(1-4):9-26
- Antvogel H, Bonn A (2001) Environmental parameters and microspatial distribution of insects: a case study of carabids in an alluvial forest. *Ecography* 24:470-482
- Aviron S, Burel F, Baudry J, Schermann N (2005) Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108:205-217
- Baker WL (1989) A review of models of landscape change. *Landscape Ecol* 2(2):111-133
- BIOLFLOR (2002) Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz. Available from <http://www.floraweb.de> (accessed 2011)

- Bolch T, Kamp U, Olsenholler J (2005) Using ASTER and SRTM DEMs for studying geomorphology and glaciation in high mountain areas. In: Oluic M. (ed), *New Strategies for European Remote Sensing*. Millpress, Rotterdam, pp. 119-127
- Bonn A, Schroder B (2001) Habitat models and their transfer for single and multi species groups: a case study of carabids in an alluvial forest. *Ecography* 24:483-496
- Boscaini A, Franceschini A, Maiolini B (2000) River ecotones: carabid beetles as a tool for quality assessment. *Hydrobiologia* 422/423:173-181
- Braun-Blanquet J (1964) *Pflanzensoziologie*. Springer, Wien, New York
- Brose U (2003) Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia* 135:407-413
- Chalmers N, Fabricius C (2007) Expert and Generalist local knowledge about land-cover change on south Africa's wild coast: Can local ecological knowledge add value to science? *Ecol Soc* 12(1)
- Cherrill A, Rushton S, Sanderson R, Byrne J (1997) Comparison of TWINSPAN classifications based on plant bugs, leaf hoppers, ground-beetles, spiders and plants. *Entomologist* 116:73-83
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R et al (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25(1):3-15

- de Groot RS, Alkemade R, Braat L, Hein L, Willemsen L (2010)  
 Challenges in integrating the concept of ecosystem services and  
 values in landscape planning, management and decision making.  
*Ecol Complex* 7(3):260-272
- Dollar ESJ, James CS, Rogers KH, Thoms MC (2007) A framework  
 for interdisciplinary understanding of rivers as ecosystems.  
*Geomorphology* 89(1–2):147-162
- Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator  
 species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol.*  
*Monogr.* 67:345-366
- Dunn RR (2005) Modern insect extinctions, the neglected majority.  
*Conserv. Biol.* 19:1030-1036
- Epstein ME, Kulman HM (1990) Habitat distribution and seasonal  
 occurrence of carabid beetles in East-central Minnesota. *Am.*  
*Midl. Nat.* 123:209-225
- Farr TG, Rosen PA, Caro E, Crippen R, Duren R, Hensley S, Kobrick  
 M, Paller M, Rodriguez E, Roth L, Seal D, Shaffer S, Shimada  
 J, Umland J, Werner M, Oskin M, Burbank D and Alsdorf D  
 (2007) The Shuttle Radar Topography Mission. *Rev. Geophys.*  
 45 (2) RG2004
- Fekete G, Molnár Z, Horváth F (1997) A magyarországi élőhelyek  
 leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer.  
 (Description of habitats in Hungary and the National Habitat-  
 Classification System.). Magyar Természettudományi Múzeum,  
 Budapest

- Foord SH, Ferguson JWH, van Jaarsveld AS (2003) Coleopteran assemblages in Afromontane grasslands reflect fine scale variation in vegetation. *Ecol. Entomol.* 32:797-806
- Ganguly S, Friedl MA, Tan B, Zhang X, Verma M (2010) Land surface phenology from MODIS: Characterization of the Collection 5 global land cover dynamics product. *Remote Sens Environ* 114(8):1805-1816
- Gardner SM, Hartley SE, Davies A, Palmer SCF (1997) Carabid communities on heather moorlands in northeast Scotland: the consequences of grazing pressure for community diversity. *Biol. Conserv.* 81:275-286
- Gerisch M, Schanowski A, Figura W, Gerken B, Dziock F, Henle K (2006) Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of hydrological site conditions in floodplain grasslands. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 91:326-340
- Gingrich S, Haidvogel G, Krausmann F (2012) The Danube and Vienna: urban resource use, transport and land use 1800–1910. *Reg Environ Change* 12(2):283-294
- Gorokhovich Y, Voustantiouk A (2006) Accuracy assessment of the processed SRTM-based elevation data by CGIAR using field data from USA and Thailand and its relation to the terrain characteristics. *Remote Sens Environ* 104(4):409-415
- Hancock GR, Martinez C, Evans KG, Moliere DR (2006) A comparison of SRTM and high-resolution digital elevation models and their use in catchment geomorphology and

- hydrology: Australian examples. *Earth Surf Proc Land* 31(11):1394-1412
- Harvey KR, Hill GJE (2001) Vegetation mapping of a tropical freshwater swamp in the Northern Territory, Australia: A comparison of aerial photography, Landsat TM and SPOT satellite imagery. *Int J Remote Sens* 22(15):2911-2925
- Haslam SM (2008) *The Riverscape and the River*. Cambridge University Press, Cambridge
- Henle K, Dziock F, Foeckler F, Follner K, Huesing V, Hettricha A, Rink M, Stab S, Scholz M (2006) Study design for assessing species environment relationships and developing indicator systems for ecological changes in floodplains – the approach of the RIVA project. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 91:292-313
- Hofton MA, Dubayah RO, Blair JB, Rabine D (2006) Validation of SRTM elevations over vegetated and non-vegetated terrain using medium footprint lidar. v. 72, no. 3, p. 279-285
- Hyypä J, Hyypä H, Inkinen M, Engdahl M, Linko S, Zhu Y-H (2000) Accuracy comparison of various remote sensing data sources in the retrieval of forest stand attributes. *Forest Ecol Manag* 128(1–2):109-120
- Irmeler U, Hoernes U (2003) Assignment and evaluation of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages to sites on different scales in a grassland landscape. *Biodivers. Conserv.* 12:1405-1419
- Jukes MR, Peace AJ, Ferris R (2001) Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: the influence

- of site, ground vegetation and stand structure. *Forest Ecol. Manag.* 148:271-286
- Kellndorfer J, Walker W, Pierce L et al (2004) Vegetation height estimation from Shuttle Radar Topography Mission and National Elevation Datasets. *Remote Sens Environ* 93(3):339-358
- Klapp E, Opitz von Boberfeld W (1990) Taschenbuch der Gräser. Hamburg/ Berlin (Paul Parey)
- Klotz S, Kühn I, Durka W (2002) BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38, Bundesamt für Naturschutz, Bonn
- Koivula MJ (2011) Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys* 100:287-317
- Langellotto GA, Denno RF (2004) Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* 139:1-10
- le Polain de Waroux Y, Lambin EF (2012) Monitoring degradation in arid and semi-arid forests and woodlands: The case of the argan woodlands (Morocco). *Appl Geogr* 32(2):777-786
- Lóczy D, Pirkhoffer E, Gyenizse P (2012) Geomorphometric floodplain classification in a hill region of Hungary. *Geomorphology* 147–148(0):61-72

- Lowe DG (2004) Distinctive Image Features from Scale-Invariant Keypoints: *International Journal of Computer Vision*, v. 60, no. 2: 91-110.
- Lövei G L, Sunderland K D (1996) Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera Carabidae). *Annu. Rev. Entomol.* 41: 231-256
- Luff ML, Eyre MD, Rushton SP (1992) Classification and prediction of grassland habitats using ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *J. Environ. Manage.* 35:301-315
- Lunetta RS, Congalton, RG, Fenstermaker LK, Jensen JR, McGwire KC, Tinney LR (1991) Remote sensing and Geographical Information System data integration: Error sources and research issues. *Photogram Eng Remote Sens* 57(6):677-687
- Magura T, Tóthmérész B, Bordán Zs (2000) Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation, *Biol. Conserv* 93:95-102
- McCoy ED, Bell SS (1991) Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: Bell SS, McCoy ED, Mushinsky HR (ed) *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London. pp 3-27
- McCracken DI (1994) A fuzzy classification of moorland ground beetle (Coleoptera: Carabidae) and plant communities. *Pedobiologia* 38:12-27
- McFerran DM, Montgomery WI, McAdam JH (1994) Effects of grazing intensity on heathland vegetation and ground beetle assemblages of the uplands of County Antrim, north-east

- Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 94B:41-52
- Metzger MJ, Rounsevell MDA, Acosta-Michlik L, Leemans R, Schröter D (2006) The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114(1):69-85
- Mi J, Wang K, Wang HM (2011) Application of Landsat ETM plus in Monitoring of Desertification in Agro-Pastoral Ecotone of Northern China. *Spectrosc Spect Anal* 31(3):798-802
- Miettinen J, Shi CH, Tan WJ, Liew SC (2012) 2010 land cover map of insular Southeast Asia in 250-m spatial resolution. *Remote Sens Lett* 3(1):11-20
- Minick GR, Shain WA (1981) Comparison of satellite imagery and conventional aerial photography in evaluating a large forest fire. *LARS Symposia*. Paper 466.
- Moran EF, Brondizio E, Mausel P, Wu Y (1994) Integrating Amazonian Vegetation, Land-Use, and Satellite Data. *Bioscience* 44(5):329-338
- Moreira F, Rego FC, Ferreira PG (2001) Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecol* 16(6):557-567
- Mosbech A, Hansen BU (1994) Comparison of satellite imagery and infrared aerial photography as vegetation mapping methods in an arctic study area; Jameson Land, East Greenland. *Polar Research* 13(1):139-152

- NASA Landsat Program, 2000, Landsat ETM+ scene,  
L71186027\_02720070817, USGS, Sioux Falls, 17/08/2000.
- NASA Landsat Program, 2000, Landsat ETM+ scene, L 7-  
20000603-185-27, USGS, Sioux Falls, 17/08/2000. (Department  
of Physical Geography and Geoinformatics, University of  
Debrecen)
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, O'Hara RB, Simpson  
GL, Solymos P, Stevens MH, Wagner H (2010) Package  
'vegan'. <http://vegan.r-forge.r-project.org/> (accessed 2011)
- Paine DP, Kiser JD (2012) Aerial Photography and Image  
Interpretation. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey
- Palandro D, Andréfouët S, Dustan P, Muller-Karger FE (2003)  
Change detection in coral reef communities using Ikonos  
satellite sensor imagery and historic aerial photographs. *Int J  
Remote Sens* 24(4):873-878
- Pétillon J, Georges A, Canard A, Lefeuvre JC, Bakker and F. Ysnel  
JP (2008) Influence of abiotic factors on spider and ground  
beetle communities in different salt-marsh systems. *Basic and  
App Ecol*, 9(6):743-751
- Price WP, Bouton CE, Gross P, McPheron BA, Thompson JN, Weis  
AE (1980) Interactions among three trophic levels: influence of  
plants on interactions between herbivores and natural enemies.  
*Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 11:41-65
- Rainio J, Niemelä J (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae)  
as bioindicators. *Biodivers. Conserv.* 12:487-506

- Rocchini D, Perry GLW, Salerno M, Maccherini S, Chiarucci A  
(2006) Landscape change and the dynamics of open formations  
in a natural reserve. *Landscape Urban Plan* 77(1-2):167-177
- Rothmaler W, Basler M, Jager EJ, Werner K (1999) *Exkursionsflora  
von Deutschland. Band 2. Gefäßpflanzen. Grundband.*  
Spektrum Akademie Verlag. Berlin
- Sanderson RA, Rushton SP, Cherrill AJ, Byrne JP (1995) Soil,  
vegetation and space: an analysis of their effects on the  
invertebrate communities of a moorland in north-east England.  
*J. Appl. Ecol.* 32:506-518
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) *Biological  
Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review.* *Conserv  
Biol* 5(1):18-32
- Schaffers AP, Raemakers IP, Sýkora KV, ter Braak CJF (2008)  
Arthropod assemblage are best predicted by plant species  
composition. *Ecology* 3:782-794
- Scholz M, Henle K, Dziöck F, Stab S, Föeckler F (2009)  
*Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue.*  
Ulmer Verlag, Stuttgart
- Schott JR (2007) *Remote sensing.* Oxford University Press, Oxford
- Siart C, Bubenzer O, Eitel B (2009) Combining digital elevation data  
(SRTM/ASTER), high resolution satellite imagery (Quickbird)  
and GIS for geomorphological mapping: A multi-component  
case study on Mediterranean karst in Central Crete.  
*Geomorphology* 112(1-2):106-121

- Siemann E (1998) Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology* 79:2057-2070
- Siemann E, Tilman D, Haarstad J, Ritchie M (1998) Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *Am. Nat.* 152:738-750
- Simon T (2000) A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – virágos növények. (The vascular flora of Hungary.) Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- ter Braak CJF (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167-1179
- ter Braak CJF (1987) CANOCO-a FORTRAN Program for Canonical Community Ordination. TNO Institute of Applied Computer Science, Wageningen
- ter Braak CJF (1987) The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77
- Terzioglu S, Baskent EZ, Kadiogullari AI (2009) Monitoring forest structure at landscape level: a case study of Scots pine forest in NE Turkey. *Environ Monit Assess* 152(1-4):71-81
- Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* (2004) 31:79-92

- Van Dessel W, Van Rompaey A, Poelmans L, Szilassi P, Jordan G, Csillag G (2009) Predicting land cover changes and their impact on the sediment influx in the Lake Balaton catchment. *Landscape Ecol* 24(7):987-987
- Van Vliet J, Bregt AK, Hagen-Zanker A (2011) Revisiting Kappa to account for change in the accuracy assessment of land-use change models. *Ecol Model* 222(8):1367-1375
- van Zyl JJ (2001) The Shuttle Radar Topography Mission (SRTM): a breakthrough in remote sensing of topography. *Acta Astronautica* 48(5–12):559-565
- Walker WS, Kelldorfer JM, Pierce LE (2007) Quality assessment of SRTM C- and X-band interferometric data: Implications for the retrieval of vegetation canopy height. *Remote Sens Environ* 106(4):428-448
- Wisskirchen R, Haeupler H (1998) Standardlisteder Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Hg. Bundesamt für Naturschutz, Ulmer, Stuttgart
- WWF (2002) The Ecological Effects of Mining Spills in the Tisza River System in 2000. <http://wwf.panda.org/?3519/Ecological-Effects-of-Mining-Spills-in-the-Tisza-River-System-in-2000>. Vienna
- Xie YC, Sha ZY, Yu M (2008) Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *J Plant Ecol-Uk* 1(1):9-23

Varga Katalin publikációi

Publications of Katalin Varga

**Impakt faktoros közlemények – Papers with impact factor**

**Varga K.**, Szabó Sz., Szabó G., Dévai Gy., Tóthmérész B. 2013: Increase accuracy of automated vegetation and land cover mapping using archive aerial photos and moderate resolution remote sensing data - *Environmental Earth Sciences*, accepted with major revision. [IF 2011: 1.059]

Rácz IA., Déri E., Kisfali M., Batiz Z., **Varga K.**, Szabó Gy., Lengyel Sz. 2013: Early changes of orthopteran assemblages after grassland restoration: a comparison of space-for-time substitution versus repeated measures monitoring – *Biodiversity and Conservation*, doi.: 10.1007/s10531-013-0466-8. [IF: 2.238]

**Varga K.**, Dévai Gy., Tóthmérész B. 2013: Land use history of a floodplain area during the last 200 years in the Upper-Tisza region (Hungary) – *Regional Environmental Change*, DOI: 10.1007/s10113-013-0424-8 [IF: 3.000]

Tóth J., **Varga K.**, Végvári Zs., Varga Z. 2012: Distribution of the Eastern knapweed fritillary (*Melitaea ornata*, Christoph, 1893) (Lepidoptera: Nymphalidae): past, present and future – *Journal of Insect Conservation*, pp. 1-11, doi:10.1007/s10841-012-9503-2 [IF: 1.688]

Lengyel Sz., **Varga K.**, Kosztyi B., Lontay L., Déri E., Török P., Tóthmérész B 2012: Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early results from a large-scale project – *Applied Vegetation Science* Doi: 10.1111/j.1654-109X.2011.01179.x. [IF: 1.678]

## **Idegen nyelvű közlemények referált lapokban – Publications in refereed journals**

Mérő T.O., Žuljević A., **Varga K.** 2010: Nest-site characteristics and breeding density of magpie *Pica Pica* in Sombor (NW Serbia) – *Acrocephalus* 31(145/146):93-99. Doi: 10.2478/v10100-010-0006-5

Szabó Sz., Csorba P., **Varga K.** 2008: Landscape management and landuse – tools for landscape management – *Dissertation Comissions Of Cultural Landscape – Methods of Landscape Research* 8: 7-20.

## **Magyar nyelvű tudományos közlemények – Hungarian scientific papers**

**Varga K.**, Tóthmérész B., Dévai Gy. 2008: Javaslat a holtmedrek általános jellemzésének egységesítésére – *Hidrol. Közl.* 88/6: 227-230.

**Varga K.**, Tóthmérész B., Dévai Gy. 2007: A Foltos-kerti-hullámtéröblözet állapotváltozása 61 év alatt – *Hidrol. Közl.* 87:149-152.

**Varga K.**, Tóthmérész B., Dévai Gy. 2006: A természeti és a kultúrtáj változása a Felső-Tisza-vidék egyik hullámtéröblözetében – *A táj változásai a Kárpát-medencében, Település a tájban* 266-270.

**Varga K.**, Lukács B. A., Tóthmérész B., Dévai Gy. 2006: A vegetáció változása a Boroszló-kerti-hullámtéröblözetben 1944-től napjainkig – *Hidrol. Közl.* 86:136-138.

Enyedí R., **Varga K.** 2006: A Déri Múzeum lemezescsápú bogárgyűjteménye (Coleoptera: Scarabaeoidea) – *A Debreceni Déri Múzeum Évkönyve*, 2006., 123-134.

**Varga K.**, Lukács B. A., Dévai Gy. 2005: Élőhely-térképezés állapotjellemzési céllal a Boroszló-kerti-hullámtéröblötzetben - *Hidrol. Közl.* 85: 163-165.

### **Könyvillusztráció – Book illustration**

Mérő T. O., Zuljevic A. 2010: Ptice Sombora/Birds of Sombor – *Drustvoze zastitu I proucavanje prirode-Natura, Sombor / Nature Protection an Study Society-Natura, Sombor*, térkép melléklet **Varga K.**

### **Nemzetközi konferenciák – International conferences**

**Varga K.**, Crisan A., Lengyel Sz. 2010: Short-term, weather-related changes in landscape structure and complexity in grasslands and marshes – International Konferenc in Landscape Ecology, Brno, szeptember 3-6., poszter.

Szabó Sz., **Varga K.**, Csorba P. 2008: Landscape indices and landuse - tools for landscape management - Methodology of Landscape Research, International Conference, Krynica, Poland 3-6.March 2008.

**Varga K.**, Tóthmérész B., Dévai Gy. 2008: Land use changes on an active floodplain on the Upper-Tisza Region. Poster, 11th European Ecological Congress (EURECO-GFÖE), Leipzig, Germany.

**Varga K.**, Tóthmérész B., Dévai Gy. 2006: Vegetation changes o fan active floodplain through in latest 60 years int he Upper-Tisza Region in North-Hungary – *1<sup>st</sup> European Congress of Conservation Biology*, poszter.

## Hazai konferenciák – Conferences

- Misik T., **Varga K.**, Kárász I. 2008: A síkfőkúti cseres tölgyes erdő cserjeszintjének fiziognómiai struktúra viszonyai 2007-ben - *IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia*, előadás.
- Misik T., Jósvai P., **Varga K.**, Kárász I. 2008: A síkfőkúti cseres tölgyes erdő cserjeszintjének fiziognómiai struktúra viszonyai 2002-ben - *Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VIII. Országos Konferencia*, előadás.
- Varga K.**, Grigorszky., Nagy S. A., Tóthmérész B., Dévai Gy. 2007: GIS alkalmazása egy felső-Tisza-vidéki mintaterület élőhely-térképezésében - *ESRI Magyarország Felhasználói Konferencia*, poszter.
- Varga K.** 2007: Javaslat a holtmedrek általános jellemzésének egységesítésére – *XLVIII. Hidrobiológus napok*, poszter.
- Varga K.** 2006: A Foltos-kerti-hullámtéröblözet állapotváltozása 61 év alatt - *XLVII. Hidrobiológus napok*, poszter.
- Varga K.**, Lukács B.A., Tóthmérész B., Dévai Gy. 2006: A vegetáció változása a Boroszló-kerti-hullámtéröblözetben 60 év alatt - *Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VII.*, poszter.
- Varga K.**, Tóthmérész B., Dévai Gy. 2006: A természeti és a kultúrtáj változása a Felső-Tisza-vidék egyik hullámtéröblözetében - *VI. Tájéörténeti Konferencia*, poszter.
- Varga K.**, Tóthmérész B., Dévai Gy. 2006: Felső-Tisza Gulács és Jánd közötti hullámtérszakaszának

- élőhelytérképezése és állapotjellemezése – 7. *Magyar Ökológus Kongresszus*, poszter.
- Varga K.**, Tóthmérész B., Dévai Gy. 2006: A GIS felhasználása a Boroszló-kerti-hullámtéröblözet (Felső-Tisza-vidék) élőhelymintázatának kutatásában - *ESRI Magyarország Felhasználói Konferencia*, poszter.
- Varga K.**, Lukács B.A. 2005: A vegetációmintázat változásának vizsgálata a Boroszló-kerti-hullámtéröblözetben - *XLVI. Hidrobiológus napok*, előadás.
- Varga K.** 2005: Élőhelyszerkezeti változások a Tisza mentén, a Boroszló-kert példáján – *Magyar Tudomány Napja*, DAB Székház, Debrecen, előadás.
- Varga K.**, Lukács B. A. 2004: Élőhely-térképezés állapotjellemezési céllal a Boroszló-kerti-hullámtéröblözetben - *XLV. Hidrobiológus napok*, poszter.